ISSN 1013-4506 FS-09-150-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

LEBEN MIT STRAHLUNG – VON DEN GRUNDLAGEN ZUR PRAXIS

6. Gemeinsame Tagung des Österreichischen Verbandes für Strahlenschutz ÖVS und des Deutsch/Schweizerischen Fachverbandes für Strahlenschutz – FS mit Workshop der Österreichischen Gesellschaft für Medizinische Physik ÖGMP

41. Jahrestagung des FS

21. bis 25. September 2009 Alpbach, Tirol

Bandherausgeber:
Franz Josef Maringer
Renate Czarwinski
Thomas Geringer
Alexander Brandl
Andreas Steurer

LEBEN MIT STRAHLUNG – VON DEN GRUNDLAGEN ZUR PRAXIS

6. Gemeinsame Tagung des
Österreichischen Verbandes für Strahlenschutz ÖVS
und des Deutsch/Schweizerischen Fachverbandes
für Strahlenschutz – FS
mit Workshop der Österreichischen Gesellschaft für
Medizinische Physik ÖGMP

41. Jahrestagung des FS

ISSN 1013-4506 FS-09-150-T

Fachverband für Strahlenschutz e.V.

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

Publikationsreihe FORTSCHRITTE IM STRAHLENSCHUTZ

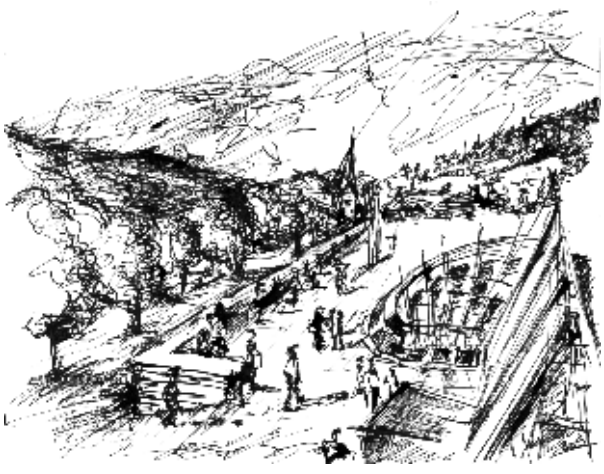
Publication Series PROGRESS IN RADIATION PROTECTION

LEBEN MIT STRAHLUNG – VON DEN GRUNDLAGEN ZUR PRAXIS

6. Gemeinsame Tagung des Österreichischen Verbandes für Strahlenschutz ÖVS und des Deutsch/Schweizerischen Fachverbandes für Strahlenschutz – FS mit Workshop der Österreichischen Gesellschaft für Medizinische Physik ÖGMP

41. Jahrestagung des FS

21. bis 25. September 2009 Alpbach, Tirol



Bandherausgeber:
Franz Josef Maringer
Renate Czarwinski
Thomas Geringer
Alexander Brandl
Andreas Steurer

Bibliografische Information der Deutschen Nationalbibliothek
Die Deutsche Nationalbibliothek verzeichnet diese Publikation in der Deutschen Nationalbibliografie. Detaillierte bibliografische Daten sind im Internet über http://dnb.d-nb.de abrufbar.

Die Inhalte dieses Werkes wurden von Verlag, Herausgebern und Autoren nach bestem Wissen und Gewissen erarbeitet und zusammengestellt. Eine rechtliche Gewähr für die Richtigkeit der einzelnen Angaben kann jedoch nicht übernommen werden. Gleiches gilt auch für die Websites, auf die über Hyperlink verwiesen wird. Es wird betont, dass wir keinerlei Einfluss auf die Inhalte und Formulierungen dieser Seiten haben und auch keine Verantwortung für sie übernehmen.
Grundsätzlich gelten die Wortlaute der Gesetzestexte und Richtlinien sowie die einschlägige Rechtsprechung.

Gedruckt auf chlorfrei gebleichtem Papier.

ISSN 1013-4506
ISBN: 978-3-8249-1316-9

© by TÜV Media GmbH, TÜV Rheinland Group, Köln 2009
TÜV, TUEV und TUV sind eingetragene Marken der TÜV Rheinland Group. Eine Nutzung und Verwendung bedarf der vorherigen Zustimmung durch das Unternehmen.
Gesamtherstellung: TÜV Media GmbH, Köln 2009
Printed in Germany 2009

Die Grafik für die Titelseite wurde von der Künstlerin **Edeltraud Steurer**, Wiener Neustadt, kostenlos zur Verfügung gestellt.

6. Gemeinsame Tagung ÖVS - FS
41. Jahrestagung FS
Workshop ÖGMP
Alpbach, 2009

Ehrenschutz:
Dipl.-Ing. Nikolaus Berlakovich
Bundesminister für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Österreich

Alois Stöger, diplômé
Bundesminister für Gesundheit, Österreich

Dr. Christoph Neuner
Landessanitätsdirektor für Tirol

Tagungspräsident:

Franz Josef Maringer	Bundesamt für Eich- und Vermessungswesen, Wien

Tagungssekretär:

Alexander Brandl	Nuclear Engineering Seibersdorf GmbH

Tagungskassier:

Andreas Steurer	Bundesamt für Eich- und Vermessungswesen, Wien

Programmkomitee:

Renate Czarwinski, *Vorsitzende*	International Atomic Energy Agency, Wien
Alfred Hefner, *stv. Vorsitzender*	Austrian Institute of Technology, Seibersdorf
Michael Hajek	Atominstitut der Österreichischen Universitäten, Wien
Klaus Henrichs	Siemens AG, München
Rolf Michel	Leibniz Universität Hannover
Alfred Neu	Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg
Michael G. Oberladstätter	Universitätsklinik für Nuklearmedizin, Innsbruck
Hannes Stadtmann	Seibersdorf Labor GmbH
Manfred Tschurlovits	Atominstitut der Österreichischen Universitäten, Wien

Organisationskomitee:

Thomas Geringer, *Vorsitzender*	Seibersdorf Labor GmbH
Thomas Schöpf, *stv. Vorsitzender*	Institut für medizinischen Strahlenschutz und Dosimetrie, Innsbruck
Peter Brunner	Universität Innsbruck
Andreas Dalheimer	Bundesamt für Strahlenschutz, Berlin
Christian Katzlberger	Österreichische Agentur für Gesundheit und Ernährungssicherheit, Wien
Sigrid Sperker	Amt der Oberösterreichischen Landesregierung, Linz
Ferdinand Steger	Nuclear Engineering Seibersdorf GmbH i.R.

Tagungssekretariat:

Martina Kaman	Seibersdorf Labor GmbH

Industrieausstellung:

Mag. Maria Hamata	MEDIA-PLAN, Wien

Sponsoren

Der Österreichische Verband für Strahlenschutz und der Fachverband für Strahlenschutz bedanken sich bei folgenden Institutionen (in alphabetischer Reihenfolge) für die großzügige Unterstützung der Tagung 2009[*)].

Bundesministerium für Gesundheit
Radetzkystraße 2
A-1030 Wien
www.bmg.gv.at

BUNDESMINISTERIUM FÜR GESUNDHEIT

Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft
Umwelt und Wasserwirtschaft
Stubenring 1
A-1012 Wien
www.lebensministerium.at

lebensministerium.at

[*)] *Berücksichtigt wurden Sponsoren, deren Zusage bis Redaktionsschluss (11.07.2009) vorlag.*

Ausstellende Firmen

Der Österreichische Verband für Strahlenschutz und der Fachverband für Strahlenschutz bedanken sich bei folgenden Firmen (in alphabetischer Reihenfolge), die durch die Ausstellung ihrer Produkte zur fachlichen Bereicherung der Tagung 2009 wesentlich beitragen:

AUTOMESS GmbH
Daimlerstraße 27
D-68526 Ladenburg
E-Mail: info@automess.de
Internet: www.automess.de

Berthold Technologies GmbH
Goldschlagstraße 182
A-1140 Wien
E-Mail: oliver.gebauer@berthold.com
Internet: www.berthold.com

Bitt Technology GmbH
Wienerstraße 70
A-2104 Spillern
E-Mail: office@bitt.at
Internet: www.bitt.at

Eckert & Ziegler Nuclitec GmbH
Gieselweg 1
D-38110 Braunschweig
E-Mail: susanne.king@ezag.com
Internet: www.ezag.de

ELIMPEX - MEDIZINTECHNIK GmbH
Spechtgasse 32
A-2340 Mödling
E-Mail: herta.schweda@elimpex.com
Internet: www.elimpex.com

FCI Frenzel Consulting & Instruments
Steinweg 12/1
D-75334 Straubenhardt
E-Mail: eberhardfrenzel@aol.com
Internet: www.fci-frenzel.de

FST Freiberger Sensortechnik Hegewald & Kandler GbR
Beuststraße 12
D-09599 Freiberg
E-Mail: fst.hoffmann@t-online.de
Internet: www.fst-sensortechnik.de

Gamma-Service GmbH
Bautzner Straße 67
D-04347 Leipzig
E-Mail: nicole.woellner@gamma-recycling.de
Internet: www.gamma-recycling.de

GCTechnology GmbH
Freidling 12
D-84172 Buch
E-Mail: cstrasser@gctech-gmbh.com
Internet: www.gctech-gmbh.com

ICx Technologies GmbH
Piepersberg 12
D-42653 Solingen
E-Mail: sylvia.volland@icxt.com
Internet: www.icxt.com

Mittli KG
Hegergasse 7
A-1030 Wien
E-Mail: mittli@mittli.at
Internet: www.mittli.at

Pedi AG
Köllikerstraße 17
CH-5036 Oberentfelden
E-Mail: marcel.kunz@pedi.ch
Internet: www.pedi.ch

SAPHYMO GmbH
Heerstraße 149
D-60488 Frankfurt am Main
E-Mail: gottfried@saphymo.de
Internet: www.saphymo.com

SARAD GmbH
Wiesbadner Strasse 20
D-01159 Dresden
E-Mail: info@sarad.de
Internet: www.sarad.de

TechniData AG
Hans-Pinsel-Straße 4
D-85540 Haar
E-Mail: soesen.hartmann@technidata.com
Internet: www.technidata.de

Thermo Fisher Scientific Thermo Electron (Erlangen) GmbH
Frauenbauracher Straße 96
D-91056 Erlangen
E-Mail: dieter.backer@thermofischer.com
Internet: www.thermo.com

[*)] Berücksichtigt wurden Firmen, deren Zusage bis Redaktionsschluss (11.07.2009) vorlag.

VORWORT

Sehr geehrte TagungsteilnehmerInnen!
Geschätzte LeserInnen!
Liebe Kolleginnen und Kollegen!

Wir freuen uns, Sie zu der Tagung „Leben mit Strahlung – von den Grundlagen zur Praxis" begrüßen und Ihnen den vorliegenden Tagungsband mit zahlreichen aktuellen und interessanten Fachbeiträgen vorlegen zu können. Die gemeinsam veranstalteten Tagungen des deutsch-schweizerischen Fachverbandes für Strahlenschutz FS mit dem Österreichischen Strahlenschutzverband ÖVS tragen seit vielen Jahrzehnten wesentlich zum fachlichen, kulturellen und sozialen Austausch der deutschsprachigen StrahlenschützerInnen bei.

Von aktueller Bedeutung in einer zusammenwachsenden Welt ist der Themenbereich „Globale Sicherheit". Dabei werden Strahlenschutzfragen im Zusammenhang mit dem nuklearen Brennstoffkreislauf, Anwendungen in Wissenschaft, Technik und Industrie und Erfahrungen und Konzepte zur Bewältigung nuklearer Notstandssituationen erörtert.

Grundlagen und Praxis im Hinblick auf die Bewertung der Strahlenexposition der Bevölkerung durch künstliche und natürliche Strahlenquellen sind im Themenblock „Umwelt" zusammengefasst. Dabei werden neben radioökologischen Themen auch Fragestellungen im Zusammenhang mit NORM und Radon behandelt.

Einen besonderen Schwerpunkt dieser Tagung bildet der „Strahlenschutz in der Medizin", zu dem die Österreichische Gesellschaft für Medizinische Physik ÖGMP als Mitveranstalter mit zahlreichen Fachbeiträgen und einem eigenen Workshop speziell für Medizinphysiker beiträgt.

Eine Zusammenschau und Ausblick in die Zukunft des Strahlenschutzes – mit den Themen Rechtfertigung, Anforderungen, Richtlinien und Praxis – ist im, die Tagung abschließenden Themenschwerpunkt „Leben mit Strahlung" zu finden.

Das verantwortliche Tagungsteam hat ein alternatives Tagungskonzept vorbereitet und umgesetzt: 1. Übersichtsvorträge zur Darstellung der aktuellen Grundlagen, 2. Posterberichte zur Entfaltung der Schwerpunkte in Spezialthemen und Praxisberichten und 3. Podiumsdiskussionen zur Vernetzung und zum Austausch der Praxiserfahrungen. Dadurch konnten interaktive Diskussionszeiten während der Tagung vermehrt und Frontalvortragszeiten reduziert werden. Wir danken allen TeilnehmerInnen und AutorInnen, die dieses Tagungskonzept durch Ihre Beiträge aktiv unterstützt haben!

Wir wünschen Ihnen, den TeilnehmerInnen an der Tagung und den LeserInnen dieses Bandes, dass Sie zahlreiche Anregungen für Ihre Aufgaben erhalten und in die tägliche Berufspraxis umsetzen können!

Franz Josef Maringer, *Tagungspräsident*
Alexander Brandl, *Tagungssekretär*
Andreas Steurer, *Tagungskassier*
Renate Czarwinski, *Vorsitzende des Programmkomitees*
Thomas Geringer, *Vorsitzender des Organisationskomitees*

Grußworte des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft Umwelt und Wasserwirtschaft

Dipl.-Ing. Nikolaus Berlakovich

Sehr geehrte Damen und Herren!

Liebe StrahlenschutzexpertInnen!

Als für den Strahlenschutz in Österreich verantwortlicher Bundesminister übernehme ich gerne den Ehrenschutz für den gemeinsamen Strahlenschutzkongress von Österreich, Deutschland und der Schweiz in Alpbach. Der Tagungsort selbst hat bereits einen geschichtlichen Bezug zur Strahlenphysik. Der mit dem Nobelpreis für Physik 1933 ausgezeichnete Erwin Schrödinger hielt sich viele Jahre in Alpbach auf und hat auch in diesem Ort im Jahr 1961 seine letzte Ruhestätte gefunden. In den letzten Jahrzehnten hat Alpbach durch zahlreiche wissenschaftliche Veranstaltungen von internationaler Bedeutung auf sich aufmerksam gemacht, unter anderem durch die alljährlich abgehaltenen Technologiegespräche.

Strahlenschutz bedeutet Schutz der Menschen und der Umwelt vor Schäden durch ionisierende Strahlung. Die kontinuierliche Weiterentwicklung der wissenschaftlichen Grundlagen des Strahlenschutzes ist eine ständige Herausforderung. In diesem Zusammenhang sind die Präsentation wissenschaftlicher Arbeiten und die Diskussion unter ExpertInnen von besonderer Bedeutung.

Ich danke dem Österreichischen Verband für Strahlenschutz und den Partnerorganisationen für die Vorbereitung und Durchführung der gemeinsamen Fachtagung. Der Austausch auf fachlicher Ebene ist über die Staatsgrenzen hinaus notwendig. Gerade der Erhalt unserer Lebensgrundlagen und damit verbundene gemeinsame Anstrengungen stellen eine wesentliche Herausforderung für die Zukunft unserer Bürgerinnen und Bürger im zusammenwachsenden Europa dar.

Ich wünsche der Tagung in Alpbach viel Erfolg, neue Wege für den Schutz vor den unerwünschten Wirkungen der ionisierenden Strahlung aufzuzeigen und so das Leben mit Strahlung noch sicherer als bisher zu machen.

Niki Berlakovich
Umweltminister

Grußworte des Bundesministers für Gesundheit

Alois Stöger, diplômé

Sehr geehrte Damen und Herren!
Werte StrahlenschutzexpertInnen!

Der Strahlenschutz hat in Österreich bekanntlich einen sehr hohen Stellenwert. Dementsprechend hoch sind daher die Erwartungen der österreichischen Bevölkerung an einen angemessenen Strahlenschutz. Um diese berechtigten Erwartungen von staatlicher Seite erfüllen zu können, ist es unumgänglich, dass alle an der praktischen Umsetzung des Strahlenschutzes beteiligten Personen über die neuesten Erkenntnisse und Entwicklungen auf diesem Gebiet informiert sind.

Eine hervorragende Möglichkeit, sich zu informieren, ist die Teilnahme an einschlägigen wissenschaftlichen Tagungen. Neben Vorträgen über den aktuellen Wissensstand bieten solche Veranstaltungen auch reichlich Gelegenheit zum persönlichen Gedanken- und Erfahrungsaustausch. Ich bedanke mich daher beim Österreichischen Verband für Strahlenschutz und seinen Schwesterverbänden in Deutschland und der Schweiz für das Organisieren dieser Tagung. Da ich mir der Wichtigkeit solcher Veranstaltungen bewusst bin, übernehme ich gerne auch den Ehrenschutz für diese Tagung.

Inhaltlich deckt die Tagung einen weiten Bereich des Strahlenschutzes ab. Der thematische Bogen spannt sich von den strahlenbiologischen Grundlagen bis hin zu mehr praxisorientierten Themen wie natürliche Radioaktivität im Trinkwasser und Strahlenschutz in der Medizin. Für die beiden letztgenannten Bereiche bin ich als Gesundheitsminister zuständig, weshalb ich für die Behandlung dieser Themen im Rahmen der Tagung besonders dankbar bin.

Die Anwendung ionisierender Strahlung in der medizinischen Diagnostik und Therapie stellt seit langem einen großen Nutzen für die Menschen dar. Die aktuellen Entwicklungen auf diesem Gebiet geben Anlass zur Hoffnung, dass dieser Nutzen noch erhöht werden kann. Erwähnt seien hier beispielhaft die neuen Hybridgeräte der Nuklearmedizin sowie die vielen neuen Verfahren, die in der Strahlentherapie zur Krebsbehandlung zum Einsatz kommen. Diese zum Teil sehr komplexen Methoden stellen auch für den Strahlenschutz eine große Herausforderung dar. Ich bin aber überzeugt davon, dass diese Tagung einen Beitrag zur Bewältigung dieser und anderer Strahlenschutzaufgaben liefert.

Abschließend möchte ich der Tagung in Alpbach noch alles Gute und viel Erfolg wünschen. Ihnen allen persönlich wünsche ich einen angenehmen Aufenthalt in dieser schönen Gegend Österreichs.

Alois Stöger dipl.
Bundesminister für Gesundheit

Grußwort des Landes Tirol

Dr. Christoph Neuner

Sehr geehrte Strahlenschutzexperten und -expertinnen!

Willkommen in Tirol! Es ist uns eine große Freude und Ehre, dass Sie "das Land im Gebirge" als Tagungsort gewählt haben. In einer Zeit des rasanten technischen und medizinischen Fortschrittes müssen Strahlenschutz und Schutz der Gesundheit an erster Stelle stehen.
Ihre Tagung dient wissenschaftlichen Diskussionen, dem Gedankenaustausch untereinander, persönlichen Gesprächen, Begegnungen und Freundschaften. Es gibt nichts Wichtigeres.
Tirol ist eines der schönsten Länder der Welt. Fühlen Sie sich bei uns wohl und kommen Sie mit Ihrer Familie und Freunden wieder!

Gemeinsam für unsere Gesundheit!

Mit besten Wünschen und freundlichem Gruß

Ihr

Dr. Christoph Neuner
Landessanitätsdirektor für Tirol

Grußwort des Präsidenten des Fachverbandes für Strahlenschutz

Sehr geehrte Damen und Herren!

Zum 6. Mal veranstalten der Österreichische Verband für Strahlenschutz (ÖVS) und der Fachverband für Strahlenschutz (FS) gemeinsam eine Jahrestagung, die zugleich die 41. Jahrestagung des FS ist. Zu dieser Veranstaltung begrüße ich Sie hier in Alpbach ganz herzlich. Der Tagungsort Alpbach ist mit Bedacht gewählt. Er verbindet landschaftliche Schönheit mit einer Tradition wissenschaftlichen Diskurses und erhielt dafür Ehrennamen wie „Das schönste Dorf Österreichs", „Schönstes Blumendorf Europas" und „Dorf der Denker". Was kann man sich Besseres als perfekte Kulisse für unsere Tagung wünschen.

Die diesjährige Tagung steht unter dem Motto „Leben mit Strahlung". Sprachlich kann man dieses Motto unterschiedlich interpretieren. Einmal als reine Feststellung, dass Strahlung eine allgegenwärtige Begleiterscheinung des natürlichen und zivilisatorischen Lebens ist, zum anderen als eine Frage „Wie ist Leben mit oder trotz Strahlung möglich?". Diese Tagung versucht beide Aspekte zu vereinigen. Zum einem soll sie aktuelle wissenschaftliche Information darüber vermitteln, wie natürliche und künstliche Radioaktivität und Strahlung in unserer Lebensumwelt vorkommen und mit welchen Risiken dies verbunden ist. Zum anderen geht sie der Grundfrage des Strahlenschutzes nach, wie Radioaktivität und Strahlung zum Wohle des Menschen unter Minimierung der damit verbundenen Risiken für Mensch und Umwelt genutzt werden können. Dabei führt der zweite Aspekt über das rein Fachliche hinaus direkt in die gesellschaftliche Diskussion um die Rechtfertigung der Anwendung von Radioaktivität und Strahlung. Auch zu dieser Diskussion müssen und wollen die Fachgesellschaften mit ihrer Expertise beitragen.

Das Generalthema „Leben mit Strahlung" ist so umfassend und ambitioniert wie die Frage nach „Life, Universe, and Everything". Daher schlägt die Tagung einen gewaltigen thematischen Bogen, der die Strahlenschutzbereiche globale Sicherheit, technische Anwendungen, natürliche und künstliche Umweltradioaktivität und medizinische Anwendung von Radioaktivität und Strahlung umfasst.

An dieser Stelle danke ich der Österreichischen Gesellschaft für Medizinische Physik (ÖGMP), die durch einen Workshop das Thema „Strahlenschutz in der Medizin" mitgestaltet.

Nicht zuletzt behandelt unsere Tagung auch das Thema „Strahlenrisiko und Gesellschaft", in dem stets auf´s neue die Position der Strahlenschützer zu den Fragen nach der Quantifizierung der Risiken und ihrer Vermittelbarkeit in der Gesellschaft und damit letztlich zur Rechtfertigung im Strahlenschutz auf der Grundlage des Standes der Wissenschaft diskutiert und festgelegt werden muss.

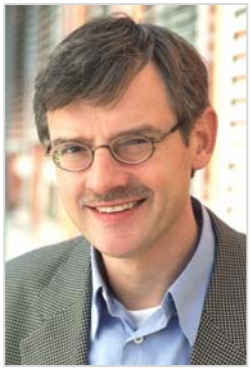
Vor Beginn der eigentlichen Tagung fand die Auszeichnung der Preisträger im Nachwuchsförderprogramm des FS sowie eine Weiterbildungsveranstaltung „Qualitätsmanagement für Strahlenschützer“ statt. Dies sind inzwischen bewährte Standardprogrammpunkte der Jahrestagungen. Der FS betont damit den hohen Stellenwert, den er der Förderung des Nachwuchses und der ständigen Weiterbildung der altgedienten Strahlenschützer zumisst.

Neu ist in diesem Jahr das Tagungskonzept, das mehr aktiven Interaktionsmöglichkeiten für die Tagungsteilnehmer/innen anbietet. Ob es sich bewährt, wird von Ihnen und Ihrer Bereitschaft zur aktiven Teilnahme abhängen. Speziell für junge Tagungsteilnehmer/innen und Neulinge im Strahlenschutz wurde eine informelle Plattform geschaffen, ein sog. Rookies´ Club, zum einander kennen lernen und Fachkontakte knüpfen. Für die retrospektive Bewertung des neuen Konzeptes bitten wir um aktive Rückmeldungen Ihrer Einschätzungen.

Ich danke dem ÖVS und seinem Präsidenten Dr. Hannes Stadtmann für die gute Zusammenarbeit zwischen den Verbänden und den Organisatoren mit dem Tagungspräsidenten Prof. Dr. Franz-Josef Maringer, dem Programmkomitee unter Leitung von Renate Czarwinski, dem Organisationskomitee unter Leitung von Dr. Thomas Geringer und nicht zuletzt Martina Kaman in Tagungssekretariat für die Mühen bei Planung und Durchführung dieser Jahrestagung ganz herzlich und wünsche Ihnen eine attraktive Veranstaltung mit interessanten Postern und Vorträgen, angeregten Diskussionen und guten Möglichkeiten zu persönlichen Kontakten.

Rolf Michel
Präsident des
Fachverbandes für Strahlenschutz

Grußwort des Präsidenten des Österreichischen Verbandes für Strahlenschutz



Leben mit Strahlung - das Thema dieser Tagung stellt das Leben in den Mittelpunkt. *„Der Schutz des Lebens oder der Gesundheit von Menschen einschließlich ihrer Nachkommenschaft vor Schäden durch ionisierende Strahlen“* (Titel des österreichischen Strahlenschutzgesetzes) ist das zentrale Anliegen der Mitglieder unserer Verbände. Das Thema „Strahlenschutz“ wird fachübergreifend gemeinsam von Physikern, Chemikern, Medizinern und Biologen wissenschaftlich getragen.

Es freut mich besonders, dass die diesjährige Tagung an einem besonderen Ort, in Alpbach, stattfinden kann. Ist doch Alpbach der Ort, an dem der berühmte österreichische Physiker Erwin Schrödinger begraben ist. Schrödinger, Nobelpreisträger für Physik (1933), hat sich als theoretischer Physiker auch mit biologisch/philosophischen Themen intensiv auseinandergesetzt. Seine auch heute noch aufgelegte Publikation „Was ist Leben?“ (1944) wurde mehr als 100.000 mal verkauft und ist ein Beleg seiner genialen fachübergreifenden Denkweise.

Dies ist nun bereits die sechste Tagung, die der ÖVS und der FS gemeinsam veranstalten. Das erste Mal beteiligt sich nunmehr auch die Österreichische Gesellschaft für Medizinische Physik (ÖGMP) bei dieser Tagungsserie und ergänzt das Programm mit einem eigenen Workshop am Ende der Veranstaltung. Gemeinsame Kooperationen und das Überschreiten unserer Verbandsgrenzen hat sich in den letzten Jahren immer wieder als erfolgreich erwiesen und hat bei unseren Mitgliedern stets zu einem ausschließlich positiven Echo geführt.

Im Mittelpunkt unserer Tagung steht der fachliche und wissenschaftliche Erfahrungsaustausch, aber auch die persönliche Begegnung von uns Strahlenschützern und Medizinphysikern besonders aus Deutschland, der Schweiz und Österreich. Viel Raum wurde heuer auch für Diskussionen im Rahmen von Plenarveranstaltungen reserviert. Es ist schön, dass wir, im Gegensatz zu anderen internationalen Veranstaltungen, alle Diskussionen in unserer gemeinsamen Muttersprache Deutsch führen können.

Ich wünsche allen Teilnehmern einen erfolgreichen Tagungsaufenthalt, und all jenen, die heuer nicht teilnehmen können, dass dieser Tagungsband dazu beiträgt, die wesentlichen Inhalte – leider nicht die Diskussionen – möglichst vollständig wiederzugeben.

Hannes Stadtmann
Präsident des
Österreichischen Verbandes für Strahlenschutz

Grußwort des Präsidenten der Österreichischen Gesellschaft für Medizinische Physik

Liebe Kolleginnen, liebe Kollegen!

Ich freue mich, Sie/Euch hier im Namen der ÖGMP zu begrüßen und diese Tagung auch mit einem Workshop unserer Gesellschaft abschließen zu dürfen.

Der September 2009 hat für Medizinphysiker Interessantes zu bieten. Den Beginn macht Maastricht (Biennial ESTRO-Meeting) speziell für Strahlentherapiephysiker mit Neuentwicklungen zu Geräten, Planungssoftware, Messtechnik, Bildgebung usw.

Gefolgt wird sie vom World Congress 2009 (München), zu dem einige tausend Teilnehmer aus allen Bereichen der Medizinphysik sowie der biomedizinischen Technik erwartet werden. Hier wird ein umfassender Überblick über aktuelle Entwicklungen möglich sein.

Den Abschluss bietet dann diese Tagung, die die Medizinphysik mit einem für sie wesentlichen Thema konfrontiert: dem Strahlenschutz für Patient und Personal. Die Medizinphysik hat sich ändernden gesetzlichen Regelungen ebenso zu stellen wie Notfallschutz, Risikomanagement und Fehlerdokumentation - und dass mittlerweile ein großer Anteil der Dosis für Einzelpersonen „aus der Medizin“ kommt; Themen, die immer wieder zu diskutieren bzw. zu hinterfragen sind.

Dazu bietet diese Tagung das geeignete Forum! Im Namen der ÖGMP wünsche ich ihr interessante Vorträge, lebhafte Diskussionen und einen guten Verlauf!

Werner Schmidt
Präsident der
Österreichischen Gesellschaft für Medizinische Physik

Themenübersicht

6. Gemeinsame Tagung
des Österreichischen Verbandes für Strahlenschutz und
des Fachverbandes für Strahlenschutz e.V. mit
Workshop der Österreichischen Gesellschaft für Medizinische Physik

41. Jahrestagung des Fachverbandes für Strahlenschutz e.V.

S **Globale Sicherheit**
Themenverantwortliche: Manfred Tschurlovits, Alexander Brandl

U **Umwelt**
Themenverantwortliche: Rolf Michel, Alfred Neu

M **Strahlenschutz in der Medizin**
Themenverantwortliche: Klaus Henrichs, Michael Oberladstätter

L **Leben mit Strahlung**
Themenverantwortliche: Hannes Stadtmann, Michael Hajek

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.

Die Herausgeber bedanken sich bei Anke Piwetzki, Sylvia Weilner, Michael Schuff, Andreas Baumgartner, Valeria Gruber und Claudia Seidel für die technisch-redaktionelle Mitarbeit bei der Erstellung dieses Tagungsbandes.

Texte, die nach dem Redaktionsschluss eingereicht wurden, konnten aus drucktechnischen Gründen nicht berücksichtigt werden.

S – Globale Sicherheit

S01 (013) Frühe Messungen von Radioaktivität und Strahlung in Österreich durch Schrödinger, Hess und Zeitgenossen 3
M. Tschurlovits

S02 (083) Strahlenexposition des Personals in schweizerischen Kernkraftwerken 9
R. Ahlfänger, M. Brunell, J. Hammer

S03 (084) Die Entwicklung der Strahlenexposition des Personals in deutschen Kernkraftwerken 17
J. Kaulard, C. Schmidt, E. Strub

S04 (103) Occupational Radiation Doses in France 18
L. Kueny

S05 (085) Konzepte der Notfallsplanung für Reaktorunfälle 19
G. Winkler, F. Baciu, E. Buglova

S06 (086) Monte-Carlo-Rechnungen zur Validierung des Konzepts der „Operational Intervention Levels“ bei Reaktorunfällen 25
M. Tschurlovits

S07 (047) Simrad.NBC – Simulations- und Informationssystem zum Administrieren von Hilfseinheiten bei Katastrophen (im Fokus auf ABC-Bedrohungen) 31
G. Chroust, K. Rainer, M. Roth, S. Schönhacker, P. Ziehesberger

S08 (021) Funde radioaktiver Stoffe 37
T. Doninger, A. Neu

S09 (010) Advanced Simulation and Management Software for Nuclear Emergency Training and Response 38
L. Cosby, K. W. Rose

S10 (018) Fortluftüberwachung am Forschungsstandort Rossendorf 44
K. Jansen, N. Muschter

S11 (019) Maßnahmen zur Reduzierung der Tritium-Raumluftaktivitäts-konzentration in der Landessammelstelle des Freistaates Sachsen 49
P. Sahre, K. Jansen, S. Jansen, B. Rölle, S. Lau, F. Leege, T. Schönmuth, N. Muschter

S12 (020) Rückbau von heißen Zellen des VKTA aus Sicht des Strahlenschutzes 55
S. Jansen, P. Sahre, T. Grahnert

S14 (025) Einsatz von Detektoren in der nuklearspezifischen Gefahrenabwehr 62
H.-J. Lange, G. Fritz

S15 (045) Die flexible Akkreditierung der Jülicher behördlich bestimmten Inkorporationsmessstelle in der Praxis 68
P. Hill, M. Froning, P. Ostapczuk, M. Schläger, M. V. Zoriy, R. Lennartz

S16 (048) Zertifzierte Strahlenschutzausbildung der österreichischen Polizei 74
G. Timal, S. Schönhacker

S17 (049) Aeroradiometrie durch die österreichische Polizei 76
G. Timal, S. Schönhacker

S18 (050) Die Strahlenschutz-Einheiten der österreichischen Feuerwehren 80
W. Aspek, S. Schönhacker

S19 (057) Freimessen, Freigabe und Entsorgung des Barytbetons vom biologischen Schild des Forschungsreaktors Seibersdorf 82
F. Meyer, F. Steger, M. Djuricic, E. Metzker, C. Lechner, J. Feichtinger

S20 (058) Freimessen und Freigabe des Reaktorgebäudes des Forschungsreaktors Seibersdorf 88
R. Steininger, M. Djuricic, F. Meyer, F. Steger

S21 (061) Ausbreitungsberechnung Verbrennungsanlage bei Nuclear Engineering Seibersdorf 94
B. Wellens

S22 (064) Automatisierung der Nuklidtrennung für ALPHA- und BETA-Bestimmung in gesättigen Salzlösungen 100
M. Burow, R. Flucht, P. Hill, P. Ostapczuk, P. Zoriy, M. Zoriy, R. Lennartz

S23 (065) Monte-Carlo-Simulationsrechnungen zur Aktivitätsbestimmung des Messgutes in Freimessanlagen zur Optimierung der Messgenauigkeit 106
J. Weggen, S. Simiæ, J. Breckow

S24 (068) Qualitätssicherung von Prüfverfahren der Inkorporationsüberwachung in Jülich 107
M. Froning, M. Burow, P. Hill, R. Lennartz, P. Ostapczuk, M. Schläger, M. Zoriy

S25 (069) Das europäische ALARA Netzwerk – Entwicklung, Arbeitsweise und fachliche Schwerpunkte 113
A. Schmitt-Hannig

S26 (077) Planspiele im Strahlenschutz – Ausbildungselement oder Einsatzplanung? 119
A. Stolar

S27 (087) Sanierungsstrategien für durch den Tschernobyl-Unfall kontaminierte Gebiete 121
P. Jacob

S28 (029) Langzeitenentwicklung der Strahlenexposition der Bevölkerung in radioaktiv kontanimierten Gebieten des Kreises Korma (Belarus) 127
H. Dederichs, J. Pillath, B. Heuel-Fabianek, P. Hill, R. Lennartz

U – Umwelt

U01 (067) Anthropogene Radionuklide in der Umwelt und daraus resultierende Strahlenexpositionen 131
R. Michel

U02 (089) Radioaktive Stoffe im Meer – Quellen und ihre weit reichenden Auswirkungen 137
H. Nies, I. Goroncy, J. Herrmann, L. Tosch, A. Daraoui, M .Gorny, D. Jakob, R. Sachse, R. Michel, V. Alfimov, H.-A. Synal, S. P. Nielsen, A. L. Rudjord, M. Dwadall, T. Gävert

U03 (015) Immissions-Messungen von Tritium und Radiokarbon in der Schweiz 142
J. Eikenberg, H. Beer , M. Jäggi , C. Parussudis , M. Rüthi , I. Zumsteg

U04 (026) Zur Dosisrelevanz der einzelnen Expositionspfade bei Emissionen aus Kernkraftwerken 143
H. Völkle, A. Beutmann, B. Bucher, E. Kümmerle, W. Kukla, E. Pomplun, A. Wicke

U05 (003) Radioaktive Stoffe in Abfallanlagen 149
G. Kraus, T. Allinger, H. Löwer, B. Müller-Kiemes

U06 (004) Radioökologie des Iod-129: Vom Meer zum Kontinent 155
R. Michel, L. Tosch, M. Gorny, H. Nies, J. Herrmann, I. Goroncy, V. Alfimov, H.-A. Synal

U07 (005) Bestimmung von Plutonium-Isotopen in der Umwelt mittels AMS und Alphaspektrometrie 161
T. Bisinger, S. Hippler, R. Michel, L. Wacker, H.-A. Synal

U08 (016) Migration und Inventare von I-129 und I-127 in Böden 167
A. Daraoui, R. Michel, M. Gorny, D. Jakob, R. Sachse, V. Alfimov, H.-A. Synal

U09 (031) Monte-Carlo-Simulationen zur Berechung der Energiedosis in einem Rind nach kontinuierlicher Aufnahme von Cs-137 und K-40 173
E. Pichl, H. Rabitsch

U10 (039) Die Überwachung der Luft auf radioaktive Kontamination in Österreich – Neue Entwicklungen und Qualitätssicherung 179
M. Dauke, W. Ringer, C. Katzlberger

U11 (055) ^{137}Cs in Pilzen im alpinen Raum 181
H. Lettner, P. Bossew, S. Kagerer, J. Witzani, A. Hubmer

U12 (066) Die Radiationkontrolle einiger Gebiete in Lettland 182
J. Berzins, D. Riekstina, O. Veveris, J. Malnacs

U13 (076) Fichtennadeln als radioökologische Bioindikatoren 188
C. Seidel, V. Gruber, A. Baumgartner, J. Idinger, A. Fürst, F. J. Maringer

U14 (090) Radon 194
H. Friedmann

U15 (102) Radionuklide in Grund- und Trinkwasser 200
C. Reifenhäuser, C. Vornehm

U16 (091) Trinkwasser-Radioaktivität – Von den Grundlagen zur Praxis 206
F. J. Maringer, V. Gruber

U17 (037) Überwachungsbedürftige Rückstände 212
R. Gellermann

U18 (001) Radon in österreichischen Schaubergwerken und -höhlen 220
W. Ringer, J. Gräser, W. Aspek, J. Gschnaller

U19 (002) Die österreichische Radon-Datenbank 226
W. Ringer

U20 (006) Natürliche Radioaktivität in Rückständen aus der Trinkwasser-aufbereitung 232
C. Vornehm, R. Mallick

U21 (008) Natürliche Radionuklide in österreichischen Mineralwässern 238
G. Wallner

U22 (011) Radon in oberösterreichischen Amtsgebäuden 240
H. Kaineder, W. Ringer, S. Sperker, R. Koschuch, M. Waslmeier, R. Powolny, M. Bernreiter

U23 (014) Natürliche Radioaktivität in Rohstoffen für industrielle Fertigung – Strahlenbelastung bei Umgang, Lagerung und Abfallhaltung 241
P. Brunner

U24 (022) Radon, seine Vorfahren und Nachkommen – evolutionsphysikalische Betrachtungen 243
H. von Philipsborn

U25 (043) Probleme bei der Erstellung von Radonkarten 249
H. Friedmann, P. Bossew

U26 (044) Kryokonit: Ein exotischer radioökologischer Leckerbissen 254
A. Tieber, T. Wilflinger, H. Lettner, P. Bossew, A. K. Hubmer, B. Sattler

U27 (046) Status of the European Indoor Radon Map 255
P. Bossew, T. Tollefsen, M. De Cort

U28 (007) Radon in Trinkwasser im nordostbayerischen Grundgebirge 261
C. Vornehm

U29 (052) Bevölkerungsexposition durch natürliche Radionuklide im Trinkwasser - Methoden zur Dosisabschätzung 267
V. Gruber, F. J. Maringer

U30 (054) Natürliche Radionuklide in österreichischen Grund- und Trinkwässern 273
C. Katzlberger, C. Landstetter

U31 (059) Strahlenbelastung bei Umgang, Lagerung und Abfallhaltung von natürlicher Radioaktivität in Rohstoffen 275
P. Brunner

U32 (060) Radon in Wohnräumen – Retrospektive betreffend bautechnische Maßnahmen 277
P. Brunner

U33 (075) Radon in öffentlichen Gebäuden 279
H. Schulz, K. Flesch, E. Hermann, W. Löbner, B. Leißring

M – Strahlenschutz in der Medizin

M02 (093) Rechtfertigung von medizinischen Expositionen 287
M. Ditto

M03 (094) Neue diagnostische Referenzwerte in der radiologischen Diagnostik in Österreich 293
G. Stücklschweiger

M04 (012) Krebsrisiko durch medizinische Strahlenexposition: Abhängigkeit von der Prognose des Patienten 294
W. Eschner, M. Schmidt, M. Dietlein, H. Schicha

M05 (024) Strahlenschutzplanung für Teilchentherapieanlagen 300
G. Fehrenbacher

M07 (042) Ein Ansatz zu quasi-biologischer Nanodosimetrie 310
M. Hajek

M08 (040) Empfehlung für die Anwendung der Richtlinie zur Inkorporationsüberwachung in der Nuklearmedizin 314
T. Schönmuth, A. Dalheimer, K. Dettmann†, J. Eckardt, W. Eschner, U. Kratzel, M. Laßmann, H. Lauterbach

M09 (034) Untersuchungen zur Y-90-Strahlenexposition von Personal in der Nuklearmedizin 320
Ch. Blunck, F. Becker, M. Urban

M10 (027) Ortsdosismessung an einer digitalen Volumentomographieeinrichtung (DVT) hinsichtlich der Unterschiede zwischen einem Phantom und der menschlichen Anatomie 326
J. Neuwirth, A. Hefner, G. Ernst

M11 (028) I-131-Inkorporationsüberwachung: Kalibrierung eines Schilddrüsen-Messplatzes und Prüfung der Kalibrierung hinsichtlich der erzielbaren Richtigkeiten im Rahmen einer externen messtechnischen Kontrolle 328
J. Holzmannhofer

M12 (033) Strahlenschutzkleidung in der Röntgendiagnostik – Vergleich der Testmethoden 330
T. Pichler, T. Schöpf, O. Ennemoser

M13 (036) Erhöhte Dosiswerte aufgrund kontaminierter Personendosimeter 336
E. Havlik, A. Copty

M14 (074) Die Weiterentwicklung des Graphit-Kalorimeter Primärnormals 342
A. Baumgartner, A. Steurer, F. J. Maringer

M15 (080) Anteil von Inkorporationen an der Arbeitsplatzaktivität für Tc-99m in nuklearmedizinischen Einrichtungen 348
T. Schönmuth, H. Alborzi, M. Andeeff, J. Lorenz, J. Petzold

M16 (081) Erhöhtes Inkorporationsrisiko für das Personal bei Lungenventilationsuntersuchungen und einfache Strahlenschutzmaßnahmen 354
J. Petzold, H. Alborzi, J. Lorenz, T. Schönmuth, O. Sabri

M17 (082) Strahlenschutzmaßnahmen zur Verringerung der Inkorporation von Jod-131 beim Personal einer Radionuklidtherapiestation 360
J. Petzold, K. Meyer, H. Alborzi, J. Lorenz, T. Schönmuth, A. Keller, T. Lincke, O. Sabri

M18 (101) ^{60}Co Kalibrierung – Anwendung des Kalibrierfaktors $N_{D,W}$ 366
C. Hranitzky, H. Stadtmann

L – Leben mit Strahlung

L01 (096) Strahlenschutz in der bemannten Weltraumfahrt 375
M. Hajek

L02 (097) Dosimetrie in der bemannten Raumfahrt 381
T. Berger

L03 (098) Dosisermittlung: Wunsch und Wirklichkeit – Was leisten moderne Dosimeter heute? 387
H. Stadtmann

L04 (017) Iodine-129 in Böden der nördlichen Ukraine und die retrospektive Dosimetrie der Iodine-131-Exposition nach dem Unfall von Tschernobyl 393
A. Daraoui, R. Michel, M. Gorny, D. Jakob, J. Korntheuer, R. Sachse, V. Alfimov, H.-A. Synal

L05 (030) Diskussion aktueller epidemiologischer Ergebnisse zur Häufigkeit von Leukämie- und Kinderkrebserkrankungen in der Umgebung von Kernkraftwerken – Senken KKWs die Leukämiehäufigkeit? 399
T. Kinzelmann

L06 (032) Strahlenschutz in der Präventionsarbeit eines Unfallversicherungsträgers 408
W. Aspek

L07 (038) Strahlenschutz für die abiotische Umwelt – Brauchen wir neue Konzepte? 409
R. Gellermann, C. Küppers, R. Michel

L08 (041) Strahlengefahren für Astronauten 411
R. Bergmann, M. Hajek, T. Berger, G. Reitz, P. Bilski, M. Puchalska on behalf of the HAMLET Consortium

L09 (051) Die Aussagekraft der biologischen Dosimetrie bei Kontroversen über Strahlenfolgen im Niederdosisbereich 415
I. Schmitz-Feuerhake

L10 (056) Strahlenschutzaspekte bei der Planung einer Zwischenlagerstätte für konditionierte radioaktive Abfälle 416
N. Zöger, A. Brandl

L11 (078) Aufklärung der Allgemeinheit über den Nutzen von Strahlenquellen in Technik, Forschung und Medizin 417
A. Stolar

L12 (079) Schülerprojekt zur Risikokommunikation und Senkung der Radonexposition in Gebäuden 418
J. Conrady, A. Guhr, R. Uhlig

L13 (100) Fortschrittliche Messmethode in gemischten Strahlenfeldern – AMIRA 421
W. Bürkin, R. Dielmann

L14 (073) Strahlenwirkung im niedrigen Dosisbereich: Was wir wissen, was wir nicht wissen 426
W.-U. Müller

L15 (053) Vergleichende Risikoabschätzung für ionisierende und nicht-ionisierende Strahlungen 432
J. Kiefer

L16 (099) Risikokommunikation 433
W. R. Dombrowski

Nachträge

S03 (084) Die Entwicklung der Strahlenexposition des Personals in deutschen Kernkraftwerken 445
J. Kaulard, C. Schmidt, E. Strub

S08 (021) Funde radioaktiver Stoffe 453
T. Doninger, A. Neu

U03 (015) Immissions-Messungen von Tritium und Radiokarbon in der Schweiz 461
J. Eikenberg, H. Beer , M. Jäggi , C. Parussudis , M. Rüthi , I. Zumsteg

U22 (011) Radon in oberösterreichischen Amtsgebäuden 465
H. Kaineder, W. Ringer, S. Sperker, R. Koschuch, M. Waslmeier, R. Powolny, M. Bernreiter

Autorenverzeichnis 469

S – Globale Sicherheit

FRÜHE MESSUNGEN VON RADIOAKTIVITÄT UND STRAHLUNG IN ÖSTERREICH DURCH SCHRÖDINGER, HESS UND ZEITGENOSSEN

EARLY MEASUREMENTS OF RADIOACTIVITY AND RADIATION IN AUSTRIA BY SCHRÖDINGER, HESS AND CONTEMPORARIES

Manfred Tschurlovits, Technische Universität Wien Atominstitut tschurlo@ati.ac.at

Zusammenfassung
Es ist als allgemein bekannt, dass der Wiener Erwin Schrödinger (1887 -1961) einer der Begründer der Quantenphysik ist und 1933 den Nobelpreis für Physik (zusammen mit Paul Dirac (1902- 1984) „für die Entdeckung einer neuen, nützlichen Form der Atomtheorie" erhielt. Weniger bekannt ist, dass er seine letzten Lebensjahre in Alpbach in Tirol verbrachte und dass sich auf seinen Wunsch sein Grab am kleinen Dorffriedhof befindet. Noch weniger ist es Allgemeingut, daß E.S. in jungen Jahren Radioaktivitätsmessungen im Westen Österreichs durchführte und sich offenbar mit deren Durchführung und Interpretation ähnlich herumschlug wie wir heute. Wenn man es so will, kann man also E.S als Mitbegründer der Radioökologie ansehen, auch wenn der Zweck der Messung ein ganz anderer war als heute und er dem Fachgebiet nicht wirklich treu blieb. In diesem Beitrag soll daher dargestellt werden, welche Bedingungen in den Jahren vor dem ersten Weltkrieg für unser Fachgebiet vorlagen und wer sich damit wie beschäftigt hat, und es waren Nobelpreisträger darunter . Um das Ausmaß nicht zu groß werden zu lassen, ist die Auswahl so getroffen, dass, ein Bezug auf Tirol hergestellt wird

Abstract
It is generally well known that Erwin Schrödinger (1887 -1961, born and deceased in Vienna) is one of the founders of quantum physics, and he won the Nobel Price 1933. Less known is that he spent his retirement in the small Tyrolian village Alpbach, where he is also buried. Even much less is known that E.S. made early measurements of radioactivity in Western Austria and apparently he had similar problems in implementation and interpretation as we have today. Therefore it can be assumed that E.S. is one of the cofounders of radioecology, even when the objective of the measurements was clearly different from today and he not really remained true to the field. Investigations of contemporaries are shown in order to demonstrate the scientific objectives and the techniques employed at that time.

1. Einleitung

Die Jahreswende 1895/1896 hatte es an für ein Auditorium wie dieses an sich:

- Am 8. November 1895 berichtete W.C. Röntgen über die Entdeckung der *X-Strahlung*
- Am 24. Februar 1896 berichtet Antoine Becquerel über *eine neue Art von Strahlung*

Die Entdeckungen waren sensationell, und die Verleihung des neugegründeten Nobelpreises für Physik ließ nicht lange auf sich warten:

1901 **Wilhelm Conrad Röntgen** "in recognition of the extraordinary services he has rendered by the discovery of the remarkable rays subsequently named after him"

1903½ **Henri Becquerel** "in recognition of the extraordinary services he has rendered by his discovery of spontaneous radioactivity"

-je ¼ **Pierre Curie und Marie Curie** nee Sklodlawska" in recognition of the extraordinary services they have rendered by their joint researches on the radiation phenomena discovered by Henri Becquerel"

Diese Entdeckungen waren Auslöser einer lawinenartigen Entwicklung von Untersuchungen und Anwendungen dieser neuen Strahlungen.

Die Quellen für die Untersuchungen waren vorgegeben:

- Geräte zur Herstellung von „X-Strahlung“ konnte jeder bauen.
- die Quellen der „Becquerelstrahlen“ waren natürlichen Ursprungs und waren, wie man bald erkannte, überall zu finden, wenn auch die Stärke unterschiedlich war.

Nicht uninteressant ist es, dass man diese Strahlungen auch heute noch nicht durch ihren Ursprung, sondern nur durch ihr Vermögen zu ionisieren verknüpfen kann und dass es keine allgemeingültige Definition der ionisierenden Strahlung gibt.

Das Wissen über die Strahlungen kumulierte rasch und es erscheinen neben vielen papers Bücher, die heute klassische Standardwerke sind, zum Beispiel:

- E. Rutherford: Radioactivity (Cambridge 1904) (erweiterte deutsche Fassung: Band II Handbuch der Radiologie E.Marx Ed, Leipzig 1913)
- W. Frommel: Radioaktivität Leipzig 1907 Sammlung Göschen
- R. Kienböck: Radiotherapie, ihre biologischen Grundlagen, Anwendungsmethoden und Indikationen. Mit einem Anhang Radiumtherapie 190 pp Stuttgart 1907
- J.Wetterer: Handbuch der Röntgentherapie mit Anhang Die Radiumtherapie Leipzig (1908) 799pp mit 2016 Literaturstellen

Ein deutlicher Schwerpunkt bei der Anwendung in der Medizin ist wohl ersichtlich, Radioaktivität und Strahlung in der Umwelt waren wohl der medizinischen Anwendung untergeordnet.

2. Radioaktivität und Strahlung in der Umwelt

2.1 Untersuchte Umweltmedien

2.1.1 Luft:

Ein Thema, das Physiker schon lange beschäftigte und auch zu dieser Zeit höchst aktuell war, war „atmosphärische Elektrizität“ (Ionisierung von Luft). Die Motivation für die Messungen war Grundlagenforschung.

2.1.2 Wasser:

Die Anwender von Heilquellen berichteten seit Jahrhunderten über Heilanzeigen, die man in diesen Jahren gerne dem Radium zuschrieb. Die Motivation zur Untersuchung von Mineralquellen war daher wohl nicht eine Erfassung der Dosis durch Nutzung des Wassers, sondern eher die Eignung des Wassers zur Nutzung als Heilquelle, wobei ein besonders hoher Wert der Radioaktivität als besonders werbewirksam angesehen wurde.

2.1.3 Höhenstrahlung:

wissenschaftlicher Erkenntnisdrang

2.2 **Prinzip der Messungen**

Der Nachweis der Strahlung erfolgte nach einem einfachen Prinzip:

- Messprinzip: Ionisation in Luft
- Messverfahren: Ionisationskammer:
- Messeffekt: Ladungsänderung
- Nachweis des Messeffektes: durch Elektrometer
- Ablesung des Elektrometers: durch Mikroskop
- Kalibrierung: absolut

3. Messung der Höhenstrahlung

3.1 Entwicklung

Theodor Wulf (1868 - 1946), deutscher Physiker und Jesuit verglich 1910 die Strahlung am Boden und oben am Eiffelturm, Albert Gockel und dann Victor Franz Hess (1883, Österreich +1964 USA) erweiterten den Höhenbereich durch Ballonfahrten.
Hess startete dann eine größeres Projekt mit Ballonflügen mit mehrerer Apparaten (erster Flug 17.4.1912 Prater → Weitra fünf Stunden in Höhen bis 2100 m) und fand eine Erhöhung der Anzeige gegenüber den Bodenwerten. Die Messungen waren für die Dichte der Luft zu korrigieren.

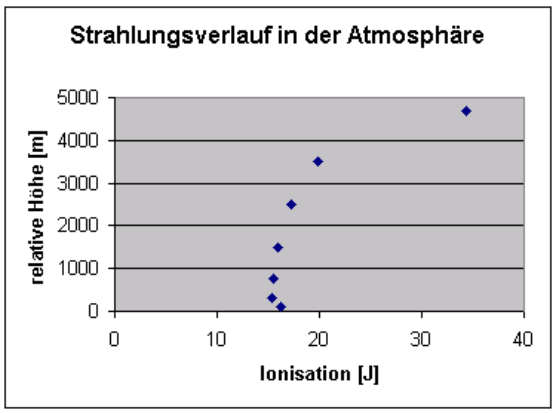


Abb 1 Höhenabhängigkeit der Strahlung [1]

3.2 Messverfahren

- Prinzip: Ionisation der Luft in einem Volumen
- Volumen: so gross als möglich, hier 2700 cm^3
- Nachweis: optische Beobachtung Fadenelektrometer
- Angezeigte Einheit: $V.h^{-1}$ = 1,56 Ionen s^{-1} cm^{-3} für dieses Gerät = 1 J [Voltverlust)

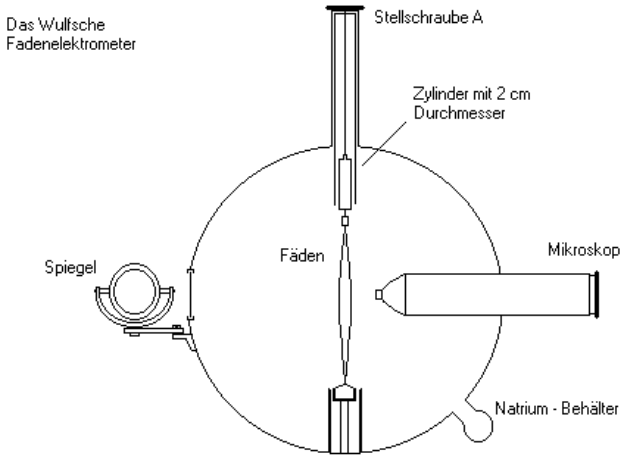


Abb.2 Wulfsches Fadenelektrometer [1]
Die Ablesung erfolgte mit dem Mikroskop mit Hilfe des Spiegels. Die Kalibrierung ergibt sich aus elektrostatischen Basisumrechnungen bei bekannter Kapazität

Diese Ergebnisse waren so vielversprechend, das die Messungen dann weitergeführt wurden. Als Messgerät wurde eine luftgefüllte Ionisationskammer mit einem Volumen von 4 l verwendet, die Auswertung war durch ein Elektrometer. Damit führte Hess 1927 eine erste Beobachtungsserie auf dem 3100 m hohen Sonnblick in den Hohen Tauern durch. Nachdem es damals es noch keine mechanischen Beförderungshilfen gab, war an eine Erweiterung nicht zu denken.

Messungen in Tirol
Das Labor am Hafelekar wurde 1931 von Hess zur Erforschung der kosmischen Strahlung gegründet, da die Strahlung auch 20 Jahre nach der Entdeckung noch rätselhaft war. Die im Vergleich zum Sonnblick geringe Höhe war durch die Zugänglichkeit und die Möglichkeit des Transportes von Geräten akzeptierbar. Erste Ergebnisse dieser Messungen finden sich in [2] und zeigen eine regelmäßige tägliche Schwankung, der auf einen solaren Einfluss zurückgeführt wird. Die Messungen wurden jahrzehntelang erweitert und fortgesetzt. Derzeit laufen keine Messungen der CR am Hafelekar, aber es gibt Überlegungen, die Station wieder zu aktivieren. [3]
Für die Entdeckung der Kosmischen Strahlung erhielt Viktor Hess 1936 den Nobelpreis für Physik (gemeinsam mit C. D. Anderson USA, 1905 bis 1991, dieser für die Entdeckung des Positrons in der Kosmischen Strahlung (postuliert von P. Dirac)

4. Messungen der Aktivität in Wasser

Frühe Messungen der Radioaktivität von Wasser wurden von H. Mache in Gastein 1904 durchgeführt, und andere Quellen wurden systematisch untersucht, wie Karlsbad, Marienbad, Franzensbad und St.Joachimsthal.

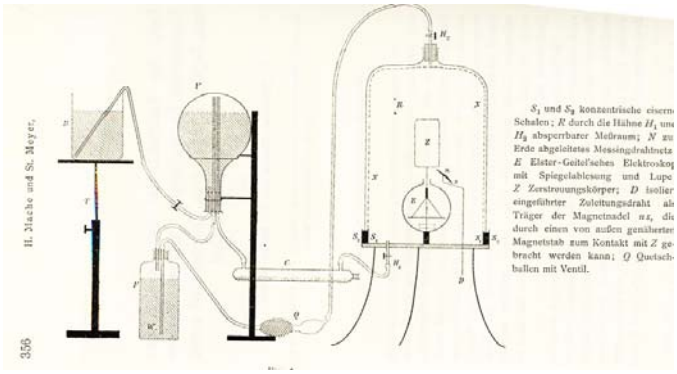
Verfahren:

- Englers Fontaktoskop, („..der sich besonders gut als Reiseapparat benützen lässt.“
- Fontaktometer von Mache- Meyer

Abb. 2 Messeinrichtung nach Mache: siehe nächste Seite

Die Ergebnisse wurden als Potentialabfall in Volt minus Normalverlust pro Liter und Stunde angegeben und in Mache-Einheiten i x 10^3 [nach dem österreichischen Physiker Heinrich *Mache*, * 1876, +1954] in der Bäderkunde verwendete Einheit für den Gehalt an Radium-emanation in der Luft und im Wasser (Heilquellen); wird gemessen durch den durch Zerfall radioaktiver Stoffen in einer Ionisationskammer erzeugten Strom;
1 ME = 3,64 Eman = $3{,}64\times10^{-10}$ Ci/l = 13,4545 Bq/l
Die Messung erfolgte nach Einstellen des Gleichgewichts in der Messkammer durch Messung der Emanation (Abklingen nach HWZ von 3,5 bis 4 Tagen) oder, nach Öffnen des Gerätes und Lüften erzeugte “Induzierte Radioaktivität” (Abklingen nach HWZ von einigen zehn Minuten)

Bamberger führt in verschiedenen Bundesländern Messungen durch. Die Ergebnisse von etwa 200 Proben aus Tirol lagen im Bereich von < 1 bis 40 ME



5. Messungen der Aktivität in Luft

Frühe Messungen der Aktivität in Luft wurden von K.W.F. Kohlrausch 1910[i] durchgeführt. Schrödinger wiederholte die drei Jahre vorher durchgeführten Messungen des RaA- Gehaltes der Atmosphäre in Seeham, da die Anzahl dieser Messungen nicht sehr groß war, und er führte so an die 200 Einzelmessungen durch. Versuchsanordnung, Jahreszeit und Ort waren nahezu identisch.
Als Messverfahren wurde die Methode der Ionisation mit Ablesung durch Faden-elektrometern angewendet. Bei dieser Arbeit sollen Schwankungen und die Relation zu den Messungen von Kohlrausch betrachtet werden.

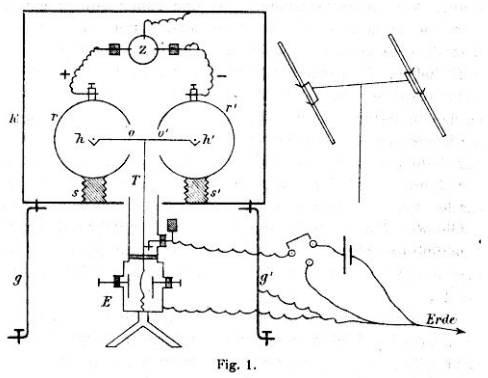


Fig. 1.

- In der Achse eines 70 cm langen 28 cm weiten geerdeten Metallrohres befindet sich ein 30 cm langer 0,5 cm dicker Messingstab (- 2000 V)
- Man saugt mit einem handbetriebenen Ventilator 5 Minuten lang einen konstanten Luftstrom an
- Die Zentralelektrode zieht alle positiv geladenen Träger an sich
- Nach Beendigung der Aspiration wird der Messingstab rasch in ein geeignete Elektrometer übertragen und die erlangt Aktivität 5 Minuten lang verfolgt

Abb.3 von Schrödinger verwendete Messeinrichtung

Die Ergebnisse von Kohlrausch und Schrödinger (MW: 20,2(K) und 2,7(S) [st.E/cm^3]) waren nicht zur Zufriedenheit ausgefallen:
„ *ich habe dieses merkwürdige Ergebnis mit meinem Freunde Kohlrausch oft eingehend erörtert….“. „ Es bleibt wohl keine andere Erklärung.. dass die Nachlieferung von Emanation aus den Erdkapillaren so stark heruntergedrückt war infolge Durchnässung des Bodens in niederschlagsreichen Sommer 1913…*“

Interesse von Erwin Schrödinger an Messungen der Aktivität in Luft

Erwin Schrödinger begann 1906 sein Studium. Das Thema „Radioaktivität“ war wohl durch v.Schweidler und Kohlrausch beeinflusst, Kohlrausch war wohl mit dem Thema durch seine Dissertation bei Egon von Schweidler vertraut. Durch Freundschaft und Zusammenarbeit mit Fritz Kohlrausch ist es nicht erstaunlich, wenn sich ES nach Abschluss seines Studiums ebenfalls mit diesem Gebiet beschäftigte. Die Liste seiner ersten Publikationen zeigt aber Themenvielfalt und das Thema „Radioaktivität“ war eines unter mehreren. Das wissenschaftliche Interesse von ES war also zu dieser Zeit breit gestreut.

Schrödingers erste Publikationen sind:

1910: (1) Über die Leitung der Elektrizität auf der Oberfläche von Isolatoren an feuchter Luft SAW- MN: 2a, 119, (1910), 1215-1222 Dissertation Universität Wien approbiert 7.4.1910

1912: (2) Zur kinetischen Theorie des Magnetismus (Einfluss der Leitungselektronen) SAW- MN: 121, (1912), 1305-1328

(3) Studien über Kinetik der Dielektrika, den Schmelzpunkt, Pyro- und Piezoelektrizität SAW- MN: 2a, 121, (1912), 1937-1972

(4) **Über die Höhenverteilung der durchdringenden atmosphärischen Strahlung** (Theorie) SAW- MN: 2a, 121, (1912), 2391-2406

1913: (5) Theorie der anomalen elektrischen Dispersion Verh DPG 15, (1913), 1167-1172

(**6) Radium-A-Gehalt der Atmosphäre in Seeham 1913** SAW- MN: 2a, 122, (1913), 2023-2067

Warum das Gebiet nicht weitergeführt wurde, erklärt ES [4] mit:

- dass ich selbst mich zum Experimentator nicht eigne
- dass das goldene Wienerherz liebenswürdige Stümper ..an Schlüsselpositionen stellte, wo sie den Verkehr hemmten, während wirkliche Persönlichkeiten dort nötig gewesen wären
- ..so wurde uns die …Radioaktivität, die wohl wirklich in Wien ihren Anfang nahm, aus der Hand genommen…

Literatur:

[1] G. Federmann: Viktor Hess und die Entdeckung der kosmischen Strahlung, DA IRK Wien 2003 **http://www.federmann.co.at**

[2] V.F.Hess, H.Th. Graziadei, R. Steinmaurer: Untersuchungen über die Intensitäts-änderungen der kosm.Ultrastrahlung auf dem Hafelekar (2300 m) SAW IIa 143 (1934)

[3] D.Kuhn: personal communication 2009

[4] Erwin Schrödinger: Mein Leben, meineWeltansicht, dtv 34273 p.16 f

Weitere zeitgenössische Literatur, mit: SAW- MN: Sitzungsberichte der kaiserlichen Akademie der Wissenschaften in Wien- Mathemat-naturwiss.Klasse

H. Mache, St. Meyer, St.: 1905 Über die Radioaktivität der Quellen der böhmischen Bädergruppe: Karlsbad, Marienbad, Teplitz-Schönau-Dux, Franzensbad sowie von St. Joachimsthal. Wien 1905 (SAW- MN 114,3.+4.Heft). p.355-386

Max Bamberger: Beiträge zur Kenntnis der Radioaktivität einiger Quellen Tirols Teile I bis IV, SAW- MN: IIa, CXVI, (1907), (mit K.Krüse) 120, (1911), -Oberösterreichs SAW- MN: IIa,CXVII (1908), -des Semmeringgebietes SAW- MN: IIa,CXVII (1908)

V.F. Hess: Beobachtungen der durchdringenden Strahlung bei sieben Freiballonfahrten SAW MN IIa CXXI (1912)

[i] Karl Wilhelm Friedrich ("Fritz") Kohlrausch (* 1884 Türnitz, NÖ; † 1953 in Graz). 1907 Promotion Dr. phil Univ Wien mit einem Thema über den statistischen Charakter des radioaktiven Zerfalls. 1911 Habilitation. Von 1912 - 1920 zugleich Honorardozentur an der Wiener Musik-Akademie. 1917-1920 Lehrauftrag über Farbenlehre an der Kunstgewerbe-Schule. 1919 Titel eines a. o. Professors, 1920 Berufung auf den Lehrstuhl für Physik an die Technische Hochschule in Graz. 1923/24 Rektor der Universität. Sein Onkel Friedrich Wilhelm Kohlrausch (1840 -1910) war der Verfasser des klassischen Physikbuches „Kohlrausch**“**

STRAHLENEXPOSITION DES PERSONALS IN SCHWEIZERISCHEN KERNKRAFTWERKEN

OCCUPATIONAL EXPOSURE OF PERSONNEL IN SWISS NUCLEAR POWER PLANTS

R. Ahlfänger [1)], M. Brunell [1)], J. Hammer [1)]
[1)] Eidgenössisches Nuklearsicherheitsinspektorat ENSI, Würenlingen, CH

Zusammenfassung

In der Schweiz wird die Kernenergie seit rund 40 Jahren mit Erfolg zur Erzeugung elektrischer Energie eingesetzt. Im Rahmen des vorliegenden Beitrages wird die zeitliche Entwicklung der Strahlenexposition in den fünf Leistungsreaktoren seit 1990 betrachtet und der Einfluss langjähriger Erfahrungen anhand ausgewählter charakteristischer Größen zum Strahlenschutz wie Kollektivdosis, mittlere Personendosis, höchste Personendosis, Besetzung von Dosisintervallen der Individualdosis und dem Verhältnis der Kollektivdosis zur erzeugten elektrischen Energie erläutert. Aufgrund des großen Einflusses der Bauweise einer Anlage auf das Expositionsniveau wird hierbei insbesondere auf die schweizerischen Druck- und Siedewasserreaktoren eingegangen. Einige wichtige Erkenntnisse hinsichtlich der Auslegung von Kernkraftwerken sowie zu deren Betrieb unter Strahlenschutzgesichtspunkten werden vorgestellt. Diese Erkenntnisse können im Design der geplanten Reaktorneubauten berücksichtigt werden und so zu einer weiteren Reduktion der Strahlenexposition des Personals führen.

Summary

Nuclear power is successfully being used to produce electrical energy in Switzerland for about 40 years. In this article the time-related development of radiation exposure of the personnel will be examined in the five Swiss power reactors since 1990. Further on the influence of many years of experience will be discussed on the basis of characteristic figures, such as collective dose, mean personal dose, maximum individual dose, distribution of individual dose and the relation of collective dose to produced electric power. Due to the high influence of the design to the exposure of personnel, the Swiss pressurized and boiling water reactors will be considered particularly. Some findings gained during the operation of nuclear power plants will be presented from a radiation protection point of view. These experiences should be implemented in the design of new reactor design and lead to further reduction of radiation exposure.

Schlüsselwörter: *Kollektivdosis, Personendosis, Kernkraftwerk, Dosisaufwand*

Keywords: *collective dose, individual dose, powwer plant, reduction of radiation exposure*

1. Einleitung

Fünf Leistungsreaktoren an vier Standorten tragen seit den 80er-Jahren etwa 40% zur Stromproduktion der Schweiz bei. Zur Erhöhung der Sicherheit und zur Steigerung des Wirkungsgrads wurden bei allen Anlagen grössere und kleinere Nachrüstungen vorgenommen, sodass auch die älteren Anlagen heute dem aktuellen Stand der Technik entsprechen. Unter den wenigen meldepflichtigen Vorkommnissen sind nur selten welche mit signifikanter INES-Bewertung [1] zu finden. Noch seltener sind Vorfälle mit nennenswerter Strahlenexposition von Personen; Im Aufsichtsbereich des ENSI gab es seit 1994 keine persönliche Jahresdosis über 20 mSv.

Seit 1994 gibt es in der Schweiz eine Strahlenschutzverordnung (StSV) [2] auf Basis der ICRP-Empfehlungen, Publikation 60 [4]. Diese Verordnung ergänzt das Strahlenschutzgesetz [3] und regelt die Aspekte des Strahlenschutzes mit dem Ziel, den von Strahlenanwendungen betroffenen

Personen angemessenen Schutz zu geben. Eine Prüfung der neuesten ICRP-Empfehlungen, Publikation 103 [5] hat ergeben, dass die StSV den darin festgelegten Schutzzielen im wesentlichen entspricht. Eine Revision mit dem Ziel einer Angleichung an die EU-Direktiven ist für die nächsten Jahre geplant. Das ENSI gleicht sein Regelwerk, zu dem auch Richtlinien für den Strahlenschutz gehören, regelmässig den aktuellen gesetzlichen Vorgaben an.

2. Jahreskollektivdosen und Reduktion der Strahlenexposition

Aus Abbildung 1 entnimmt man, dass die Kollektivdosis in allen vier Kernkraftwerken während der letzten zehn Jahre nahezu gleich geblieben ist. Die durchschnittliche beruflich bedingte Strahlenexposition hat sich seit Mitte der 90er Jahre bis heute auf unter ein Pers.-Sv pro Kernkraftwerk reduziert. Dieser Rückgang ist bei den älteren Anlagen (Kernkraftwerk Beznau, KKB, und Kernkraftwerk Mühleberg, KKM) signifikanter als bei den Anlagen neuerer Bauweise (Kernkraftwerk Gösgen, KKG, und Kernkraftwerk Leibstadt, KKL), die aufgrund ihrer Konstruktion günstigere Voraussetzungen für den Strahlenschutz bieten. Weiter ist erkennbar, dass in den Siedewasseranlagen (das Maschinenhaus ist kontrollierte Zone; dort arbeitendes Personal wird radiologisch überwacht) mehr Dosis akkumuliert wird als in Druckwasseranlagen. Das KKB weicht in den Jahren vor 1994 und 1999 deutlich von diesem Bild ab, was in dosisintensiven Nachrüstungen zur Erhöhung der nuklearen Sicherheit in beiden Reaktorblöcken begründet liegt. Die Abweichung vom durchschnittlichen Verlauf bei KKL im Jahre 2005 und von KKG im Jahre 2006 ist ebenfalls auf umfangreichere Nachrüstungen zurückzuführen. Schliesslich darf festgestellt werden, dass üblicherweise eine längere Dauer der jährlichen Revision mit höheren Kollektivdosen verbunden ist, was mit dem grösseren Arbeitsvolumen erklärt werden kann.

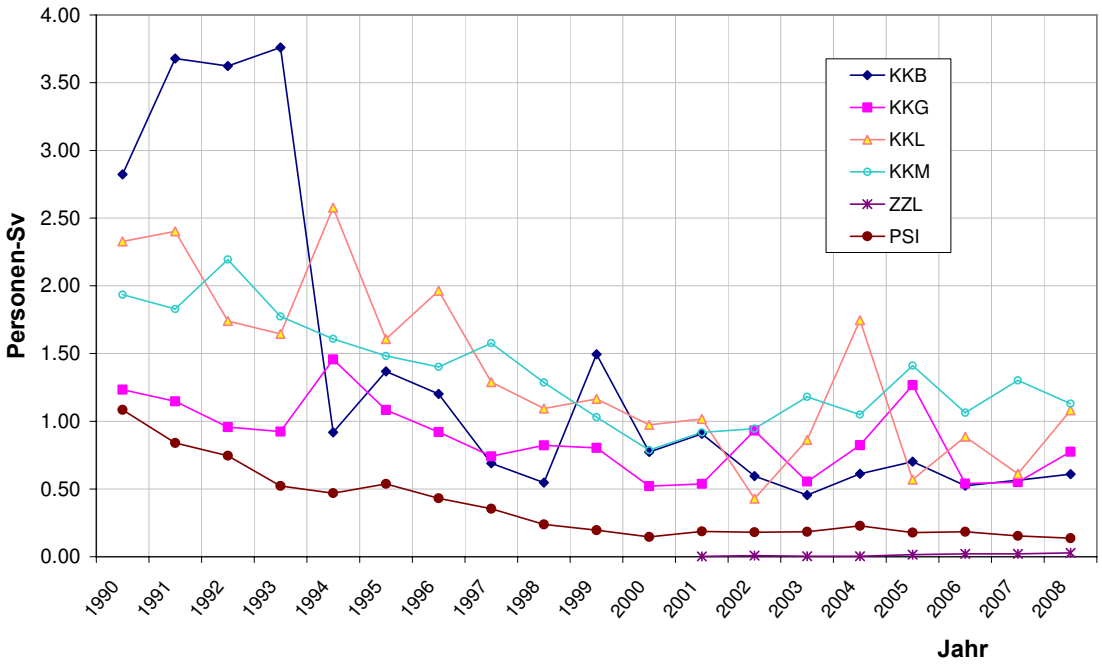


Abb. 1: Jahreskollektivdosen für das Personal in den Schweizer Kernanlagen sowie dem Paul Scherrer Institut, PSI, und dem zentralen Zwischenlager in Würenlingen, ZZL

Die Reduktion der Strahlendosen wurde zunächst durch technische Lösungen, welche mit angemessenem Aufwand grosse Effekte erzielen liessen, erreicht. Beispielsweise wurden und werden während der Jahresrevisionen in den Containments der Kernkraftwerke umfangreiche

Abschirmungen aus Bleiblechen oder Bleimatten errichtet. Wassersäcke und speziell geformte Abschirmungen kommen ergänzend zum Einsatz. Diese Abschirmmassnahmen verringern die Ortsdosisleistungen an den Arbeitsplätzen durchschnittlich auf ein Drittel. Sie werden in ihrer Effektivität dadurch gesteigert, dass sich die Montagezeiten vor Ort durch vorbereitete und erprobte Befestigungen, detaillierten Planungen sowie gute Ortskenntnisse der Abschirmer verkürzen. Der Einsatz von speziellen Einrichtungen für den Transport der Abschirmbleche in schwer zugängliche Bereiche der Primäranlagen hat sich ebenfalls sehr gut bewährt. Die Anlagen KKG und KKL haben durch ihre hohe Kompartimentierung bereits umfangreiche Abschirmungen fest eingebaut, welche unter Berücksichtigung der geplanten Arbeiten durch bedarfsgerechte lokale Abschirmungen ergänzt werden.

In den Schweizer Kernkraftwerken ist das Isotop ^{60}Co mit einer Halbwertszeit von fünf Jahren für die radiologische Exposition des Personals dosisbestimmend. Weitere Beiträge resultieren aus den Isotopen ^{58}Co, ^{124}Sb und ^{16}N. Durch konsequente Reduktion des Kobalteintrags ins Primärkühlmittel sowie durch Massnahmen, die den Kobalteinbau in die Oxidschichten der peripheren Rohrsysteme beeinflussen, konnten mit der Zeit die Ortsdosisleistungen in den Anlagenteilen um das Reaktordruckgefäss gesenkt werden. Ausserdem stehen heute sehr wirkungsvolle Verfahren zur chemischen Dekontamination von Primärkreislaufkomponenten, insbesondere Rohrleitungen, zur Verfügung, die sowohl in Siede- wie in Druckwasserreaktoren fallweise eingesetzt werden.

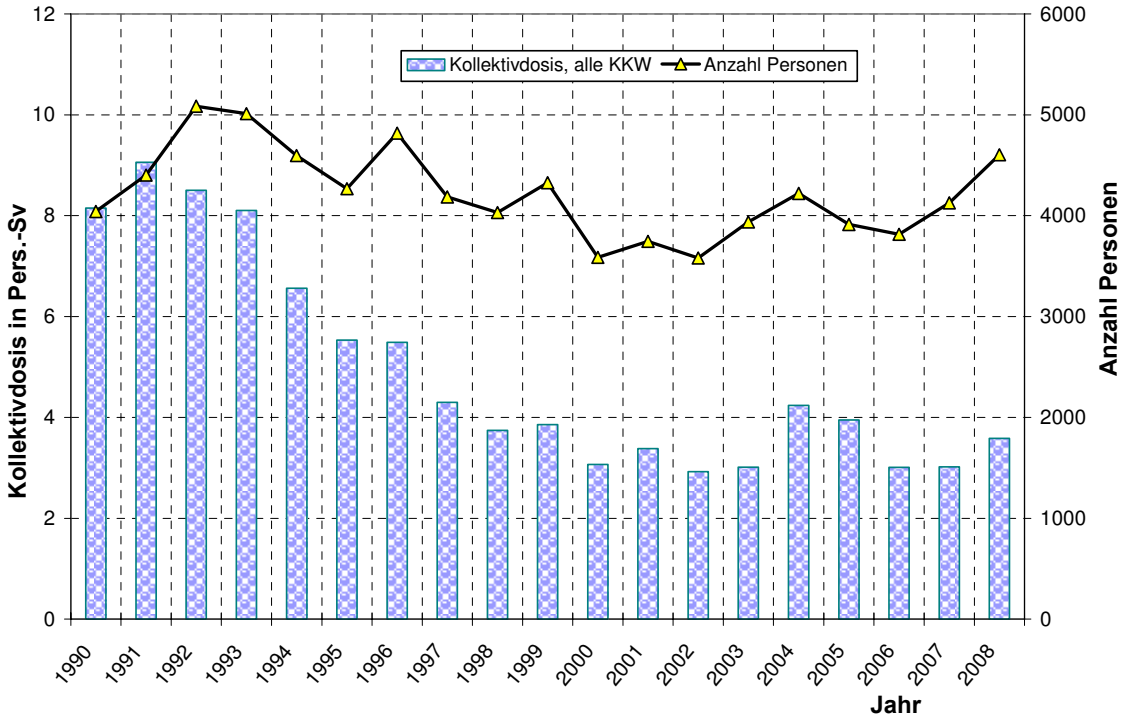


Abb. 2: Kollektivdosis und Anzahl beruflich strahlenexponierter Personen, alle KKW

Die skizzierten technischen Massnahmen tragen neben den überwiegend brennelementleckagefreien Reaktorkernen massgeblich zu den niedrigen Kollektivdosen in den schweizerischen Kernkraftwerken bei. Die in Forschungseinrichtungen und Zwischenlagern akkumulierten Kollektivdosen sind gering.

3. Individualdosen

Die Entwicklung der Individualdosen gibt ergänzend zur Betrachtung der Kollektivdosen Aufschluss über Verhaltens- und Arbeitsweisen des Personals in den kontrollierten Zonen. Die in Abbildung 2 dargestellte Anzahl der strahlenexponierten Personen hängt vom Umfang der Tätigkeiten während der jährlichen Revisionen ab und wird wesentlich durch überwiegend im Ausland rekrutiertes Fremdpersonal bestimmt. Im Aufsichtsbereich des Eidgenössischen Nuklearsicherheitsinspektorats ENSI liegen die maximalen Individualdosen seit 1994 ausnahmslos unter 20 mSv, dem jährlichen Dosisgrenzwert für beruflich strahlenexponierte Personen nach der StSV [2]. Aus den kumulierten Kollektivdosen errechnen sich mittlere Individualdosen von knapp 1 mSv pro Person und Jahr. Das Arbeiten im Kernkraftwerk ist demzufolge für die meisten Personen mit einer im Vergleich zur Exposition durch natürlichen Strahlung geringen Belastung verbunden. Weitere Informationen zu Kollektiv- und Individualdosen können den ENSI-Strahlenschutzberichten [6] entnommen werden.

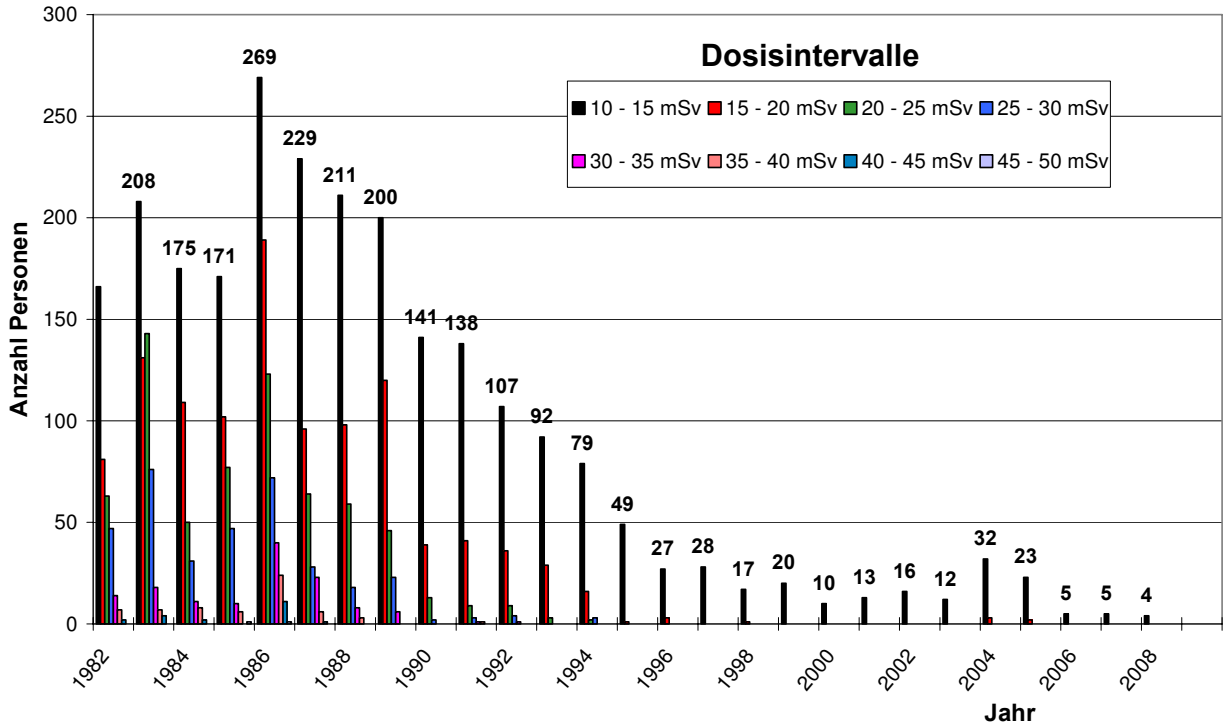


Abb. 3: Individualdosen des Personals, Besetzung der Dosisintervalle, alle Kernkraftwerke

Die Aufteilung der höchsten Individualdosen und deren Verlauf während dreissig Jahren ist in Abbildung 3 dargestellt. An dieser Stelle muss angemerkt werden, dass in der Schweiz Personen, welche eine Individualdosis über 1 mSv während eines Kalenderjahres akkumulieren können oder welche regelmässig in kontrollierten Zonen arbeiten, als beruflich strahlenexponierte Personen bezeichnet werden. Diese Gruppe umfasst im Aufsichtsbereich des ENSI rund 5000 Personen aus dem In- und Ausland, die in der Schweiz durch anerkannte Dosimetriestellen physikalisch überwacht werden und sich einer jährlichen ärztlichen Kontrolle unterziehen müssen. Ihre effektive Dosis wird im behördlich geführten Dosisregister eingetragen. Der Abbildung 3 ist zu entnehmen, dass die höchsten Individualdosen im Dosisintervall von 10 bis 15 mSv liegen und nur noch in seltenen Einzelfällen Jahresdosen über 15 mSv erreicht werden. Demzufolge sind nicht nur die kleinen Einzeldosen zurück gegangen sondern auch die Spezialisten, wie Materialprüfer und Schweisser, kommen heute mit einem kleineren Dosiskontingent aus.

Neben technischen tragen auch organisatorische Massnahmen zur Verringerung der Personendosen bei. Ergänzend zu den behördlich anerkannten Dosimetern werden in allen Kernkraftwerken elektronische Kontrolldosimeter getragen, welche eine Dosisanzeige mit Alarmfunktion bieten. Dieses zweite Dosimetriesystem unterstützt das Personal bei seinen Bemühungen die Dosis tief zu halten und ermöglicht, häufig computergestützt, eine Zuordnung der Dosis zu den geleisteten Arbeiten. ALARA-konformes Verhalten ist heute beim Eigen- und Fremdpersonal der Kernkraftwerke bereits sehr weit entwickelt und reicht von der richtigen Anwendung der erprobten Schutzmittel bis zur sicherheitsgerichteten Minimierung der Aufenthaltszeit im Strahlenfeld. Es wird anlässlich der jährlich durchzuführenden Belehrungen und bei den zahlreichen Aus- und Weiterbildungsveranstaltungen im Strahlenschutz immer wieder in Erinnerung gerufen. Deshalb kommt es nur selten zu Kontaminationsverschleppungen und Personenkontaminationen, die nicht mit einfachen Mitteln entfernt werden können. Die Inkorporation radioaktiver Stoffe wird durch empfindliche Triagemonitore überwacht; sie ist ebenfalls sehr selten.

4. Energieproduktion und Strahlenexposition

Entsprechend der Empfehlungen der ICRP, welche in die nationale Gesetzgebung zum Strahlenschutz übernommen wurden und werden, muss die Exposition von Personen durch beeinflussbare Strahlenquellen gerechtfertigt sein. Das gilt für medizinische Anwendungen gleichermassen wie für industrielle, es gilt in der Forschung und für die Ausbildung. Der Betrieb von Kernkraftwerken wird in der Schweiz auf der Basis einschlägiger Gesetze bewilligt. Im Verlauf des Bewilligungsverfahrens wird unter anderem die Rechtfertigung geprüft und festgestellt, dass die anlagenbedingte Strahlenexposition für alle davon betroffenen Personen innerhalb der vorgegebenen Grenzen liegt und der Nutzen grösser ist als allfällige deterministische oder stochastische Schäden. Ausserdem wird das Optimierungsgebot verordnet, welches eine Senkung der Strahlenexposition zum Ziel hat.

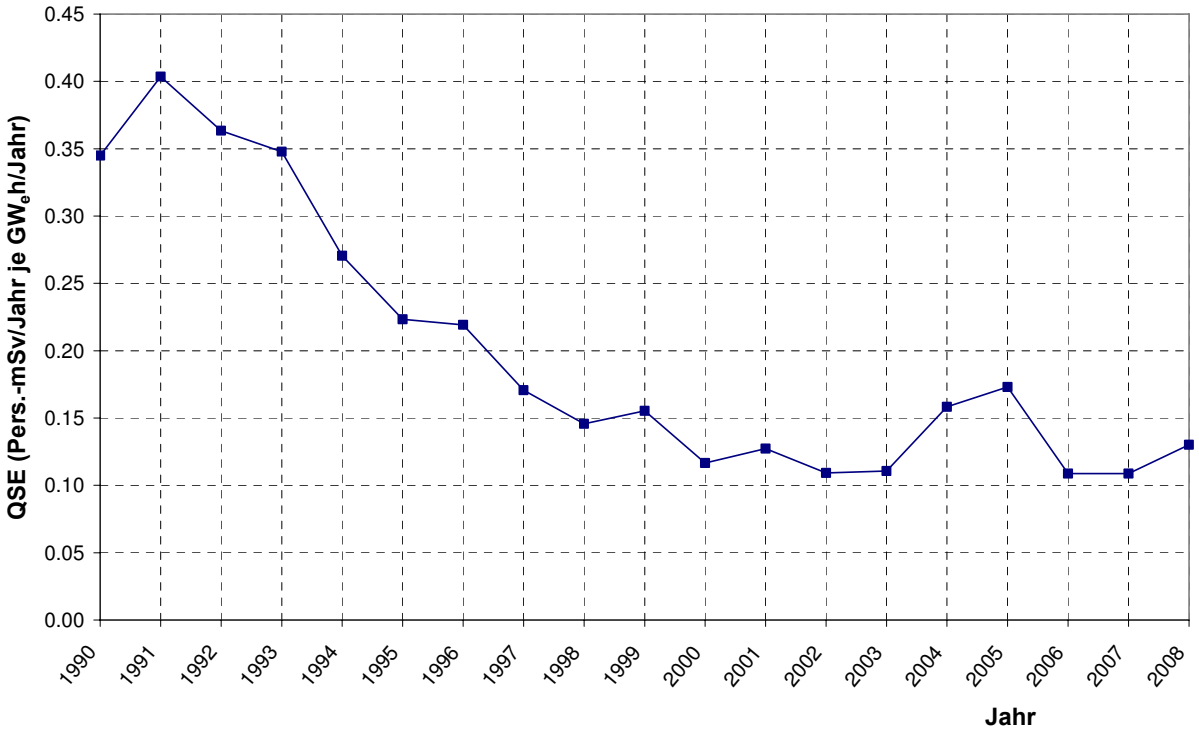


Abb. 4: Quotient aus Strahlenexposition des Personals zur Energieerzeugung QSE. Die Mittelung erfolgte über alle Schweizer Kernkraftwerke.

In den schweizerischen Kernkraftwerken haben sich keine Störfälle ereignet und auch Betriebsstörungen sind selten, sodass von einem weitgehend ungestörten Normalbetrieb mit hoher Verfügbarkeit der Anlagen berichtet werden kann. Aus diesem Grund ist es zweckmässig, die Strahlenexposition aller betroffenen Personen zur Energieproduktion ins Verhältnis zu setzen. Personen, welche in der Umgebung schweizerischer Kernkraftwerke leben, sind durch deren Emissionen nur so wenig betroffen, dass sie höchstens Folgedosen unterhalb der Schwelle von 10 mikroSv pro Jahr erhalten und deshalb bei der Darstellung in Abbildung 4 nicht berücksichtigt werden müssen.

Die Mittelung des Quotienten aus Dosisaufwand zu Energieerzeugung, QSE, über alle Schweizer Kernkraftwerke gleicht kleinere Schwankungen der einzelnen Anlagen aus und erlaubt eine Bewertung der Strahlenbelastung für die Stromproduktion des Landes im Verlauf der Zeit. Global kann gesagt werden, dass es den Betreibern der Anlagen seit 1994 gelungen ist, die Strahlenexposition pro erzeugter Kilowattstunde zu halbieren. Das ist zum einen ein Verdienst der Strahlenschützer und des Betriebs- und Revisionspersonals; zum anderen darf nicht übersehen werden, dass die Eigentümer der Kernkraftwerke hohe Investitionen zur Effizienzsteigerung getätigt haben und die Stromproduktion aus den Kernkraftwerken heute um rund 10% höher als vor zwanzig Jahren ist. Die Abweichungen vom Trend sind durch umfangreiche Nachrüstungen im KKL (2004) und im KKG (2005) zu erklären. Mehr noch fällt eine mehrmonatige Betriebsunterbrechung im KKL (2005) wegen Reparatur eines Generatorschadens ins Gewicht.

5. Jobdosis und Bauweise

In Kernkraftwerken werden Revisionsarbeiten mit Strahlenexposition hinsichtlich spezifischer Merkmale zusammengefasst. Beispielsweise ist das aus vielen Teilschritten zusammengesetzte Beladen des Reaktorkerns mit Brennstoff eine geplante Revisionsarbeit, an der mehrere Personen beteiligt sind. Die während einer solchen Arbeit (Job) von den durchführenden Personen akkumulierte Dosis wird ermittelt und als Jobdosis bezeichnet. Abbildung 5 zeigt Anteile der Kollektivdosis für die Revisionsarbeiten einer Anlage. In der StSV [2] ist festgelegt, dass Arbeiten mit Strahlenexposition optimiert werden müssen. Diese Optimierung berücksichtigt dass

a) die möglichen Varianten bewertet und gegeneinander abgewogen werden,
b) der Entscheidungsweg nachvollziehbar ist und
c) das Auftreten von Störfällen und die Entsorgung von Abfällen berücksichtigt wird.

Mit Vorteil wird der Optimierungsprozess auf Jobs, wie zuvor definiert, angewendet.

Die Aufsicht des ENSI konzentriert sich bei der Optimierung im Strahlenschutz auf die Verfolgung von dosisintensiven Arbeiten. Das Regelwerk schreibt vor, dass Arbeiten mit einer erwarteten Jobdosis von über 50 Pers.-mSv in Form einer detaillierten Dosisabschätzung vorgelegt werden müssen. Diese Information hat so zu erfolgen, dass seitens des ENSI auf die Abwicklung des Projekts noch Einfluss genommen werden kann. Die Strahlenschutzfachleute der Kernkraftwerke, die alle Arbeiten mit signifikanter Personendosis begleiten, präsentieren regelmässig ihre Strahlenschutzplanungen im Vorfeld der Jahresrevisionen. Anlässlich dieser Präsentationen wird vom ENSI geprüft, ob die Betreiber ihrer Verpflichtung zur Optimierung nachgekommen sind.

Es ist bemerkenswert, dass die Strahlenexposition des Betriebs- und Revisionspersonals von der Bauweise der Kernkraftwerke abhängt. Eingangs wurde bereits auf das Maschinenhaus der Siedewasserreaktoren hingewiesen, das zur kontrollierten Zone gehört. Im Leistungsbetrieb wird dort das Strahlenfeld vom kurzlebigen ^{16}N bestimmt, das durch die Aktivierung von Sauerstoff entsteht und mit dem Frischdampf in die Hochdruckturbine und weitere Aggregate gelangt. Hoch liegende, unabgeschirmte Frischdampfleitungen sind deshalb Strahlenquellen, welche die betrieblichen Kontrollen beeinträchtigen, Instandhaltungsmassnahmen während Leistungsbetrieb verunmöglichen und weit über das Dach, das meist keine wirksame Abschirmung ist, reichen.

Während der Jahresrevisionen stellen die geöffneten Turbinen, Armaturen und weitere Aggregate eine Quelle für Kontaminationen dar, was besonders bei Brennstoffhüllrohrdefekten eine anspruchsvolle Aufgabe für den Strahlenschutz ist. Bei den Druckwasseranlagen sind die regelmässig notwendigen Revisionsarbeiten an den Dampferzeugern und am Druckhalter als besonders dosisintensiv hervorzuheben, die zudem ein hohes Kontaminationspotential haben.

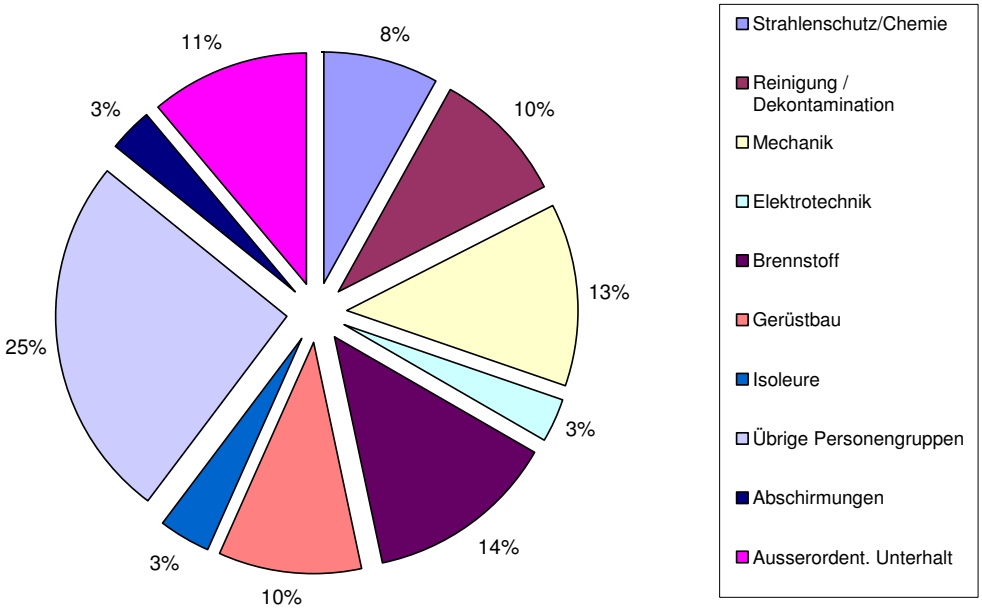


Abb. 5: Beispiel für die Aufteilung der Kollektivdosis einer Doppelblockanlage auf einzelne Arbeitsbereiche während der beiden Jahresrevisionen 2008.

Hohe Personendosen werden regelmässig für die zerstörungsfreien Prüfungen der druckbelasteten Schweissnähte an Rohren, Ventilen und Behältern registriert. Eine Senkung dieser Dosen kann durch maschinelle Unterstützung bei der Prüfung und durch optimale Vorbereitung erreicht werden. Das gezielte Abschirmen sowie das rasche Demontieren und Montieren der thermischen Isolation trägt ebenso wie eine gute Prüfstellen-Zugänglichkeit zu kleinen Dosen bei. Mit fortschreitendem Alter der Anlagen wird es notwendig, Komponenten zu reparieren und auszutauschen. Oft sind die Platzverhältnisse so eng, dass weder Abstand noch Abschirmung eine wirksame Dosiseinsparung ermöglichen. Nicht nur in diesen Fällen wird mit einem Training am Mock-up nachgeholfen, die Einsatzzeiten gering zu halten. Ursache für die hohen Ortsdosisleistungen an den Komponenten des Primärkreislaufs sind Aktivierungsprodukte, allen voran ^{60}Co. Als Legierungsbestandteil oder Verunreinigung der meisten Stähle wird stabiles ^{59}Co durch Korrosion an den wasserbenetzten Oberflächen der Bauteile abgelöst, im Reaktorkernbereich zu ^{60}Co aktiviert und im Kreislauf verteilt, wo es sich überall mehr oder weniger stark ablagert. Neben einer wirkungsvollen Reaktorwasserreinigung während des gesamten Zyklus und speziell beim Abfahren zu den Jahresrevisionen hat sich die Zinkdosierung als probates Mittel der Dosisleistungsreduktion herausgestellt. Dabei wird das aktivierte ^{60}Co durch Zink ersetzt, dessen Isotop ^{64}Zn abgereichert wurde.

6. Aussichten und Bau neuer Kernkraftwerke

Die Dosisstatistiken zeigen, dass die Strahlenexposition des Personals in den Schweizer Kernkraftwerken in den letzten Jahre auf einem tiefen Niveau gleich geblieben ist. Die Bevölkerung

wird vom Betrieb der Kernkraftwerke, vom Transport radioaktiver Stoffe (Brennstoffe, Werkzeuge, Abfälle) und von der Lagerung abgebrannter oder wiederaufgearbeiteter Brennelemente nicht tangiert. Dies ist unter anderem auf einen modernen Strahlenschutz zurückzuführen, der technische Mittel und organisatorische Massnahmen anwendet. Die anfangs der 90er Jahre festgelegten gesetzlichen Rahmenbedingungen auf Basis der ICRP-Empfehlungen haben sich bewährt und werden weiter angewendet. Durch eine Aufsicht, die die Betriebsüberwachung über alle Disziplinen, darunter nicht zuletzt den operationellen Strahlenschutz, kombiniert, werden langfristig Grundlagen für einen Kernkraftwerksbetrieb geschaffen, der zuverlässig, sicher und mit geringen Dosen für Personal und Bevölkerung verbunden ist.

Die guten Resultate der Stromproduktion aus Kernkraftwerken führen heute dazu, dass der Bau von neuen Kernkraftwerken erwogen wird. Das ENSI wird im dreistufigen Bewilligungsverfahren eine gewichtige Aufgabe bei der Beurteilung von Standort, Design und Betriebsbereitschaft haben. Dazu bereitet es sich sorgfältig vor und erarbeitet Regelungen für Mindestanforderungen. Im Strahlenschutz wird die Devise verfolgt, dass neue Anlagen grundsätzlich so gut sein müssen, wie die bestehenden und dass Erfahrungen der Vergangenheit konsequent berücksichtigt werden. Es wird beispielsweise erwartet, dass die durchschnittliche Revisionsdosis geringer als die der in Betrieb stehenden Kernkraftwerke sein wird, was durch ein den Strahlenschutz berücksichtigendes Design bei der Zugänglichkeit von Komponenten und geeignete Abschirmungen leicht möglich sein müsste. Ein anderes Beispiel ist die Vorgabe von maximalen Kobaltverunreinigungen bei allen wasserbenetzten Oberflächen. In diesem Zusammenhang ist daran gedacht, bei den Projektanten für neue Kernkraftwerke einen Prozess zu etablieren, der alle Massnahmen zur Reduktion von Personendosen koordiniert und nachvollziehbar aufzeigt. Auf diesem Weg müssten die Erfahrungen der Vergangenheit zwanglos einfliessen und es könnten Anlagen entstehen, die über eine Betriebszeit von mehreren Dezenien einen wirkungsvollen Strahlenschutz bei geringen Personendosen erlauben.

7. Literatur

[1] INES, The International Nuclear and Radiological Event Scale, User's Manual, 2008 Edition, IAEA and OECD/NEA, Vienna 2009

[2] Strahlenschutzverordnung (StSV), SR 814.501 vom 22. Juni 1994

[3] Strahlenschutzgesetz (StSG), SR 814.50 vom 22. März 1991

[4] ICRP Publication 60, 1990 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection, Pergamon Press, 1991

[5] ICRP Publication 103, The 2007 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection, Elsevier, 2007

[6] ENSI Strahlenschutzbericht 2008, ENSI-AN-6803, Eidgenössisches Nuklearsicherheitsinspektorat, Mai 2009, www.ensi.ch

DIE ENTWICKLUNG DER STRAHLENEXPOSITION DES PERSONALS IN DEUTSCHEN KERNKRAFTWERKEN

EVOLUTION OF THE OCCUPATIONAL EXPOSURE OF PERSONNEL IN GERMAN NUCLEAR POWER PLANT

J. Kaulard[1)], C. Schmidt[1)], E. Strub[1)]

[1)] Gesellschaft für Anlagen- und Reaktorsicherheit (GRS) mbH, Köln, Deutschland

Diesen Beitrag finden Sie aus drucktechnischen Gründen wegen verspäteter Einsendung im Kapitel „Nachträge“ am Ende dieses Tagungsbandes.

OCCUPATIONAL RADIATION DOSES IN FRANCE

L. Kueny[1]
1. Autorité de sûreté nucléaire (Atomaufsicht Frankreichs), Chef de la division de Marseille

Abstract

58 pressurized water reactors are operated in France by EDF. Since the 90's, EDF has been implementing ALARA principle to reduce extensively the collective and individual occupational radiation doses. The Nuclear Safety Authority (ASN), an independent administrative authority set up by law of 13 June 2006, encourages the operator to benefit from successful practices achieved on its own experience feedback and from the international practices. Concerning the implementation of ALARA, the ASN currently focuses on three axes : the chemistry of the primary cooling system, the information system to support ALARA processes and dose records, and the actions deployed on the most exposed workers.

KONZEPTE DER NOTFALLSPLANUNG FÜR REAKTORUNFÄLLE

CONCEPTS FOR EMERGENCY RESPONSE TO NUCLEAR ACCIDENTS

G. Winkler, F. Baciu, E. Buglova
Incident and Emergency Centre, International Atomic Energy Agency, Vienna, Austria

Zusammenfassung
Die Internationale Atomenergie Organisation (IAEA) hat in den letzten Jahren einen Standard für die Notfallsplannung sowie den Notfallseinsatz veröffentlicht. Dieser Standard basiert auf einem Konzept, das nicht nur die Interventionsmaßnahmen, sondern auch die Ziele der Notfallsplanung berücksichtigt. Dieser Ansatz, zusammen mit den Erfahrungen vergangener Unfälle führte zur empfohlenen Verwendung von „Emergency Action Levels" in nuklearen Einrichtungen, die lokalen und nationalen Vorkehrungen wie z.B. die Verwendung von vorab identifizierten Notfallsplanungszonen und die Verwendung von „Operational Intervention Levels". Die grundlegenden Anforderungen und deren Grundlagen werden anhand eines typischen Reaktorunfalls vorgestellt.

Abstract
The International Atomic Energy Agency has developed a generic concept for the response to nuclear accidents. The approach is not solely based on intervention principles, but also on the goals of emergency response. This approach is based on the experience from past events, and results in clear planning and response requirements. These cover the development of emergency action levels at nuclear facilities, arrangements on the local and on the national level (e.g., predefined emergency planning zones and operational intervention levels). This article describes the fundamental requirements for a typical severe nuclear power plant accident and the basis for these requirements.

Schlüsselwörter: *Notfallsplanung, Schutzmaßnahmen, Nuklearreaktor, Infrastruktur*
Keywords: *emergency planning, emergency response, nuclear reactor, infrastructure*

1. Einleitung:

Es gibt es seit langem empfohlene Strahlenschutzrichtlinien für Notfallssituationen. Aber in derartigen Situationen ist es Notwendig Entscheidungen schnell zu treffen. Einsatzkräfte, die immer am schnellsten vor Ort sind, brauchen definierte Kriterien, die direkt vergleichbar zu Messungen und anderen direkt beobachtbaren Vorkommnissen sind. Darauf wurde bei der Entwicklung des IAEA Standards [1] Rücksicht genommen und Ansätze miteinbezogen, die über die klassischen Ansätze im Strahlenschutz hinausgehen. Dieser Beitrag beschreibt die die so entstandenen Standards die dahinter liegenden Konzepte und wie man diese in die Praxis umsetzt. Erfahrungen in vergangenen Notfällen haben gezeigt, dass viele Entscheidungen im Vorhinein getroffen werden können, und dass wesentliche Entscheidungskriterien ebenfalls schon vorab festgelegt werden sollten.

2. Konzepte der Notfallsplannung:

Strahlenschutzstandards sind für die Notfallsplannung zwar notwendig, aber nicht hinreichend. Wie beim Optimierungsprozess der „Intervention Levels" [2] ist es oftmals notwendig, nicht Strahlenschutz relevante Bedingungen in Betracht zu ziehen, um den besten Gesamtnutzen zu erreichen. Da dies aber in jedem Staat verschieden sein wird, wurden die Konzepte so weiterentwickelt, dass eine Einheitlichkeit erreicht werden kann. In erster Linie werden nun Ziele festgesetzt, die es im Notfallsschutz zu erreichen gilt. Diese Ziele lassen

sich durch eine festgelegte Strategie für jedes Gefährdungspotential erreichen. Durch das Beschreiben der Strategie, werden die erforderlichen Funktionen und die erforderliche Infrastruktur klar.

2.1 Zielsetzungen im Notfallschutz

(a) Wiedererlangung der Kontrolle in der Notfallssituation
(b) Verhinderung oder die Verminderung von Konsequenzen vorort
(c) Vermeidung von deterministischen Strahlenschäden
(d) Erste Hilfe Leistung und Behandeln von durch Strahlung hervorgerufenen Schäden
(e) Verminderung von stochastischen Strahlenschäden
(f) Verminderung nicht strahleninduzierter Schäden
(g) Schutz von Eigentum und der Umwelt
(h) Vorbereitung zur Wiederaufnahme des normalen Lebensablaufes

Grundlegend wird vorausgesetzt, dass die entsprechende staatliche Infrastruktur in ausreichendem Maße vorhanden ist. Dies beinhaltet vor allem eine staatliche Kontrollbehörde, die die notwendigen Überprüfungen der Notfallsvorbereitungen der Betreiber überprüft, dass Einsatzorganisationen existierten denen die Aufgaben für den Notfallschutz der Öffentlichkeit übertragen wurden, und dass der gesetzliche Rahmen geschaffen wurde um Aufgaben klar festzulegen

2.2 Ermittlung des Gefährdungspotentials

Um die oben genannten Ziele zu erreichen, bedarf es einiger Vorraussetzungen. Das Ausmaß, in dem diese Ziele umzusetzen sind, ist aber von den vorhandenen Anwendungen und Einrichtungen abhängig. Um eine geeignete Abschätzung zu finden, muss zuerst das Gefährdungspotential der betrachteten Anlage ermittelt werden. Hierzu kann die unten beschriebene Kategorisierung helfen. Dabei werden fünf Kategorien, angeführt, die hauptsächlich durch die möglichen Auswirkungen eines „worst case“ Unfalls der entsprechenden Anwendung festgelegt werden (Tab. 1).

Tab. 1: Kategorien des Gefährdungspotentials

Kategorie	Beschreibung
1	Einrichtungen für die postulierte Unfälle beschrieben werden, welche Todesfälle auch außerhalb der Anlage zur Folge haben können (z.B.: Kernkraftwerke oder Forschungsreaktoren mit großer Leistung);
2	Einrichtungen, für die Unfälle postuliert wurden, die außerhalb der Anlage zu unmittelbaren Schutzmassnahmen führen können (z.B.: Forschungsreaktoren und Radionuklidproduktionen
3	Einrichtungen, für die Unfälle postuliert wurden, die nur innerhalb der Einrichtung zu unmittelbaren Schutzmassnahmen führen können (z.B.: Bestrahlungseinrichtungen);
4	Anwendungen, die zu Schutzmassnahmen an nicht vorbestimmten Orten führen können (z.B.; Industrielle Radiographie);
5	Aktivitäten, die zu kontaminierten Produkten durch Freisetzungen von Einrichtungen der Kategorien 1 und 2 führen können;

Durch eine umfassende Sicherheitsanalyse, die auch die wenig wahrscheinliche Szenarien mit einbezieht, und auch potentielle äußere Einflüsse berücksichtigt, sollte die zu erwartenden

Dosen für die Arbeitskräfte und die Bevölkerung, und folglich die entsprechende Kategorie bestimmt werden.
Als praktisches Beispiel wird ein schwerer Reaktorunfall in einem typischen Druckwasserreaktor genommen, das sich daran das gesamte Spektrum der Abläufe demonstrieren lässt. Einfach ist in diesem Fall die Kategorisierung - Kategorie 1. Anhand dieses Beispiels kann man aber auch sehen, dass für die Notfallsplannung eben genau auch die sehr wenig wahrscheinlichen Szenarien in Betracht gezogen werden müssen.

2.3 Notwendigen Funktionen

a) Erstellen eines Notfallsmanagements und das Beginnen der Notfallseinsatzes
Ein reibungsloser Übergang von normalem Betrieb zum Notfalleinsatz sollte vorgenommen werden ohne dass die Sicherheit eingeschränkt wird. In einem Reaktor betrifft das den Übergang von den „Betriebsprozeduren" zu den „Notfalls – Betriebsprozeduren". Diese Kriterien sind klar definiert, schon die Abweichung von den erlaubten Technischen Spezifikationen wird festgestellt und innerhalb des Kraftwerks gemeldet.

b) Erkennen, Meldung des Notfalls sowie Aktivierung der Notfallsmaßnahmen
So wurden z. B. beim Reaktorunfall von Tschernobyl die ersten Berichte von Mitarbeitern nicht für wahr gehalten, die berichtet hatten, dass die Reaktorhalle als solche nicht mehr vorhanden war, und sie eigentlich schon den brennenden Graphitblock sehen konnten. Immer wieder wird auch festgestellt, dass das Strahlenwarnsymbol nicht erkannt wird. Ebenso wichtig, ist das Erkennen der frühen Symptome einer Strahlenkrankheit durch Ärzte. Bei einem Unfall in Peru im Jahre 1999 [3] wurden die Rötung der Haut und die sich bildende Blase, zuerst auf einen Insektenbiss und eine allergische Reaktion zurückgeführt. Vor allem nach dem Reaktorunfall von Three Mile Island wurde viele Nachforschungen angestellt, um eine sich entwickelnde Unfallsituation schon früh zu erkennen und richtig zu bewerten. So arbeitet man in Kernkraftwerken heutzutage mit den „emergency action levels". Diese Werte sind im Kontrollraum beobachtbare Größen (z.B. Temperatur und Druck) oder Vorkommnisse (z.B., totale oder teilweise Stromausfälle) die man als Grundlage für die Bewertung der Situation heranzieht. Durch die so bestimmte Notfallsklassifizierung werden weitere Maßnahmen gesetzt.

c) Maßnahmen zur Minimierung der Konsequenzen vorort
Hier sind vor allem das Training des Personals des Betreibers und auch die vorhandenen Ressourcen angesprochen. Bei Kernkraftwerken ist in der Regel externe technische Unterstützung für die Operatoren vorgesehen, die sich mit der Analyse der technischen Information beschäftigen, während die Operatoren ja die Hände voll damit zu tun haben den Reaktor wieder in einen stabilen Zustand zu bringen. Aber auch bei Unfällen mit Strahlenquellen muss man zuerst einmal versuchen, die Strahlenquelle zu sichern, um keine weitere Strahlenbelastung zu verursachen.

d) Sofortige und unmittelbare Schutzmaßnahmen
Hier sind vor allem strahlenschutztechnischen Ursachen der wesentliche Einflussfaktor. Wenn man die Effektivität von Notfallsmaßnahmen anhand eines schweren Reaktorunfalls betrachtet, so wird klar warum die Maßnahmen die Adjektive „sofort" und „unmittelbar" haben. Bei einem angenommenen schweren Reaktorunfall (was einen Brennelementschaden aufgrund von Überhitzung, und eine frühe Freisetzung der radioaktiven Stoffe mit einschließen muss), muss man innerhalb eines Bereiches von bis zu 5 km mit Todesfällen rechnen, wenn die betroffenen Leute nicht rechtzeitig vorgewarnt wurden und ihrer normalen Tätigkeit nachgehen, aber auch wenn sie sich zu diesem Zeitpunkt noch bei der Evakuierung befinden (Abb. 1).

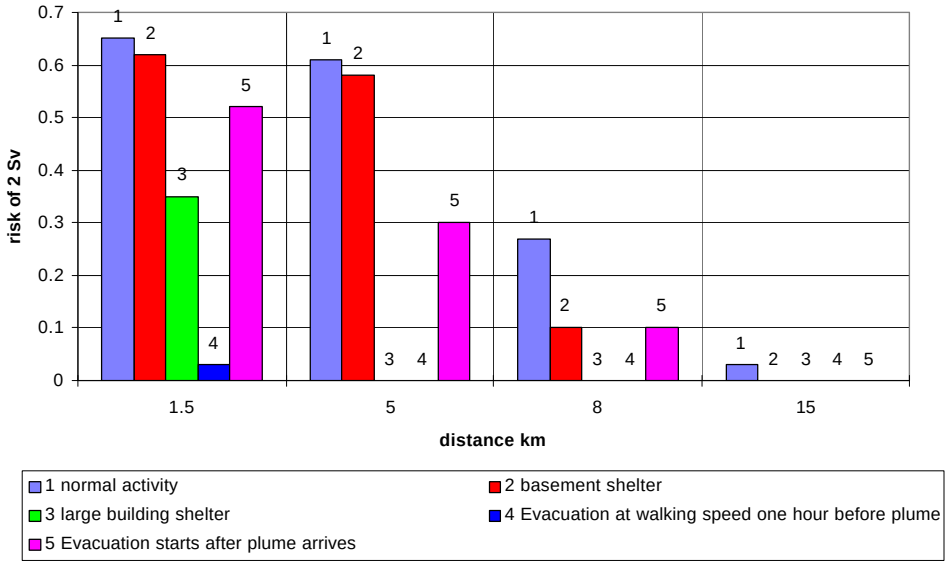


Abb. 1: Wahrscheinlichkeit eine Knochenmarkdosis von 2 Sv zu erhalten

Kann man die betroffene Bevölkerung aber in entsprechende Schutzräume bringen, so wird die Wahrscheinlichkeit von Todesfällen drastisch reduziert und auch das Auftreten von stochastischen Schäden wird minimiert. Kann man aber eine Evakuierung schon vor der Freisetzung initiieren, so verringern sich die Wahrscheinlichkeiten für die genannten Schäden nochmals. Wie man sieht, kann man durch Modellrechnungen Zonen festlegen bis zu denen bestimmte Schutzmaßnahmen gerechtfertigt sind. Diese Zonen nennt man Notfallsplanungszonen und sollten Bestandteil jeglicher Maßnahmen sein, die für Nukleare Installation getroffen werden, wenn die Möglichkeit einer Freisetzung von radioaktiven Stoffen nicht ausgeschlossen werden kann. Im Notfall werden dann die Schutzmaßnahmen in diese Zonen nach Erreichen festgelegter Kriterien. Diese Kriterien müssen vorab bestimmte Werte sein, die dann mit direkt beobachtbaren Größen verglichen werden. Da aber Größen (z.B. averted dose - die vermeidbare Dosis), wie sie in der Planungsphase für Notfälle verwendet werden nicht direkt messbar sind, wurden so genannte „operational intervention levels“ (im Weiteren mit OILs abgekürzt) entwickelt [4]. Das sind Grenzwerte, die für bestimmte Szenarien in messbare Größen wie z.B.: Dosisleistung durch die Verwendung von höchst wahrscheinlichen Bedingungen errechnet werden [5].

e) Anweisungen an die und Information der Öffentlichkeit

Mit der Festlegung auf Notfallsmaßnahmen muss man natürlich auch möglichst bald die Öffentlichkeit informieren. Geeignete Vorrichtungen müssen vorhanden sein um eine effektive Warnung an die Personen in den Notfallsplanungszonen richten zu können.

f) Schutz der Einsatzkräfte

Versäumnisse in der Vergangenheit und in aktuellen Ereignissen zeigen immer wieder, dass nicht adäquat vorbereitete Maßnahmen dazu führen, dass Einsatzkräfte nicht die notwendigen persönlichen Schutzvorrichtungen zur Verfügung haben. Rückblickend sieht man dass in einer schon früheren Phase falsche Annahmen getroffen wurden. Oftmals wird nicht an Personal von Einsatzorganisationen gedacht, weil man entweder das potentielle Ausmaß eines Unfalls unterschätzt, oder die Einsatzpläne zwischen den verschiedenen Organisationen sind nicht gut oder überhaupt nicht abgestimmt sind.

g) Beurteilung der frühen Phase

Dies inkludiert die Bewertung des Zustandes der Einrichtung aber auch die Analyse der Auswirkungen auf die Umwelt. Messungen der Umgebungsstrahlung und der auftretenden

Kontamination müssen in den direkt umliegenden Gebieten schon früh beginnen um allenfalls weitere Schutzmaßnahmen zu erlassen. Schutzmaßnahmen sollen nur auf Basis einer Notfallsklassifizierung oder auf Basis von aktuellen Messungen durchgeführt werden. Modellrechnungen sind vor allem in der Planungsphase und zur Identifizierung der Orte, an denen die ersten Messungen gemacht werden sollten, zu verwenden, nicht aber um Schutzmaßnahmen zu bestimmen.

h) Medizinische Erstversorgung und Behandlung von Personen mit Symptomen der Strahlenkrankheit

Hier ist wiederum anzumerken, dass besonderer Augenmerk auf die Ausbildung von Ärzten gelegt werden sollte, um eindeutige Symptome der Strahlenkrankheit zu erkennen und auch zu wissen, wen sie solcherart gemachte Diagnosen melden sollten Auf die längere Sicht ist es wichtig Vorkehrungen zu haben, um Personengruppen auf erhöhte Krebsraten zu untersuchen. Dazu gehört schon in der frühen Phase mithilfe von OILs kontaminierte Personen zu identifizieren, die für solche Programme herangezogen werden sollten.

i) Landwirtschaftliche Maßnahmen und längerfristige Maßnahmen

All diese Maßnahmen bauen auf das Vorhandensein von OILs, da die Implementierung dieser Maßnahmen auf Messungen beruht. Diese OILs sollten diese aufgrund der Zusammensetzung der freigesetzten radioaktiven Stoffe optimiert werden. Im Rahmen eines Kernkraftwerkunfalls fallen unter die längerfristigen Maßnahmen temporäre oder permanente Umsiedlungen aufgrund der Bodenkontamination und der sich daraus ergebenden Dosis. Aber auch Kontaminationsmessungen sowie die Kategorisierung von radioaktiven Abfällen müssen durchgeführt werden.

j) Minimierung der nicht strahlungsbezogenen Konsequenzen

Dies betrifft Aktivitäten sowohl in der Vorbereitung als auch in der Notfallsphase. Bei der Planung der Notfallsmaßnahmen muss jede für sich gerechtfertigt und optimiert werden. Dies muss unter Einbeziehung der betroffenen Bevölkerung und unter Berücksichtigung internationaler Standard geschehen, da nur dadurch die Bevölkerung diese Maßnahmen auch annehmen wird.

k) Wiederherstellungsmaßnahmen

Der Übergang von den Notfallsmaßnahmen zu den längerfristigen Wiederherstellungsmaßnahmen muss schon vor dem eintretenden Notfall geplant sein. Erfahrung zeigt, dass man derartige Entscheidungen (bei welchen Werten man den Übergang festlegt) nicht in der Situation aufgrund des Drucks von öffentlicher Seite nicht mehr nur auf sachlicher und wissenschaftlicher Basis treffen kann.

2.4 Notwendige Infrastruktur

Um die notwendigen Funktionen ausführen zu können, ist natürlich auch eine geeignete Infrastruktur benötigt. Dazu zählt unter anderem das die entsprechenden Autoritäten gegeben sind und hinreichende Ressourcen haben um ihre Autorität auch effektiv ausüben zu können. Eine Grundvoraussetzung ist, dass die die Notfallsorganisationen etabliert sind. Natürlich müssen diese Organisationen die notwendigen menschlichen und finanziellen Ressourcen haben um effektiv zu sein. Im Weiteren ist es wichtig, dass diese Organisationen ihre Schnittstellen zueinander gut definiert haben. Das beginnt bei der Aufgabenverteilung, geht aber bis zur Kompatibilität der Kommunikationssysteme und anderen technischen Feinheiten. Positiv hat sich erwiesen, dass Pläne und Prozeduren in einem kontrollierten Dokumentationsmanagementsystem erfasst werden. Auch hierbei muss auf die Koordination bei der Entwicklung dieser Dokumente peinlichst Wert gelegt werden. Nur gut dokumentierte Pläne und Prozeduren garantieren die Nachhaltigkeit von entwickelten Systemen und Richtlinien. Selbst wenn jeder Unfall seine Eigenheiten hat, und dadurch nie auf gut

ausgebildete Mitarbeiter verzichtet werden kann, so wird sich durch vorgegebene Prozeduren auf Dauer doch eine allgemeine Linie feststellen lassen, nach der die involvierten Organisationen bei Unfällen vorgehen. Dies ist auch wünschenswert, da die Öffentlichkeit verlangt, dass der Staat konsistent bei verschiedenen Notsituationen vorgeht. Das erhöht das Vertrauen in die Behörden und Notfallsorganisationen und das wiederum trägt bei, die nicht strahlenrelevanten Schäden gering zu halten. Logistische Vorkehrungen und unterstützende Einrichtungen sind notwendig um einige kritische Funktionen effizient umsetzen zu können. Aufgrund der benötigten Vorwarnzeiten, und der Notwendigkeit Kaliumjodidtabletten einzunehmen bevor eine Inkorporation von Jod-131 möglich ist, ist es sinnvoll diese in den für den Notfall definierten Planungszonen schon vorab zu verteilen. Unterstützende Einrichtungen müssen im Voraus festgelegt werden, was bei Labors wohl kein Problem darstellen sollte. Aber man benötigt auch Koordinationszentren für die Implementierung der Notfallsschutzmaßnahmen und für die Information der Öffentlichkeit. Zur Infrastruktur wird auch das Abhalten von Übungen in regelmäßigen Abständen gezählt. Dies betrifft nicht nur die Betreiber sonder auch die lokalen und nationalen Notfallsorganisationen. Vor allem sind aber auch Übungen abzuhalten, die das Zusammenspiel aller beteiligten Parteien überprüfen. Abschließend sei noch erwähnt, dass der Qualitätssicherung eine hohe Bedeutung im gesamten Aktivitätsbereich der Notfallsplannung und der Notfallsmaßnahmen zukommt. Dies geht von den verwendeten Materialen, Ausrüstungsgegenständen, den Plänen und Prozeduren bis hin zu den Auswertungen der Übungen.

3. Zusammenfassung

Wie oben gezeigt, ist der Notfallschutz eine multidisziplinäre Angelegenheit, und kann nicht von einer einzelnen Fachgruppe allein bewältigt werden. Nur durch gute Koordination und Kooperation wird es möglich sein, umfassende Pläne in die Realität umzusetzen, und den Konsens aller beteiligten zu erreichen. Schafft man dies nicht schon in den Vorbereitungen, so darf man sich nicht erwarten, dies im Falle eine Unfalls, in dem die Situation hektisch wird und alle Beteiligten unter Druck arbeiten müssen, zu erreichen.

[1] International Atomic Energy Agency, Preparedness and Response for a Nuclear or Radiological Emergency, Vienna, 2002

[2] International Atomic Energy Agency, Intervention Criteria in a Nuclear or Radiation Emergency, Safety Series No. 109, Vienna, 1994

[3] International Atomic Energy Agency, The Radiological Accident in Yanango, Vienna, 2000

[4] International Atomic Energy Agency, Generic procedures for response to a nuclear accident, IAEA-TECDOC-955, Vienna, 1997

[5] Manfred Tschurlovits, MONTE CARLO-RECHUNGEN ZUR VALIDIERUNG DES KONZEPTES DER „OPERATIONAL INTERVENTION LEVELS“ BEI REAKTORUNFÄLLEN, dieser Tagungsbericht

MONTE-CARLO-RECHUNGEN ZUR VALIDIERUNG DES KONZEPTS DER „OPERATIONAL INTERVENTION LEVELS“ BEI REAKTOR-UNFÄLLEN

MONTE CARLO CALCULATIONS FOR VALIDATION OF THE CONCEPT OF OPERATIONAL INTERVENTION LEVELS AT REACTOR ACCIDENTS

Manfred Tschurlovits
Technische Universität Wien, Atominstitut, tschurlo@ati.ac.at

Zusammenfassung
Die IAEA etablierte das Konzept der Operational Intervention Levels (OILs) zur Vorhersage der zu erwartenden Dosis aus einer Messung unter definierten Bedingungen. Deterministische Rechungen geben keine Information über die zu erwartenden Unsicherheiten, die wegen der großen Anzahl und der Variabilität der Parameter sehr groß sein werden. Aus diesem Grund wurden Monte- Carlo-Rechungen zur Berücksichtigung der Variabilität und Unsicherheiten durchgeführt sowie die Bedeutung der Schlüsselparameter anhand einiger Ergebnisse dieser Rechungen gezeigt. Es kann nachgewiesen werden, dass die Anwendung von OIL-4 eine tragfähige Basis für Entscheidungsfindungen für Gegenmaßnahmen ist. Weiters wird auf die Notwendigkeit der Anwendung von M-Rechnungen hingewiesen zur Identifizierung von Schlüsselparametern hingewiesen

Summary
The IAEA introduced the concept of Operational Intervention Levels (OILs) to predict a dose to an individual based on a single assessment in the case of a nuclear reactor accident under certain circumstances. Deterministic calculations on the averted dose lead to a single number only, with no impression of possible uncertainties. However, large uncertainties are associated with such predictions, because many parameters have both large inherent uncertainty and variability. For these reasons, Monte Carlo (MC)- calculations were made to demonstrate the variation of the results and the compliance with the preset numbers. Some results of calculations taking into account several conditions will be presented to show the dose distribution of the prediction as well as key issues. Although this was only a limited examination of the uncertainties involved, it appears that the default OIL-4 is a reasonable basis for making decisions concerning temporary relocation in a non-urban environment early after a core melt accident as well as the need of application of MC calculations.

Schlüsselwörter: *Monte Carlo Rechnungen, default operational levels*
Keywords: *Monte Carlo calculations, default operational levels*

1. Einleitung

Konzepte für die Planung von Gegenmaßnahmen bei Unfällen wurden hier schon gezeigt [1]. Hier soll die Implementierung des Konzepts der OILs diskutiert werden, wobei aus der Messung einer Größe (hier Dosisleistung) die zukünftige Dosis oder eine durch Gegenmaßnahmen zu vermeidende Dosis abgeschätzt werden kann. Ein generelles Problem im prospektiven Strahlenschutz ist, dass einzuhaltende Werte wie primäre Limits

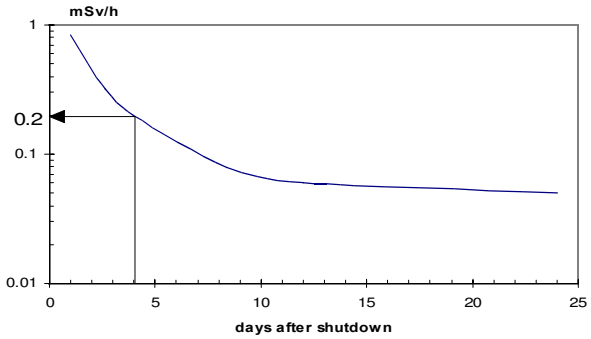
definitionsgemäß in Einheiten einer Dosis angegeben sind. Diese Größe steht zu einer Messung der Dosisleistung zum Zeitpunkt t im Zusammenhang durch $D = \int_0^\infty \dot{D} dt$. Ohne weitere Informationen ist aus der Dosisleistung die Dosis nicht kausal ableitbar. Es ist daher das Problem, aus dem Messwert der Dosisleistung eine Voraussage auf die Dosis zu treffen. Im einfachsten Fall, bei stationären Verhältnissen (wie: Ermittlung der Wochendosis = Dosisleistung x Zeit) bringt zwar durch konservative Annahme des freien Parameters *Zeit* meist eine Überschätzung der Dosis, aber mehr als 168 Stunden pro Woche werden doch doch als überkonservativ angesehen. Das Ergebnis der Schätzung wird daher konservativ, aber begrenzt sein. Im Fall eines Unfalles gibt es nicht einen, sondern es sind viele freie Parameter mit großer Variabilität und Unsicherheit zu berücksichtigen, also durch die Komplexizität der Situation andere Dimensionen vorliegend.

2. Operational intervention level (OIL)

In [2] wird ein operational intervention level (OIL) definiert als:

> "A calculated level, measured by instruments or determined by laboratory analysis, that corresponds to an intervention level or action level. OILs are typically expressed in terms of dose rates or of activity of radioactive material released, time integrated air concentrations, ground or surface concentrations, or activity concentrations of radionuclides in environmental, food or water samples. An OIL is a type of action level that is used immediately and directly (without further assessment) to determine the appropriate protective actions on the basis of an environmental measurement."

Im vorliegenden paper wird aus den verschiedenen anwendbaren Größen OIL- 4 diskutiert, der auf Dosisleistung beruht. In [3] wird gezeigt und festgelegt: Abbildung 1:



*Consequently, based on an examination of the figure it was decided that **0.2 mSv/h** would be a reasonable value for OIL 4 (OIL for temporary relocation) if used for measurements made during the period from **2 to 7 days** after the release (core melt).*

Hinter diesem statement stehen nun folgende Konsequenzen [2] und [3]
Wenn dieser Wert OIL4 zwischen 2 und 7 Tagen nach dem Unfall gemessen wird und unter 0,2 mSv/h liegt, ist sichergestellt:

- Bei Evakuierung: 30 mSv in 30 Tagen vermieden
- Ohne Evakuierung: eine Lebensdosis von 1000 mSv nicht erreicht wird

Diese Bedingungen sind rechnerisch zu verifizieren.

3. Berechnungsmethoden

3.1 Deterministische Rechnung

Der Rechengang soll hier nicht beschrieben werden, er findet sich in [2] und [3]

3.2 Monte Carlo- Rechnungen

Die Rechnungen wurden mit der Software Crystal Ball® 2002 [5] durchgeführt. Die Parameter sind dabei als Verteilungen anstelle von Zahlenwerten einzubringen, das Programm errechnet die resultierenden Verteilungen. Die Ergebnisse sind als Excel- Tabellen verfügbar. [4]

4. Parametereigenschaften

4.1 Allgemeines

Bei den Berechnungen sind folgenden Einflussgrößen zu berücksichtigen:

- *dosimetrische Aspekte* (Definition der *Dosisleistung,* Größen und , (alte und neue) Einheiten, tatsächlich gemessene Größen, Relation zu Effektivdosis; Altersabhängigkeit des Konversionsfaktors, …)
- *örtliche Situation* (lokale und regionale Verteilung der Dosisleistung durch inhomogene Ablagerung, Strategie der Messung,…)
- *Messzeitpunkt nach dem Unfall* festgelegt zwischen 2 und 7 Tagen (Zerfall des Radionuklidgemisches,…)
- *Quellterm und Ausbreitungscharakteristika* (Freisetzungsmodus, Änderung der Freisetzungskriterien)
- *Personenbezogene Aspekte* (Lebensgewohnheiten,…)

4.2 Einteilung der Parameters in Kategorien

Um der Rechenaufwand auf ein akzeptierbares Maß einzuschränken, ist folgende Einteilung zu treffen:

- Parameter mit geringer Variabilität und Unsicherheit und Parameter, die als „default"-Werte vorliegen oder natürliche Begrenzungen aufweisen
- Parameter mit großer Variabilität und Unsicherheit
- Parameter mit unabdingbarer und unvermeidlicher Variabilität in Bezug auf menschliches Verhalten.

5. Auswahl der Parameter

5.1 Definierte Parameter

- Integrationsperiode: 1 Monat (31 Tage)
- Beginn der Integrationsperiode. Drei Alternativen unmittelbar , 0,5 Tage oder 2 Tage nach Freisetzung
- Belastungspfad bei OIL4: externe Dosis durch Ablagerung von Radionukliden am Boden,
- keine Resuspension in 1 Monat
- keine innere Exposition
- Scenario: Kernschmelze

5.2 Parameter mit vorhersagbarer Unsicherheit oder festgelegte Werte (default values)
Annahmen nach: [3]

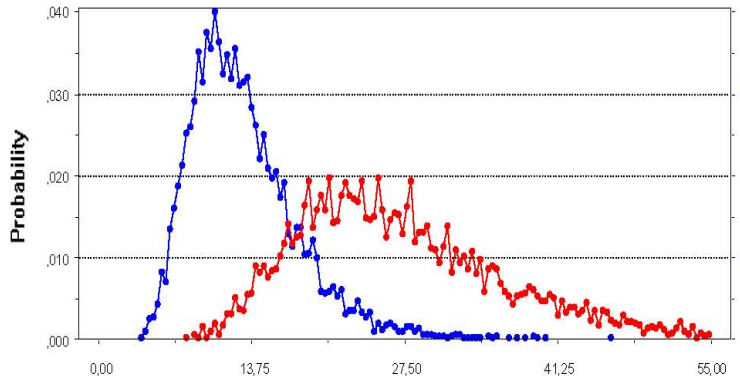
- totale Kernschmelze
- Kerninventar vorgegeben
- Die Freisetzung beeinflussende Parameter wie z.B freigesetzter Anteil (zwischen 0,02 (La) und 0,35 (Jod) sowie RDF, EF definiert
- Weitere Punkte
- Atmosphärischer Transport
- Dosisleistung durch Ablagerung am Boden
- Zeitablauf der Messungen
- Örtliche Verteilung der Ablagerung
- Bestimmung der Dosisleistung (Ansprechvermögen und Anzeige der Geräte)
- Konversionsfaktoren (Altersabhängigkeit,..)

Alle diese Parameter sind durch Verteilungen (Normal, Lognormal, Dreieck, …zu beschreiben (siehe Anhang 1)

6. Beispiele von Ergebnissen für westliche PWR

Es sollen hier einige Beispiele von Dosisverteilungen gezeigt werden

6.1. Bedeutung des Messzeitpunktes (am 2. oder am 7. Tag nach dem Unfall) für die Verteilung der Dosis innerhalb von 30 Tagen



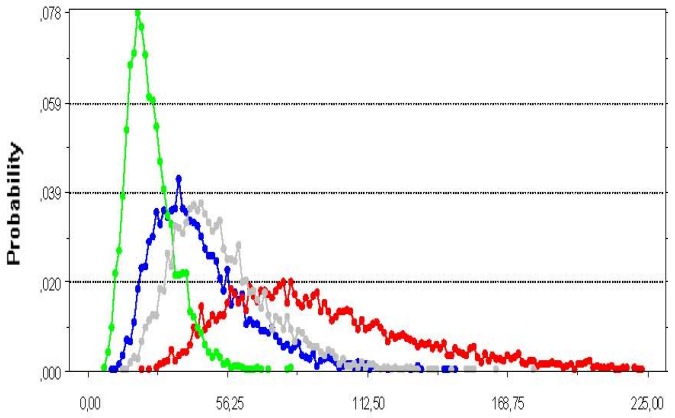
- PWR: OIL 4 day 2 (linke Kurve)
- PWR: OIL 4 day 7 (rechte Kurve)

	OIL4 day2 [mSv]	OIL4 day7 [mSv]
Mean	13,05	27,64 mSv
Median = 50,0% percentile	12,19	25,74
Standard Deviation	4,90	10,39
95,0% percentile	22,04	46,77
97,5% percentile	24,77	52,40
100 % percentile	57,70	112,18

Die Abbildung (↑Wahrscheinlichkeit → Dosisvorhersage [mSv] Effektivdosis zeigtdie Bedeutung des Zeitpunktes der Messung der für die mögliche Verteilung der Dosis.

6.2. Dosis innerhalb eines Jahres

Die Kurven zeigen die Abhängigkeit vorhergesagten Dosis bei Einhaltung von OIL-4 bei Messungwen am Tag 2 oder Tage 7, weitere Einflussgröße: mit oder ohne Witterung



- PWR: OIL 4 day 2 including weathering
- PWR: OIL 4 day 2
- PWR: OIL 4 day 7 including weathering
- PWR: OIL 4 day 7

	1 year OIL4 on day 2	1 year OIL4 on day 7	1 year day 2 with weathering	1 year day 7 with weathering
Mean	46,43	98,29	25,65	54,32
Median = 50,0%	41,73	88,41	23,68	50,37
Standard Deviation	21,73	45,96	10,05	21,33
95,0% percentile	87,08	184,95	43,88	93,04
97,5% percentile	100,18	213,31	49,49	104,12
100 % percentile	229,00	460,24	110,95	235,25

In diesem Fall ist der Messzeitpunkt für die breite der Verteilung nicht mehr bedeutsam wie in 6.1.

7. Zusammenfassung

Rechnungen dieser Art können vielfältigen Zwecken dienen und werden wohl die Zukunft des Strahlenschutzes darstellen, wenn fundierte prospektive Aussagen getroffen werden sollen. Nur auf Messungen oder anderen leicht erfassbaren Parametern beruhenden Entscheidungsfindungen werden nur in einfachen Fällen ausreichend sein, sondern auch zahlreiche andere Parameter und deren Variabilität und Unsicherheit zu berücksichtigen. Dies trifft besonders bei engem Entscheidungsspielraum zu und wenn eine Optimierung erforderlich ist, weil Schutzmassnahmen bekanntlich auch mit negativen Konsequenzen verbunden sein können.
Die hier angedeuteten Rechungen dienen hier dem Nachweis, dass durch die deterministische Rechnung abgeleiteten Operational Intervention Levels die Einhaltung der Limits auch unter Berücksichtigung von Variabilität und Unsicherheit sicherstellen. Anderseits kann man durch Rechnungen dieser Art transparent machen, welche Informationen als Schlüsselparameter bedeutend sind und welche vernachlässigt werden können.

8. Danksagung

The great impact of Tom McKenna on the project is gratefully acknowledged.

9. Literaturverzeichnis

[1] G. Winkler et al, Konzepte der Notfallplanung für Reaktorunfälle, dieser Tagungsbericht

[2] Preparedness and Response for a Nuclear or Radiological Emergency, Safety Standards Series No. GS-R-2, IAEA, Vienna (2002).

[3] Generic assessment procedures for determining protective actions during a rreactor accident IAEA TECDOC 955 (1997)

[4] M.Tschurlovits (2007): Validation of the concept of default operational intervention levels in nuclear reactor accidents by Monte Carlo calculations Int. J. Emergency Management, *Vol. 4, No.3*

[5] Decisioneering 2001 User manual

Anhang 1:
Beispiel für die Zuordnung von Verteilungen zu Parametern

Variable or uncertain parameter	Distribution	Key parameters	
		median	SD [min - max]
Reading of meter	lognormal	1	0,3
Time of reading	normal	-	-
Decay constant	No variation	-	-
Ground roughness	triangle	0,7	[0,5 - 0,9]
Spatial distribution	Lognormal	1	0,5
Occupancy fraction	Lognormal	0,6	[0,36 - 0,99]

SIMRAD.NBC – SIMULATIONS- UND INFORMATIONSSYSTEM ZUM ADMINISTRIEREN VON HILFSEINHEITEN BEI KATASTROPHEN (IM FOKUS AUF ABC-BEDROHUNGEN)

SIMRAD.NBC – SIMULATION AND INFORMATION SYSTEM TO MANAGE RESCUE UNITS AT DISASTER (WITH FOCUS ON NBC THREATS)

G. Chroust[1)], K. Rainer[2)], M. Roth[3)], S. Schönhacker[2)], P. Ziehesberger[4)]

[1)] Institut für Telekooperation, Universität Linz, Österreich
[2)] Forschungsinstitut des Roten Kreuzes, Wien, Österreich
[3)] creative BITS, Traun, Österreich
[4)] Ziehesberger Elektronik, Neuhofen/Krems, Österreich

Zusammenfassung
Das Ziel des Projekts SimRad.NBC ist es, die Basis für ein Trainings- und Unterstützungssystem zum Management von Katastropheneinheiten mit dem Schwerpunkt auf chemische, biologische, radiologische und nukleare Bedrohungen zu entwickeln und zu erproben. In diesem Projekt sollen die Grundlagen generiert werden, um durch informations- und bedarfsorientierte Simulationstechnologien das Zusammenspiel zwischen Mensch und Technik analysieren, darstellen, optimieren und trainieren zu können. Damit wird es den Einsatzkräften erleichtert, Krisensituationen optimal zu bewältigen.

In einer eigenen Erhebung werden wesentliche Faktoren, die auf Beteiligte einwirken, gesammelt, strukturiert und auf ihre Auswirkungen hin analysiert. Dabei werden nicht nur die Einflüsse auf Einsatzkräfte in der vordersten Linie berücksichtigt, sondern auch jene auf Führungskräfte, Patienten und Patientinnen sowie weitere Betroffene. Neben den verschiedenen Auswirkungen und Ausprägungen dieser unterschiedlichen, belastenden oder auch förderlichen Einflüsse wurde darüber hinaus eine Bedarfserhebung für die geplante Simulationslösung durchgeführt. Dafür wurden ExpertInnen des ABC-Schutzes aus verschiedenen Organisationen befragt, um deren Wissen und Anregungen einzubeziehen.

Das Projekt SimRad.NBC startete Ende 2007. Der Beitrag stellt die vorläufigen Ergebnisse vor und gibt einen Ausblick auf das Nachfolgeprojekt SimRad.COMP. Die beiden Projekte werden im Sicherheitsforschungs-Förderprogramm KIRAS vom Bundesministerium für Verkehr, Innovation und Technologie (BMVIT) finanziert.

Summary
The goal of the project SimRad.NBC is to create and test the basis for a training and support system for the management of first responder units with a special focus on CBRN threats. In this project, the foundation for interaction between humans and technical equipment will be analysed, simulated, optimised and trained by technology that really meets the needs. Thus, the preparedness of first responders for crisis will be elevated.

Important factors which have an impact on people involved are collected, structured and analysed for their consequences in a special survey. In this survey, the focus is not only on first responders "in the field", but also on unit leaders, casualties and other persons involved. Furthermore, the specific importance of the different impacts (which can be positive or negative), their interdependency, but also needs and requests regarding simulation systems are investigated. To achieve that goal, CBRN experts from different organisations were consulted to bring in their specific knowledge.

The project SimRad.NBC started at the end of 2007. The contribution presents the preliminary results of the project and gives a short outlook to the follow-up project SimRad.COMP. Both projects are funded by the Federal Ministry for Transport, Innovation and Technology (BMVIT) within the KIRAS security research programme.

Schlüsselwörter: *Einsatzkräfte, Simulation, CBRN, Katastrophenschutz, Ausbildung.*
Keywords: *First Responders, simulation, CBRN, disaster protection, training.*

Abbildung 1: Einsatzkräfte der Feuerwehr im Rahmen einer Übung mit CBRN-Szenario.

1. Hintergrund

Im Fall eines CBRN-Ereignisses müssen First Responder aus den Reihen der Feuerwehr, der Rettungsdienste und der Polizei rasch und sicher die Situation einschätzen und entsprechende Schritte setzen, um negative Auswirkungen auf Personen, Tiere und Sachgüter so gering wie möglich zu halten. Gleichzeitig soll der optimale Einsatz von Personal und Ressourcen gewährleistet sein.

Um CBRN-Gefahren gut bewältigen zu können, muss das angemessene Verhalten zuerst anhand von „Best Practices" erkannt, modelliert, erprobt und trainiert werden. Manche dieser „Best Practices" mögen intuitiven Bewältigungsmustern sogar entgegenlaufen, im Fall einer schlechten Auswahl auch negativ aufeinander einwirken. Ein wesentliches Problem im Zusammenhang mit chemischen, biologischen, radiologischen und nuklearen Gefahren besteht insbesondere darin, dass der Mensch für viele Gefahrstoffe keine Rezeptoren oder Sinnesorgane besitzt, die es ermöglichen, die Lage zu erkennen und automatisch richtig zu agieren. Einsatzkräfte sind in diesem Fall immer auf entsprechende Messgeräte und Hilfsmittel angewiesen, um diese Gefahren erkennen und identifizieren zu können. Wesentlich ist dabei, entsprechende Ausbildungen anzubieten, um mit den Geräten auch korrekt umgehen zu können, Messwerte richtig zu interpretieren, daraus entsprechende Schlüsse zu ziehen und angemessene Aktionen zu setzen. Systemische Evaluierung und Validierung der Gesamtsituation – unter Einbezug einer globalen Betrachtungsweise – sind ausschlaggebend für die Wahl der optimalen Strategie im Einsatzfall. Aus diesen Gründen müssen sowohl die Einsatzkräfte der ersten Stunde, die First Responder, als auch Spezialkräfte gezielt ausgebildet werden; realistische und praktische Umstände sowie menschliche Faktoren wie Belastungen, interne Kommunikation und Zusammenarbeit müssen hier einbezogen und beachtet werden [1].

Bis heute ist allerdings realistisches Training unter kontrollierten Bedingungen für den CBRN-Bereich schwer durchführbar. Die Rahmenbedingungen für das sichere und gleichzeitig realistische Nachstellen von Gefahrensituationen im größeren Ausmaß sind bislang unzureichend. Moderne Computertechnologien erlauben es allerdings, sowohl die gewünschte Situation als auch die Konsequenzen von verschiedenen alternativen Lösungs- und Handlungswegen auf eine ganzheitliche Weise – mit Unterstützung von Einsatz- oder Übungsgeräten – zu *simulieren* [2]. Über die naheliegenden Bedürfnisse der Ausbildung hinausgehend können Simulationen weitere Vorteile wie einfaches Wiederholen von Szenarien, Dokumentation, Überprüfung von „Best Practices" und die Visualisierung von unterschwelligen Einflüssen bieten. Realitätsnahe Simulationen erlauben auch den Einbezug von Expertise erfahrener Einsatzkräfte, die nach dem Prinzip „Sehen ist Wissen" Feedback und Lösungsalternativen beisteuern können. Zusätzlich können die als Simulationstools eingesetzten Technologien auch im Einsatzfall verwendet werden, um Voraussagen zu treffen, die einsatztaktische Führung zu vereinfachen und schließlich die gesetzten wie auch alternative Aktionen zu evaluieren.

2. Die SimRad-Projektreihe

Die SimRad-Projektreihe legt ihren Fokus in der Forschungs- und Entwicklungsarbeit auf drei wesentliche Anliegen: praxisnah, anwendungsorientiert und bedarfszentriert zu arbeiten. Um das sicherzustellen, werden die tatsächlichen NutzerInnen von Anfang an mit einbezogen. Das Forschungsinstitut des Roten Kreuzes (FRK) untersuchte daher, was First Respondern im Training und im CBRN-Fall wirklich wichtig ist.

In einer Interviewreihe (SimRad.NEEDS) wurden dazu die ganz spezifischen Bedürfnisse und Wünsche von CBRN-AusbilderInnen in Einsatzorganisationen erhoben. Auch die enge Kooperation mit den Projektpartnern – Freiwillige Feuerwehr Schwechat und ABC-Einheit des Oberösterreichischen Roten Kreuzes – trägt zu dieser Schwerpunktsetzung unmittelbar bei. Nach gründlicher Hintergrundrecherche und dem Erstellen eines präzisen Leitfadens wurden ExpertInnen von Feuerwehr, Polizei und Rettungsdienst sowie aus dem Bundesheer über ihre Erfahrungen und das Training der Einsatzkräfte für den ABC-Einsatz befragt.

Im Rahmen einer SWOT-Analyse wurde den GesprächspartnerInnen die Möglichkeit gegeben, über Stärken, Schwächen, Zukunftsmöglichkeiten, aber auch hinderliche Entwicklungen in den CBRN-spezifischen Bereichen von Ausbildung und Training, der Realeinsätze, Kommunikation und Simulations-Techniken zu berichten. Auch Einflüsse, die internationaler Literatur zufolge auf die Einsatzkräfte in unterschiedlichem Ausmaß einwirken [1], wurden hier nochmals auf ihre praktische Relevanz aus der Sicht der Befragten hin untersucht. Positive und negative Einflussfaktoren sowie Schnittstellen mit Umwelt, Ausrüstung und Gerät wurden auf ihre Relevanz hin präsentiert und von den InterviewpartnerInnen eingeordnet.

Die Ergebnisse dieser Befragung werden unter anderem bei der gemeinsamen Tagung von ÖVS und FS eV im Herbst 2009 vorgestellt und sind darüber hinaus auf der Projekt-Website **www.simrad.at** abrufbar.

Die oben angesprochenen Faktoren werden im Folgeprojekt SimRad.COMP verwendet, um realistische, praxisnahe, aber auch flexibel modifizierbare Modelle von Krisensituationen zu generieren.

Wesentliche Erkenntnisse können aus quantitativen Modellen abgeleitet werden, die die Zusammenhänge der einzelnen Einflussgrößen berücksichtigen. Eine bereits historische, aber immer noch vielfach eingesetzte Methode ist System Dynamics. Diese Methode wurde bereits bei den Bewertungen des Club of Rome eingesetzt [3] und fand seither in den verschiedensten Bereichen Anwendung [4, 5]. Das auf den Grundsätzen der Systemdynamik beruhende Modell soll die direkten, aber auch die impliziten Einflüsse und deren Verhältnis zueinander sowie ihre Wirkung auf die Einsatzkräfte und deren Effizienz visualisieren. Diese Basis ist der Grundstein für eine praxisnahe und unmittelbar an der Realität orientierte Simulation. Faktoren verschiedener Intensität und Beeinflussungsrichtung wie etwa Motivation, Risikowahrnehmung, persönliche (Schutz-)Ausrüstung, Ausbildung und Erfahrungsstand werden identifiziert und in Rückkopplungsschleifen eingespeist. Sie können dabei je nachdem als Multiplikatoren oder dämpfende Elemente fungieren. Das Ergebnis dieses Modells wird durch eine Art Landkarte von vielfältigen Einflussfaktoren und deren Abhängigkeiten dargestellt (siehe Abbildung 2).

Die Landkarte der Einflussfaktoren sowie die erste Sichtung der Interviews machen deutlich, dass SimRad.NBC und die Studie einige unerwartete und spannende Ergebnisse in die Forschungs- und Entwicklungsarbeit des geplanten Simulations- und Kommunikationstools einbringen.

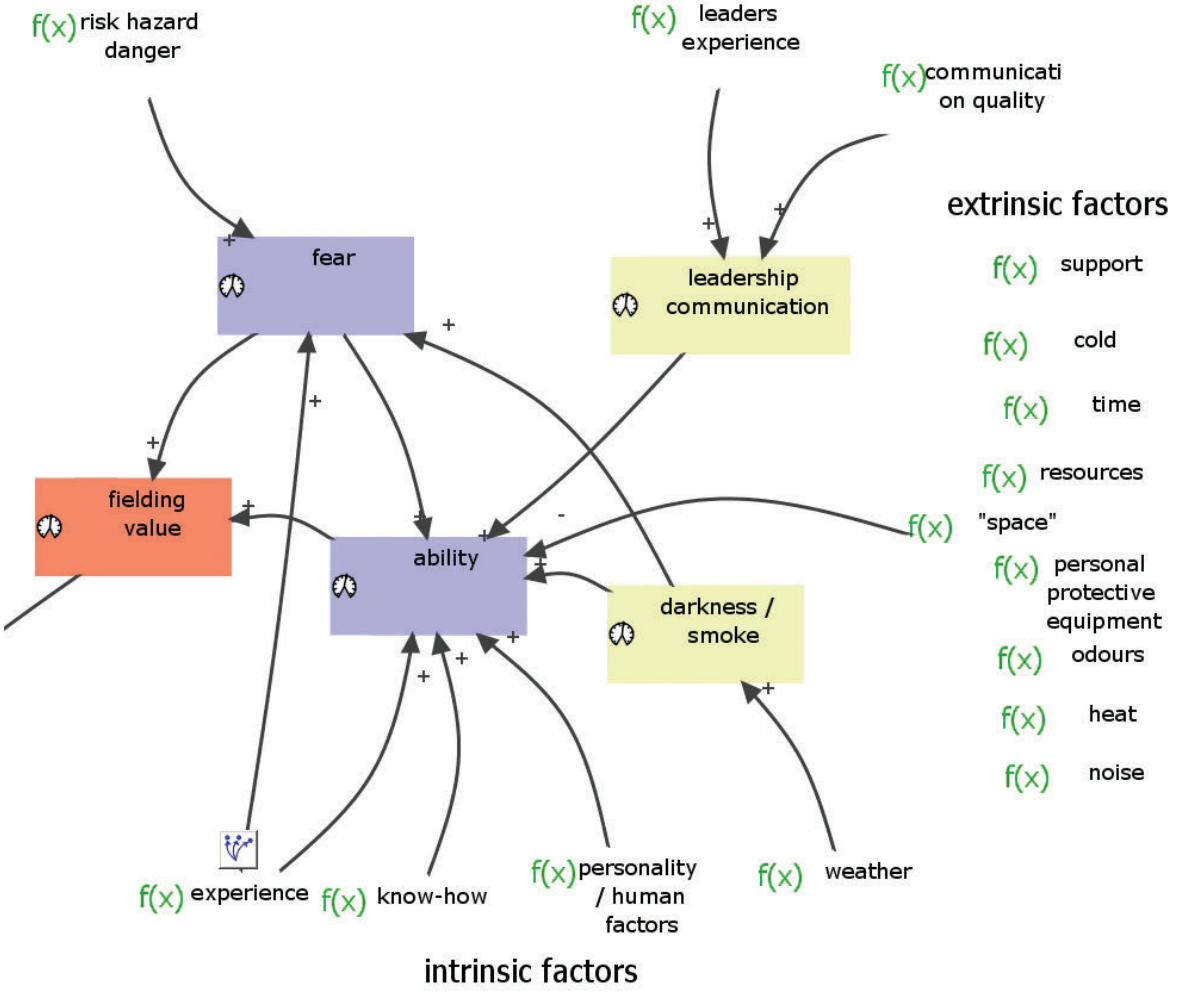


Abbildung 2: SimRad.NBC simuliert die komplexen Interaktionen verschiedener extrinsischer und intrinsischer Einflussfaktoren, die auf First Responder einwirken.

Neben den wertvollen Informationen, die durch die Gespräche mit ExpertInnen aller großen Einsatzorganisationen für den CBRN-Fall gesammelt und analysiert wurden, wird durch die Studie SimRad.NEEDS auch das Bewusstsein für manche Teilaspekte ihrer eigenen (Ausbildungs-)Arbeit verstärkt geweckt. Probleme, die z. B. die realistische Darstellung von Szenarien mit biologischen Agenzien oder auch die Kommunikation zwischen verschiedenen Organisationen bergen, aber auch mögliche innovative Lösungsansätze sind nur Beispiele jener Aspekte, die ausgewertet und in weiterer Folge in Publikationen und auf Fachveranstaltungen präsentiert werden sollen.

3. Rückblick und Ausblick

SimRad.NBC, der Ausgangspunkt der SimRad-Projektreihe, läuft von November 2007 bis Oktober 2009. Direkt im Anschluss wird SimRad.COMP die theoretischen und praktischen Vorarbeiten weiterführen, um praxisorientierte Komponenten für ein Simulations- und Kommunikationssystem vorzubereiten, die bei der Bewältigung der "unsichtbaren CBRN-Gefahren" mitwirken sollen.

Nicht zuletzt stellen die sich ergänzenden Teile der SimRad-Projektreihe einen wichtigen Beitrag zur besseren Vernetzung und einen kleinen, aber wesentlichen Schritt zu einem näheren Zusammenrücken und zur verstärkten Kooperation zwischen denjenigen Organisationen dar, die sich mit dem wichtigen Thema der Bewältigung von CBRN-Lagen in Österreich beschäftigen.

4. Finanzierung, Weblinks

Die Projekte SimRad.NBC und SimRad.COMP werden im Sicherheitsforschungs-Förderprogramm KIRAS vom Bundesministerium für Verkehr, Innovation und Technologie finanziert.

Projekt-Website: **http://www.simrad.at**
Sicherheitsforschungs-Förderprogramm KIRAS: **http://www.kiras.at**

5. Literaturverzeichnis

[1] Ungerer, D.; Morgenroth, U.: Analyse des menschlichen Fehlverhaltens in Gefahrensituationen – Empfehlungen für die Ausbildung. Zivilschutz-Forschung Neue Folge Band 43. Bonn, Bundesverwaltungsamt – Zentralstelle für Zivilschutz, 2001.

[2] Mayrhofer, R.: Concept, Simulation and Practical Application of a Decision Support System for First Responders. Dissertation, TU Wien, 2007.

[3] Forrester, J. W.: Understanding the counterintuitive behaviour of social systems, pp. 270–287. Paul Chapman Publ. 1981, 1981.

[4] Mrotzek, M.: Catastrophe Dynamics - A systemitic exploration of catastrophes towards a set of catastrophe archetypes using the System Dynamics simulation method. Alpe-Adria University Klagenfurt, Faculty for Technical Sciences, 2009.

[5] Koppensteiner, S.: Process Mapping and Simulation for Software Projects. VDM Verlag Dr. Müller, 2008.

FUNDE RADIOAKTIVER STOFFE

DETECTION OF RADIOACTIVE MATERIAL

Torsten Doninger[1], Alfred Neu[2]

[1] Badische Stahlwerke (BSW), Kehl
[2] LUBW Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg, Karlsruhe

Diesen Beitrag finden Sie aus drucktechnischen Gründen wegen verspäteter Einsendung im Kapitel „Nachträge“ am Ende dieses Tagungsbandes.

ADVANCED SIMULATION AND MANAGEMENT SOFTWARE FOR NUCLEAR EMERGENCY TRAINING AND RESPONSE

FORTGESCHRITTENE SIMULATIONS- UND MANAGEMENT SOFTWARE FÜR DAS TRAINING UND HANDELN IN NUKLEAREN NOTFÄLLEN

Lloyd Cosby[1], Klaus W. Rose[2]

[1]ISR International Safety Research, Ottawa, Canada
[2] RCE Rose Consulting & Engineering, Alzenau, Germany

Zusammenfassung
The importance of training safety personnel to deal with real world scenarios is prevalent amongst nuclear emergency preparedness and response organizations. International Safety Research (ISR) has committed to ensure that field procedures, data collection software and decision making tools be identical during training sessions as they would be during a real emergency. By identifying the importance of a fully integrated tool, ISR has developed a safety support system capable of both functioning in training mode and real mode, enabling emergency response organizations to train more efficiently and effectively. This new fully integrated emergency management tool is called S3-FAST also known as Safety Support Systems – Field Assessment Survey Tool.

Summary
Der Wert der Ausbildung von Sicherheitspersonals unter realen zu tätigen ist überwiegender Teil der Vorbereitung auf nukleare Notfälle und Notfallschutz Organisationen. ISR hat sich zum Ziel gesetzt, sicher zu stellen, dass Datenerfassungsmethoden, Datenerfassungssoftware und Entscheidungswerkzeuge während Schulungseinheiten identisch sind mit denen die bei einem Notfall zum Einsatz kommen. Nachdem der Wert eines völlig integrierten Werkzeugs identifiziert wurde hat ISR ein Sicherheit unterstützendes System entwickelt, dass zum Arbeiten im Trainingsmodus und im Realmodus fähig ist und es Notfallschutzorganisationen ermöglicht, leistungsfähiger und effektiv auszubilden. Dieses völlig neue, integrierte Notfall Management Werkzeug nennt sich S3-FAST (Field Assessment Survey Tool)

Schlüsselwörter: *nuklearer Notfall, Managementsoftware, Training, Simulation*
Keywords: *Nuclear Emergency, Mangement Software, Training, Simulation*

S3-FAST was created to support nuclear emergency managers in gathering data and making timely decisions for public safety in the case of a nuclear or radiological accident – both simulated and real. The program collects raw field data and synthesizes it into a real-time command map, allowing decision makers to make effective recommendations for the protection of the public. The system automatically collects radiation data through a wireless network and provides a GPS track of survey vehicles. It also offers live communication and data display options through the internet or intranet. This software is designed to reduce the possibility of human error during manual data collection and entry as well as to reduce the amount of time it

takes a nuclear emergency response team to develop a firm action plan based on clear, detailed, and mapped results.

Figure 1: S3 FAST Integrated Command Map

S3-FAST has a single user interface that is used for both real and simulated mode. The only difference is that in real mode the program uses real data from surveyors in the field rather than substituting simulated data. In addition to showing data in the emergency command post, a web version called S3-FASTOnline is available to display data to authorized users over the internet. For example, command post personnel that are responding may use S3-FASTOnline to view readings prior to arriving at the central location or affiliated organizations and scientists may choose to view the data to assist in event management.

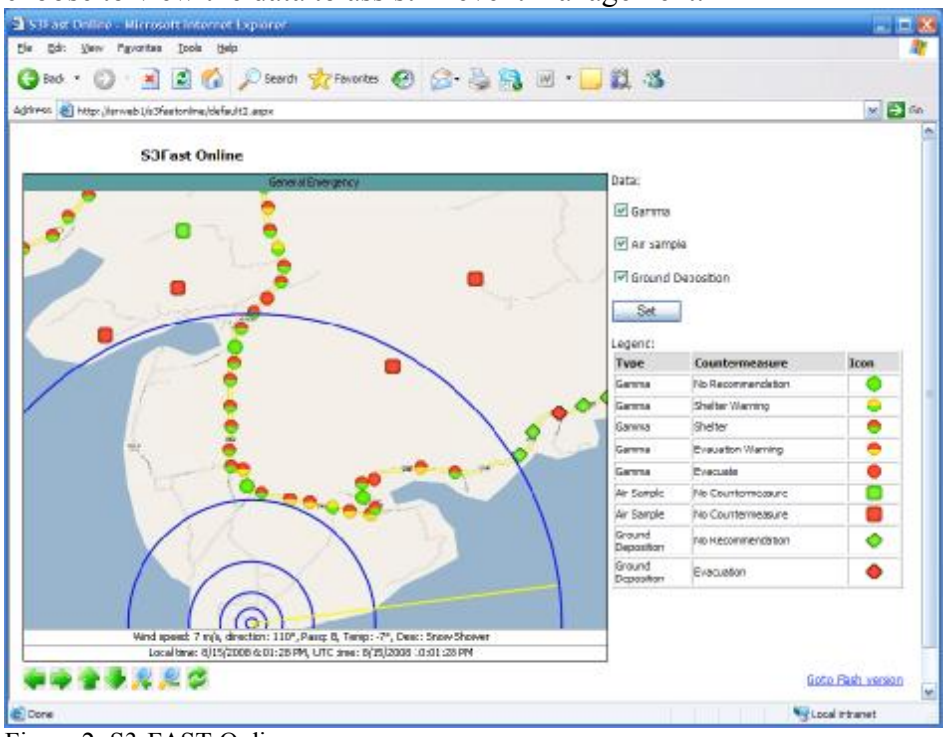


Figure 2: S3-FAST Online

S3-FAST is capable of being used as a surveillance tool by recording data from detectors set up at user defined locations. The Drop Box module was created to view S3-FAST communications boxes that are dropped at any fixed location in order to send data back to the central command post. The Drop Box plug-in allows the user to view the data from the drop boxes on its own and trend the readings from each box using a dose rate versus time graph. The decision maker defines how often readings from each drop box are to be taken and defines the threshold dose rate for each. If the dose rate is surpasses the alarm threshold, it triggers the remote detection hardware to take readings more frequently until the dose rate readings fall below the threshold. The S3-FAST software alarms the decision maker, both visually and audibly, that the threshold has been surpassed by a drop box in the field.

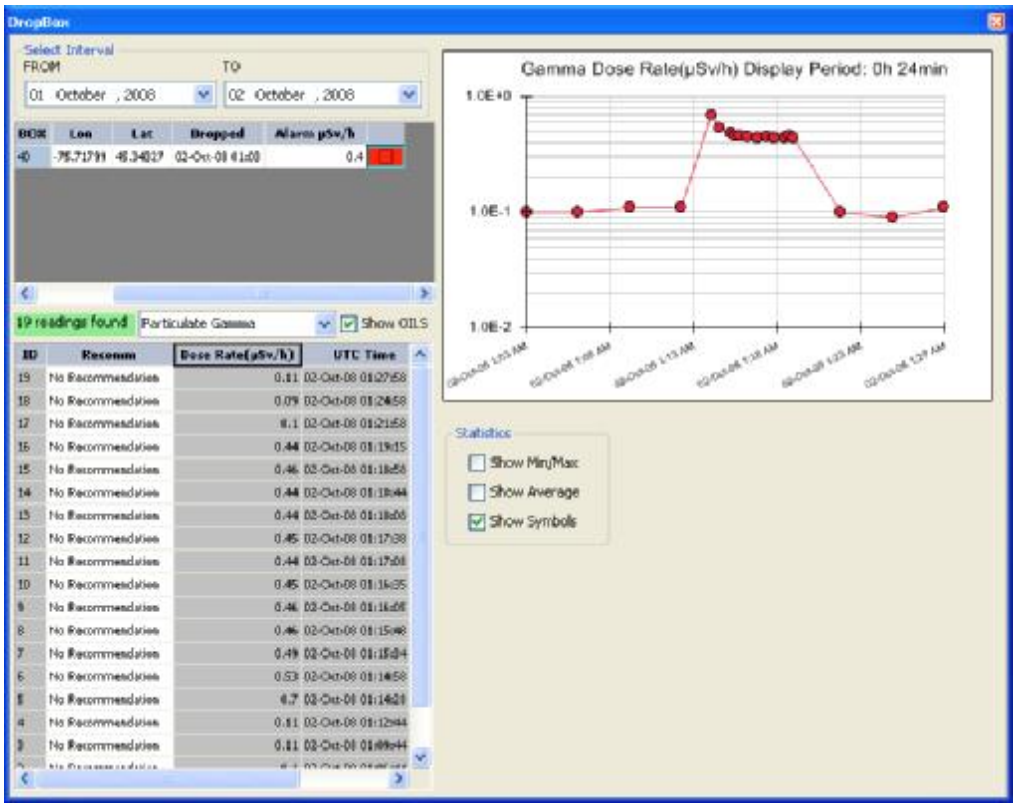


Figure 3: Drop Box software and detector box (inset)

The Remote Detector module in S3-FAST is a tool that was developed to receive data from a fixed Sodium Iodide spectrometer. It displays trended dose rate versus time data as well as the associated spectrum data in Counts versus Energy in keV.

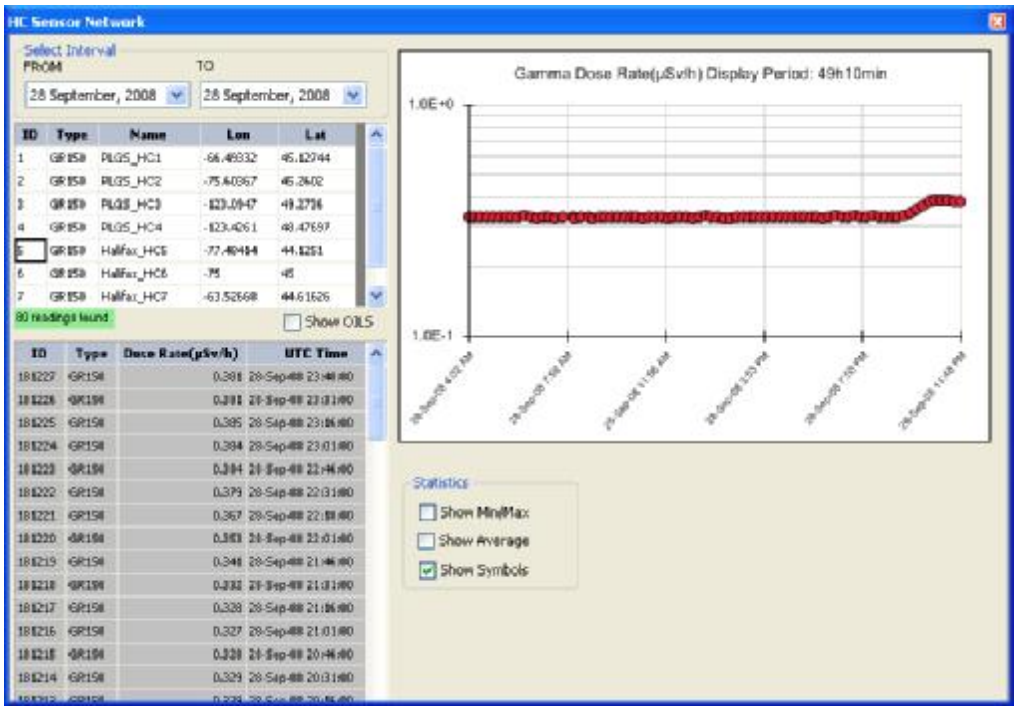


Figure 4: Remote Detector Module - Dose Rate versus Time Graph

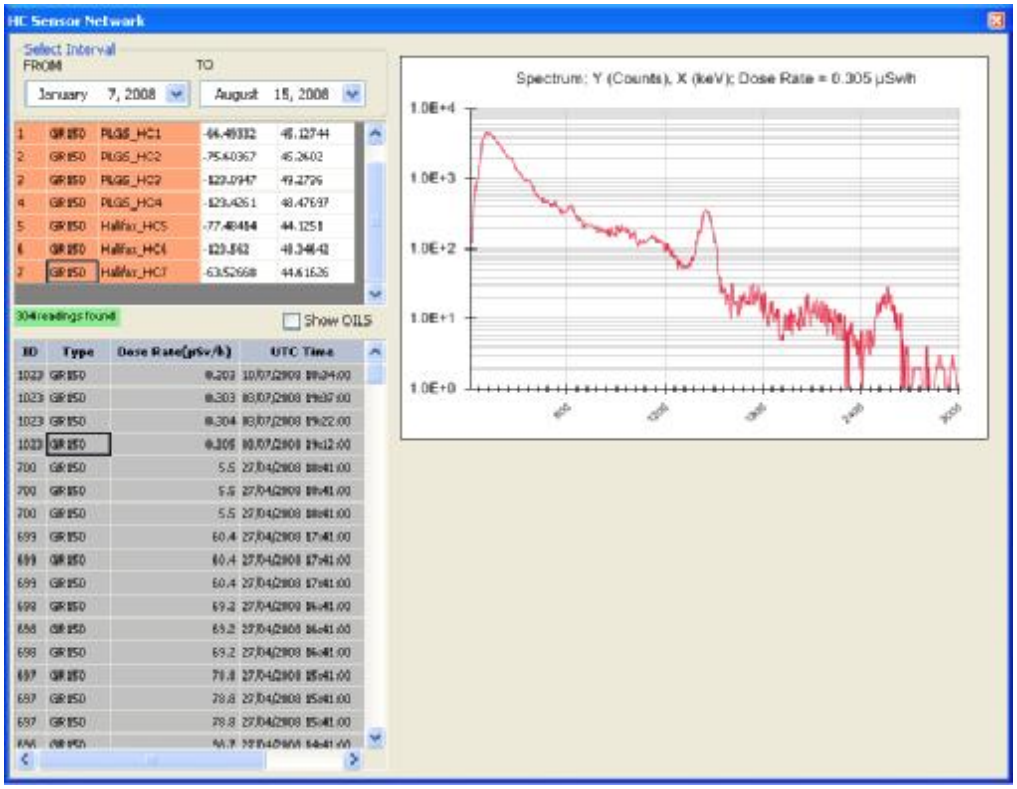


Figure 5: Remote Detector Module - Spectrum Data in Counts versus Energy in keV Graph

COMMAND & CONTROL IN SIMULATION MODE

In simulation mode, S3-FAST uses the S3-EXERCISE training module to provide data to the program. Command post exercises can be conducted using virtual or real field surveyors and drivers in the field providing simulated data. This allows the user to have the flexibility of exercising the command post only versus exercising the entire emergency response team. S3-EXERCISE is a software application that is used for quickly designing realistic nuclear emergency exercise scenarios and simulating exercise field measurements. The program offers a fully dynamic simulation of gamma dose rate survey instruments, electronic personal dosimeters and air sample filter measurements, imitating the fluctuations and values of real local background or accident values, and allowing responders to be trained from a model that accurately depicts what would happen in a real life scenario.

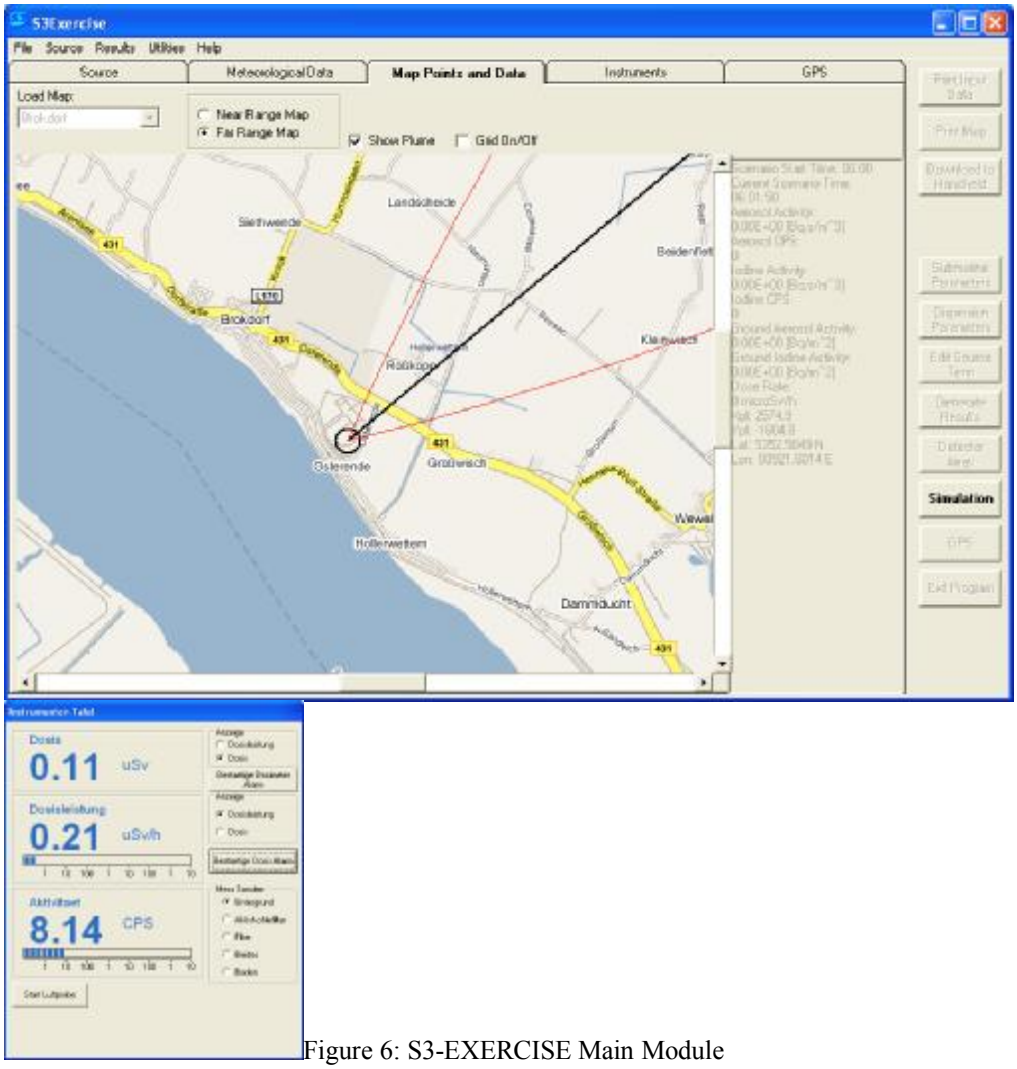


Figure 6: S3-EXERCISE Main Module

The program code draws upon realistic models, calculates every function from first principles in real time and uses CAN/CSA Model 288.2 standards [i] which provide the guidelines and methodology for calculating effective doses to people in the path of airborne radioactive material released following a hypothetical accident. The S3-EXERCISE accident simulation file is used for the training mode within all the Safety Support Systems including S3-FAST.

BENEFITS OF SAFETY SUPPORT SYSTEMS

Response Specialists agree that "training personnel as well as managers is vital, for they often must make critical decisions with little or no input from senior staff." They also agree that "advanced technologies play an important role in communications and decision making. Timely decision making requires effective communication of accurate information." [ii] S3 software is designed to overcome all of these issues, making emergency response as effective as possible. S3-FAST with the integrated S3-EXERCISE simulation module has provenitself in many instances during numerous nuclear emergency exercises. User feedback indicates that it adds a tremendous amount of realism to exercises and improves on decision-making processes.

REFERENCES

[i] CAN/CSA Model 288.2 Standards, "Guidelines for Calculating Radiation Doses to the Public From a Release of Airborne Radioactive Material Under Hypothetical Accident Conditions in Nuclear Reactors"

[ii] John A. Volpe, "Consequence Reduction – Response and Recovery", National Transportation Systems Centre, pp.24

FORTLUFTÜBERWACHUNG AM FORSCHUNGSSTANDORT ROSSENDORF

MONITORING WITH THE EXHAUST AIR AT THE RESEARCH SITE ROSSENDORF

K. Jansen, N. Muschter

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

Zusammenfassung
Gegenwärtig werden am Forschungsstandort Rossendorf 12 Einrichtungen bezüglich ihrer Ableitungen radioaktiver Stoffe mit der Fortluft überwacht. Es sind sehr verschiedene Einrichtungen, wie z. B. kerntechnische Einrichtungen im Rückbau, wie der ehemalige Forschungsreaktor Rossendorf oder die ehemalige Isotopenproduktion, Radiochemische Laboratorien, Beschleuniger zur Herstellung von Radionukliden für die Positronen-Emissions-Tomographie und für wissenschaftliche Untersuchungen.

Damit ist es notwendig, unterschiedliche Nuklidvektoren zu überwachen, die eine sehr differenzierte Auslegung der Messtechnik erfordern. Es wird über die Messtechnik, Erfahrungen bei ihrem Betrieb sowie ausgewählte Messergebnisse und die daraus resultierende Strahlenexposition berichtet.

Summary
At the Research Site Rossendorf currently twelve plants have been monitored concerning their radioactive effluents with the exhaust air. There are very different plants, such as nuclear facilities in decommissioning like research reactor Rossendorf and a plant for production of radioactive isotopes, radiochemical laboratories, accelerators for radionuclide production for the positron emission tomography and for scientifically applications.

So it is necessary to install different equipments in order to measure these different nuclides. The paper describes the instrumentation for measuring radiation effluents, experiences, some surveillance results and the resulting radiation exposure.

Schlüsselwörter: *Fortluftüberwachung, Messtechnik, Strahlenexposition*
Keywords: *monitoring of radioactive effluents, equipment, radiation exposure*

1. Einleitung

Gegenwärtig werden in 12 Einrichtungen des Vereins für Kernverfahrenstechnik und Analytik Rossendorf e. V. (VKTA) und des Forschungszentrums Dresden-Rossendorf e.V. (FZD) Anlagen zur Fortluft-Emissionsüberwachung betrieben. Es handelt sich dabei u. a. im VKTA um kerntechnische Einrichtungen im Rückbau und im FZD um radiochemische Laboratorien, Beschleuniger zur Herstellung von Radionukliden für die Positronen-Emissions-Tomographie und für wissenschaftliche Untersuchungen, sowie um ein Zentrum für die Positronen-Emissions-Tomographie (PET-Zentrum).

Die Fortluftüberwachung erfolgt auf der Grundlage des von der Genehmigungsbehörde bestätigten Überwachungsprogramms [1]. In diesem Dokument sind u. a. für alle Emittenten nuklidgruppenbezogene jährliche Obergrenzen für die Ableitungen und Methoden ihrer Überwachung und Bilanzierung festgelegt.

2. Messtechnik zur Fortluftüberwachung

Zur Überwachung der Ableitungen radioaktiver Stoffe mit der Fortluft aus den 12 Emittenten werden folgende Mess- und Sammelgeräte verschiedener Hersteller eingesetzt:

- 3 Beta-Gasmonitore,
- 2 Alpha-Beta-Aerosolmonitore,
- 1 Tritium-Monitor,
- 2 Iodsammler,
- 12 Aerosolsammler,
- 4 Tritium/Kohlenstoff-14-Sammler.

Gegenwärtig sind 9 Überwachungsanlagen online in das Messsystem zur Strahlenschutz-Umgebungsüberwachung REMSY2 [2] eingebunden. Die in den einzelnen Anlagen gemessenen aktuellen Werte und Statusmeldungen werden online an REMSY2 übermittelt. Dadurch ist eine zeitnahe Beurteilung der Betriebsbereitschaft der Messtechnik und der Emissionen aus diesen Emittenten am Forschungsstandort möglich.

3. Durchführung der Fortluftüberwachung

Am Beispiel des PET-Zentrums wird in den Kapiteln 3 bis 5 die praktische Durchführung der Fortlutüberwachung erläutert. In der Tabelle 1 sind die wesentlichsten Parameter des emittentenspezifischen Überwachungsprogramms für das PET-Zentrum angegeben (aus [1]).

Tab. 1: Fortluftüberwachung des PET-Zentrums

Radio-nuklid-gruppe	**Ober-grenze [Bq/a]**	**Bezugs-nuklid**	**ableitbare Radio-nuklide**	**Bindungsform**	**Mess-/ Sammel-gerät**	**NWG [Bq/m³]**	**Warnwerte**
G	2E+12	F-18	C-11 N-13 O-15 F-18	100 % Gas	Gasmonitor	3E+02	1E+06 Bq/m³ 1E+11 Bq/Wo
Iod	1E+07	I-125	I-124 I-125 I-131	90 % Gas 10 % Aerosol	Iodsammler	5E-04	-
AG	-	Se-75	Se-75	100 % Aerosol	Aerosol-sammler	5E-06	-
AB	-	P-32	P-32			3E-05	-

G radioaktive Gase
AG Gamma-Aerosole
AB Beta-Aerosole
NWG Nachweisgrenze

Neben den Daten in Tabelle 1 werden in [1] für die Emittenten weitere Parameter verwaltet, wie Emissionshöhe, Gauss-/Krüger-Koordinate des Kamins, Fortluftvolumenstrom und der Verweis auf die emittentenspezifische Fachanweisung.

4. Betriebserfahrungen

Die Anlage zur Fortluftüberwachung im PET-Zentrum mit den in Tabelle 1 genannten Geräten ist seit Mai 1996 in Betrieb. In Abbildung 1 ist die Anlage dargestellt.

In diesen 13 Betriebsjahren lag die Verfügbarkeit des Messsystems bei nahezu 100 %. Diesbezügliche Analysen zeigten, dass z. B. der Beta-Gasmonitor während seiner gesamten bisherigen Betriebszeit lediglich 100 Stunden ausgefallen war. Neben der Robustheit dieser Geräte ist diese hohe Verfügbarkeit auch in jährlichen umfassenden wiederkehrenden Prüfungen begründet.

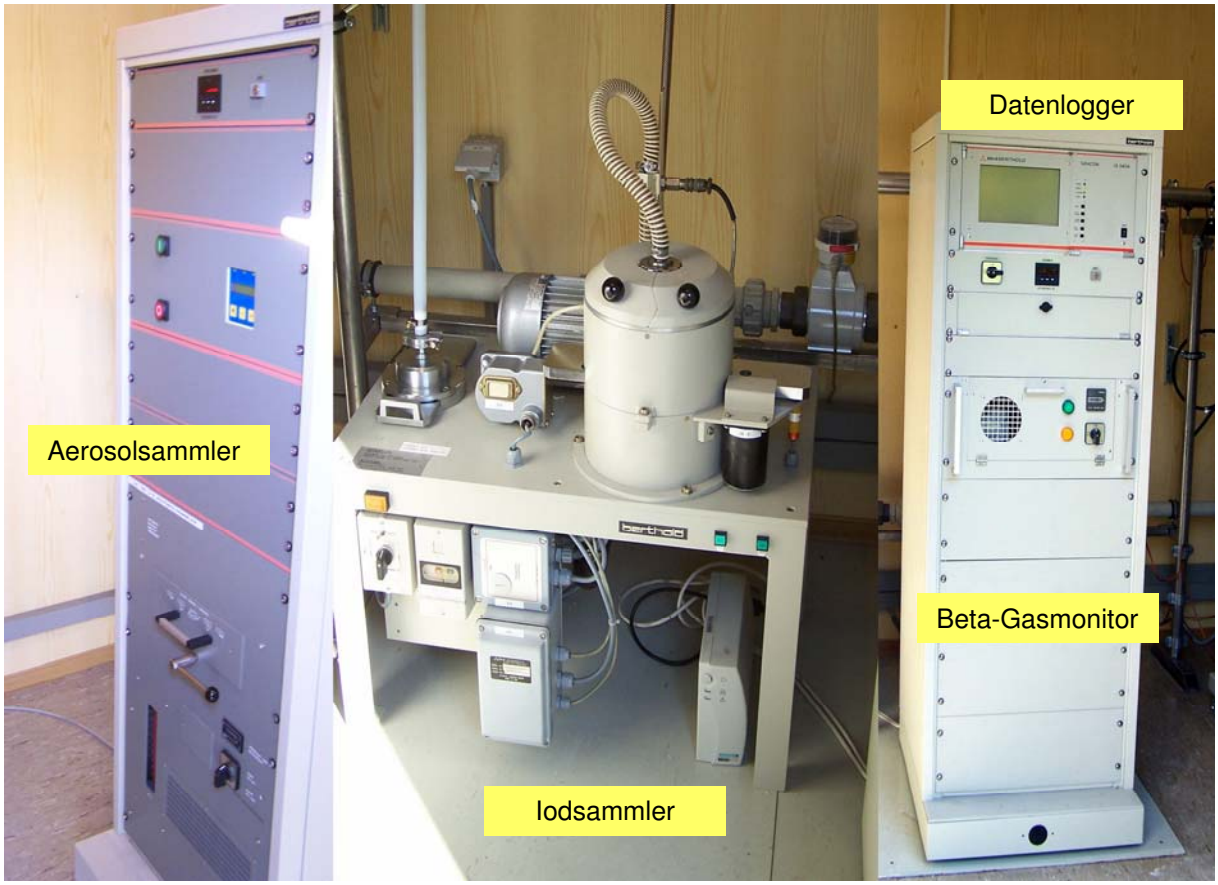


Abb. 1: Anlage zur Fortluftüberwachung im PET-Zentrum

5. Ableitungen aus dem PET-Zentrum

In der Abbildung 2 sind die bilanzierten gasförmigen Ableitungen aus dem PET-Zentrum in den letzten 10 Jahren aufgeführt**.**

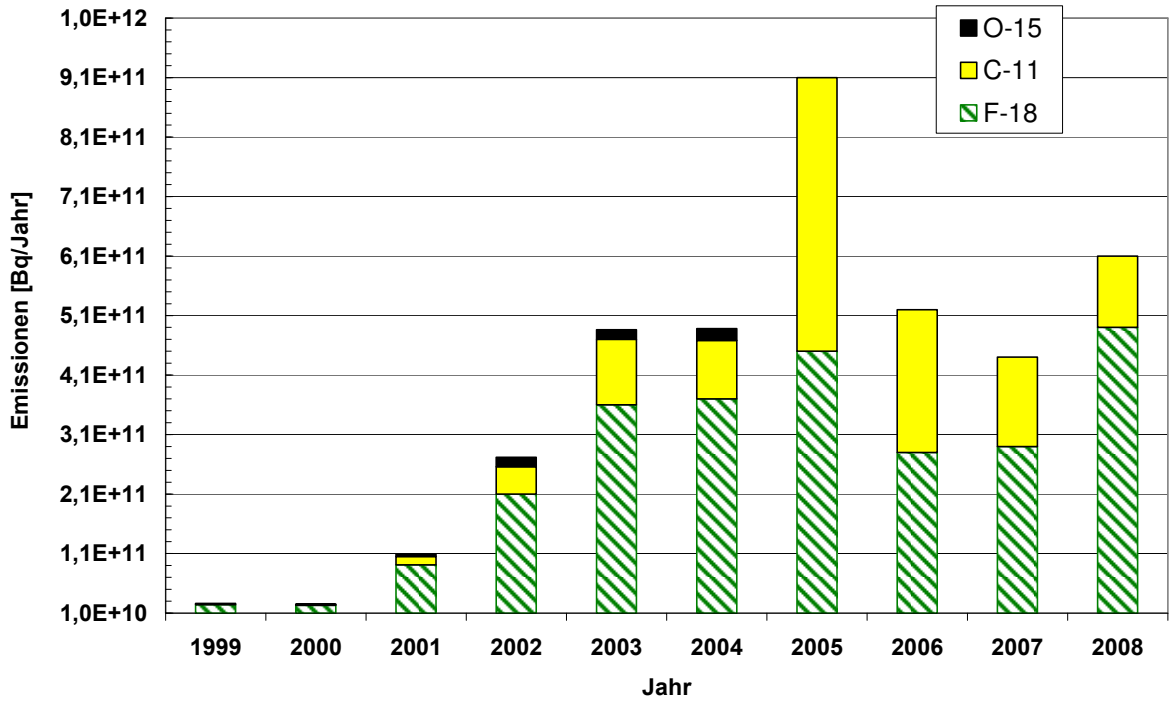


Abb. 2: Ableitungen von PET-Nukliden in den letzten 10 Jahren

6. Strahlenexposition für Personen in der Umgebung

Die Berechnung der Strahlenexposition sowohl für Personen in der Umgebung als auch für Beschäftigte am Forschungsstandort Rossendorf infolge Ableitung radioaktiver Stoffe mit der Fortluft wird ab 2008 nach den Vorgaben des Entwurfes der Allgemeinen Verwaltungsvorschrift zu § 47 StrlSchV [3] durchgeführt. Dazu wurde im Jahr 2008 das Programmsystem ROEXPO entwickelt [4], dass die in [3] enthaltenen Vorgaben und die standortspezifische Bedingungen des Forschungsstandortes berücksichtigt.

Für die Berechnungen wird eine vierparametrige Ausbreitungsstatistik mit den Messwerten des Meteorologischen Messfeldes am Forschungsstandort verwendet. Der Gelände- und Gebäudeeinfluss werden bei der Berechnung der effektiven Emissionshöhen für die einzelnen Emittenten nach [3] berücksichtigt. Die Aufpunkte, an denen Beiträge zur Strahlenexposition für Personen in der Umgebung berechnet werden, liegen am Betriebszaun. Für die Berechnung des Ingestionspfades in der Umgebung wurden alle Felder oder Wiesen, auf denen eine landwirtschaftliche oder gärtnerische Nutzung stattfindet, als realistisch angesehen.

In der Tabelle 2 ist die berechnete effektive Dosis für Personen in der Umgebung infolge der bilanzierten Ableitungen radioaktiver Stoffe mit der Fortluft aller Emittenten am Forschungsstandort sowie der Anteil des PET-Zentrums für das Jahr 2008 aufgeführt.

Tab. 2: Berechnete effektive Dosis für Personen in der Umgebung

	effektive Dosis [Sv]					
Altersgruppe	unter 1 Jahr	1 bis 2 Jahre	2 bis 7 Jahre	7 bis 12 Jahre	12 bis 17 Jahre	über 17 Jahre
Forschungsstandort	8,5 E-06	9,8 E-07	8,6 E-07	8,1 E-07	7,2 E-07	6,6 E-07
davon PET-Zentrum	7,4 E-07	7,1 E-07	6,4 E-07	6,1 E-07	5,6 E-07	5,1 E-07
prozentualer Anteil des PET-Zentrums am FSR	9 %	73 %	74 %	76 %	78 %	78 %

Die Ausschöpfung des Grenzwertes für die effektive Dosis nach § 47 StrlSchV von 3,0E-04 Sv infolge der Ableitungen aus dem PET-Zentrum beträgt für alle Altergruppen ca. 0,2 %.

7. Literaturverzeichnis

[1] Fortluft-Emissionsüberwachung am Forschungsstandort Rossendorf
Obergrenzen für die Ableitung radioaktiver Stoffe mit der Fortluft und Methoden der Überwachung, 0. Revision vom 01.09.2009

[2] REMSY2 Monitorsystem für die Umgebungsüberwachung am Forschungsstandort Rossendorf , UMAD Umweltmesstechnik und Datenverarbeitungsgesellschaft mbH 2002

[3] Allgemeine Verwaltungsvorschrift zu § 47 Strahlenschutzverordnung:
Ermittlung der Strahlenexposition durch die Ableitung radioaktiver Stoffe aus kerntechnischen Anlagen oder Einrichtungen (AVV); Entwurf vom 13.05.2005

[4] Bestimmung der Strahlenexposition in der Umgebung infolge Ableitungen radioaktiver Stoffe mit der Fortluft im bestimmungsgemäßen Betrieb; Programmsystem ROEXPO; Fachanweisung FAL – EXPOS; 1. Revision vom 15.08.2008

MAßNAHMEN ZUR REDUZIERUNG DER TRITIUM-RAUMLUFT-AKTIVITÄTSKONZENTRATION IN DER LANDESSAMMELSTELLE DES FREISTAATES SACHSEN

MEASURES FOR REDUCTION OF TRITUM-INDOOR AIR ACIVITY CONCENTRATION OF TE COLLECTING STATION OF THE FREE STATE OF SAXONY

P. Sahre[1)], K. Jansen[1)], S. Jansen[1)], B. Röller[2)], S. Lau[1)], F. Leege[1)], Th. Schönmuth[1)], N. Muschter[1)]

[1)] Verein für Kernverfahrenstechnik und Analytik (VKTA) Rossendorf e.V., Dresden
[2)] Sächsisches Staatsministerium für Umwelt und Landwirtschaft, Dresden

Zusammenfassung

Seit dem Jahr 2002 werden in der Fortluft der Landessammelstelle des Freistaates Sachsen Tritium-Ableitungen signifikant nachgewiesen. Diese betrugen bis zu $1 \cdot 10^3$ Bq/m^3. Die daraus resultierende effektive Folgedosis für die Bevölkerung in der Umgebung der Anlage ist vernachlässigbar. Sie beträgt weniger als 10 nSv für die Zufuhren im Kalenderjahr.

Quellen der Tritium-Ableitungen sind zum Einen das deklarierte Tritiuminventar in der Landessammelstelle und zum Anderen nicht korrekt deklarierte Abfallgebinde.

Zur Überprüfung der Fassdichtigkeit bzw. der Tritiumaktivitätsdeklaration wurden seit September 2003 an ca. 40 Abfallgebinden die Tritiumemissionsraten bestimmt und teilweise durch Abgabe der Tritiumquellen eine Quelltermreduzierung erreicht.

Die Tritium-Raumluftaktivitätskonzentration, die aus der Tritiumabgabe aus den Gebinden resultiert, betrug in der Lagerhalle maximal $1{,}5 \cdot 10^4$ Bq/m^3. Daraus resultierten Tritium-ausscheidungsraten von bis zu $2{,}5 \cdot 10^3$ Bq/d bei den Beschäftigten in der Landessammelstelle; daraus ergibt sich eine effektive Folgedosis durch Zufuhren im Kalenderjahr unterhalb von 50 µSv.

Aus Optimierungsgründen wird angestrebt, die Tritium-Raumluftaktivitätskonzentration auf weniger als $5 \cdot 10^2$ Bq/m^3 zu reduzieren. Dazu wird die lufttechnische Anlage der Landessammelstelle optimiert.

Summary

Since 2002 a significant activity concentration of Tritium in the exhaust air up to $1 \cdot 10^3$ Bq/m^3 from the collecting station for radioactive waste of the Free State of Saxony have been measured. The resulting committed effective dose for the population around Rossendorf is negligible and amounts less then 10 nSv.

The source of the effluent is on one hand the inventory of the collecting station and on the other hand some incorrectly declared waste drums.

In order to test the leakage of the drums since September of 2003 the Tritium emission rate of about 40 drums has been measured. It results in reducing the Tritium emission by delivering of Tritium sources detected. The activity concentration of Tritium in the storehouse was $1{,}5 \cdot 10^4$ Bq/m^3 at most.

Due to the activity concentration of Tritium in the storehouse of the collecting station of $1{,}5 \cdot 10^4$ Bq/m^3 at most we found daily urinary excretion of Tritium up to $2{,}5 \cdot 10^3$ Bq/d at workers. This corresponds to less than 50 µSv committed effective dose from intakes over a year.

In order to optimize the radiation protection now we will try to reduce the activity concentration of Tritium in the indoor air to less than $5 \cdot 10^2$ Bq/m^3 by improving ventilation system of the collecting station.

Schlüsselwörter: *radioakiver Abfall, Landessammelstelle, Tritium*
Keywords: *radioactive waste, collecting station, Tritium*

1. Einleitung

Seit dem Jahr 2002 werden in der Fortluft der Landessammelstelle des Freistaates Sachsen (LSN) Tritium-Ableitungen signifikant nachgewiesen. Die Quelle der Ableitungen ist die Lagerhalle der LSN, die nur über Lecks in die lufttechnische Anlage der LSN entlüftet wird.
Im Vortrag wird erläutert,

- welche Strahlenexposition der LSN aus den Tritium-Ableitungen resultiert,
- was zur Ursachenfindung für die Tritiumemission unternommen wurde,
- welche Strahlenexposition für die Mitarbeiter der LSN aus den Tritium-Luftaktivitäts-konzentrationen ermittelt wurde und
- welche Maßnahmen ergriffen wurden, um die Tritium-Ableitungen und die Strahlen-exposition der LSN-Mitarbeiter zu reduzieren.

2. Die Landessammelstelle des Freistaates Sachsen für radioaktive Abfälle

Der Verein für Kernverfahrenstechnik und Analytik Dresden erhielt 1993 die Genehmigung zum Betrieb der Landessammelstelle des Freistaates Sachsen für Radioaktive Abfälle.
Die Landessammelstelle Sachsen übernimmt auch Abfälle aus dem Freistaat Thüringen und aus dem Land Sachsen-Anhalt zur Zwischenlagerung bis zur Ablieferung an das Endlager Schacht Konrad. Im Jahr 2001 wurde dafür ein Neubau zur Nutzung übergeben.

Die genehmigte Gesamtaktivität der im Lagergebäude der LSN eingelagerten radioaktiven Abfälle beträgt unter Anwendung der Summenformel das 1,0 E + 10-fache der Freigrenzen. Das eingelagerte Gesamtinventar beläuft sich auf 6,0 E + 13 Bq, was 1,86 E + 08 der Summe der Freigrenzen entspricht. Das deklarierte Tritiuminventar beträgt 5,79 E + 13 Bq (davon 5,787 E + 13 Bq in zwei Stück UHV-Fässern).

Die Lagerung der Abfälle erfolgt in 200 l-Flanschdeckelfässern (Typ A) Hobbocks, Kanistern und diversen Bleiabschirmbehältern für umschlossene Strahlenquellen.

Der Kontrollbereich der Landessammelstelle umfasst fünf Räume mit einem Gesamtvolumen von ca. 5000 Kubikmetern. Für die Lagerung der Abfallgebinde steht eine Lagerhalle mit einem Raumvolumen von ca. 3000 Kubikmetern zur Verfügung.

Alle Räume, mit Ausnahme der Lagerhalle, sind an ein gebäudespezifisches Zu- und Abluftsystem angeschlossen. Die Abluft wird kontinuierlich auf die Ableitung der Nuklide C-14 und Tritium überwacht.

3. Strahlenschutzüberwachungsmaßnahmen und deren Resultate in der Landessammelstelle

In der LSN werden folgende Strahlenschutzüberwachungsmaßnahmen durchgeführt [1]:

1. Überwachung der Fortluft
2. Regelmäßige Inkorporationsüberwachung
3. Personendosimetrie (Albedo-Dosimeter, EPD)
4. Kontaminationskontrolle der Personen beim Verlassen des Kontrollbereiches
5. Kontaminations-, Ortsdosisleistung- und Raumluftaktivitätskonzentrationsmessungen in der Anlage

In der Abb. 1 ist der Verlauf der H-3- und C-14-Ableitungen der Jahre 2001 bis 2009 dargestellt.

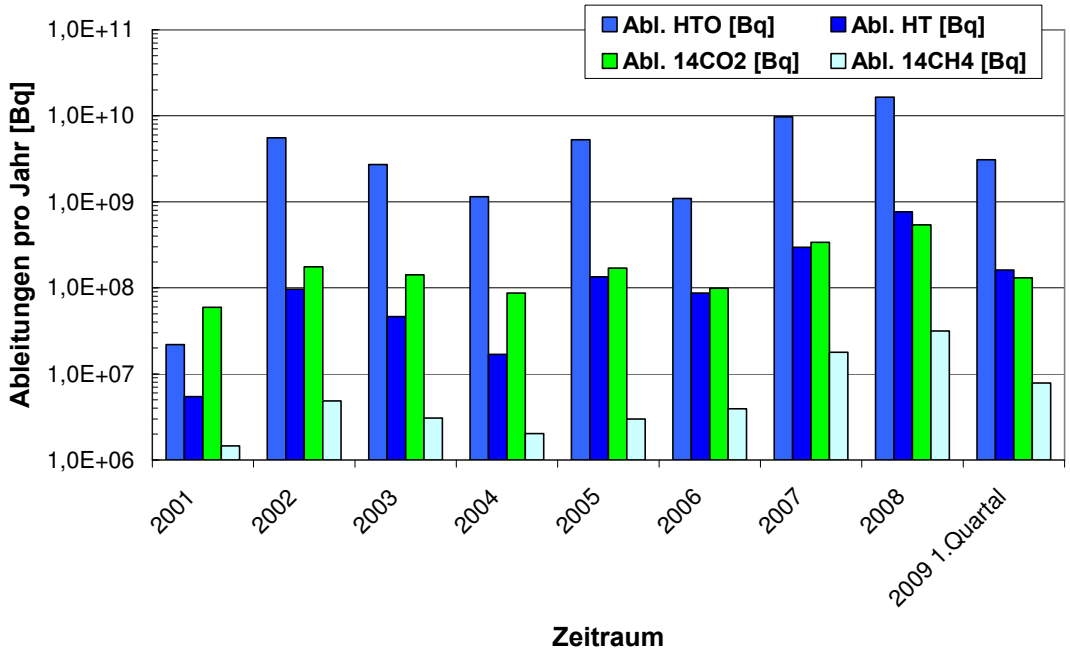


Abb. 1: Verlauf der H-3- und C-14 Ableitungen der Jahre 2001 – 2009 aus der LSN

Die Ermittlung der Werte basiert auf der Sammlung von H-3 und C-14 in einem Molsieb, das vierteljährlich gewechselt wird [2]. Die Abbildung zeigt signifikante H-3-Ableitungen mit mehr als 10^9 Bq pro Jahr ab dem Jahr 2002.

Abb. 2 zeigt eine detaillierte Darstellung der H-3-Ableitungen in Form von mittleren Aktivitätskonzentrationen im Quartal. Es wird ersichtlich, dass einige der signifikanten Ableitungen bzw. Aktivitätskonzentration bestimmten Handhabungen zugeordnet werden können.

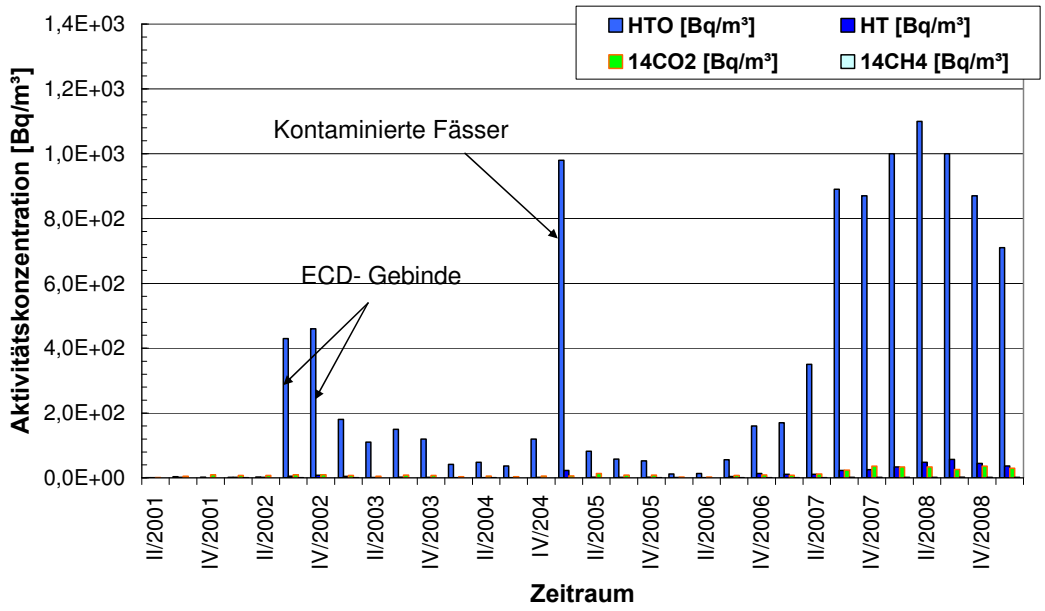


Abb. 2: Detaillierte Darstellung der H-3- und C-14-Ableitung aus der LSN, Quartalswerte

Da, wie im Abschnitt 2 beschrieben, die Lagerhalle nicht an die lufttechnische Anlage (LTA) der LSN angeschlossen ist, kann die Zuleitung der Tritiumaktivität in der LTA nur über Leckströme geschehen. Um dies zu verifizieren, wurden auch H-3-Aktivitätskonzentrationen in der Luft der Halle ermittelt (Waschflaschenverfahren). Die Resultate sind in der Abb. 3 dargestellt (schwarze Balken). Sie beträgt im Mittel $7{,}6 \cdot 10^3$ Bq/m^3.

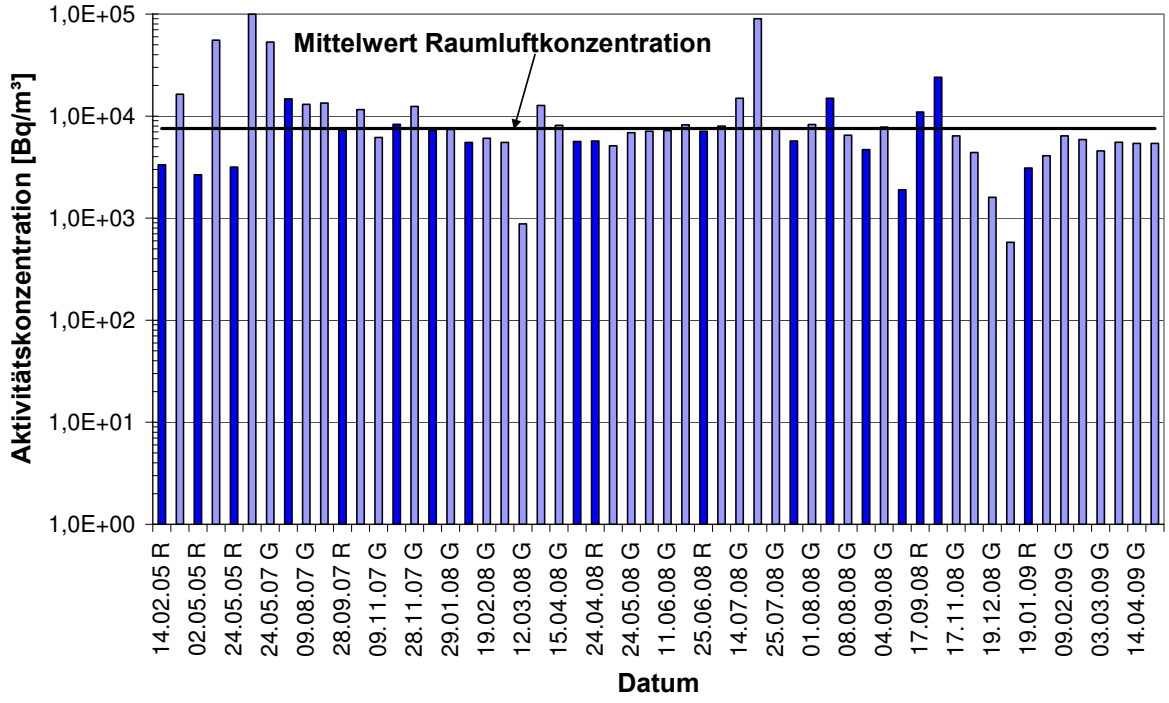
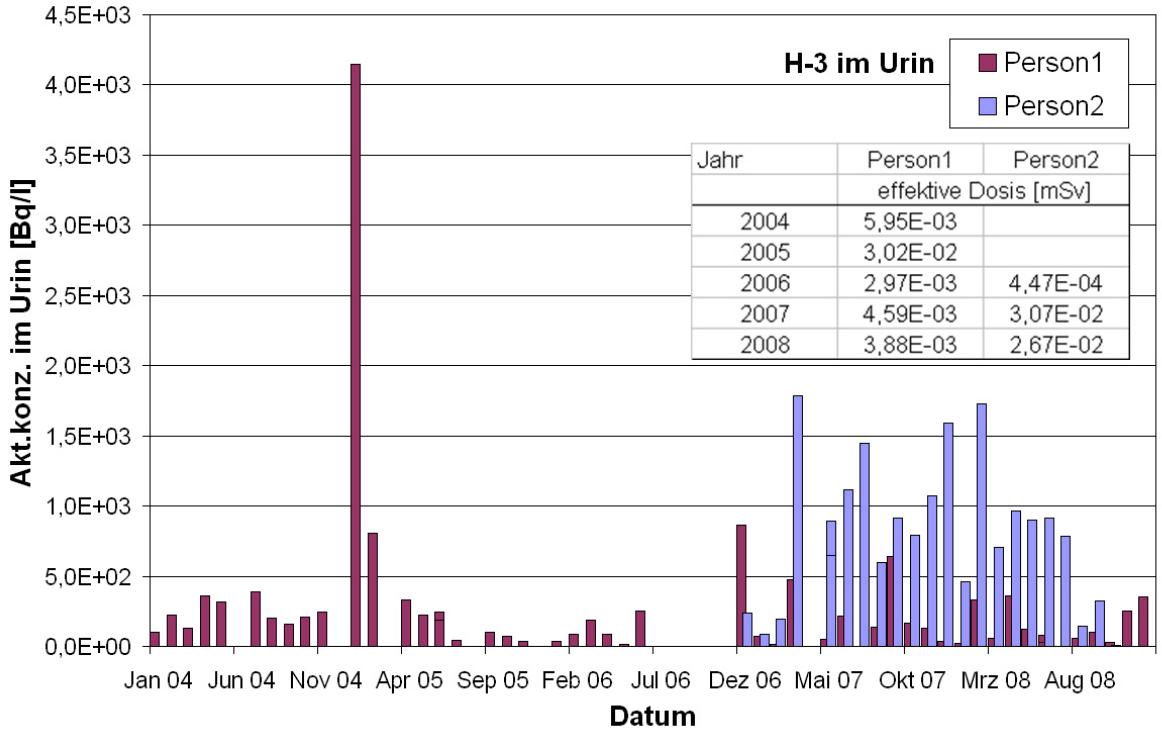


Abb. 3: Tritium-Aktivitätskonzentration in der Raumluft (R) der Lagerhalle der LSN (schwarze Balken) und in der Box zur Tritiumemanations-Bestimmung von Gebinden (G, graue Balken, s. Kap. 4)

Die Mitarbeiter der LSN werden im Rahmen der regelmäßigen Inkorporationsüberwachung von der bestimmten Messstelle des VKTA in monatlichen Abständen überwacht.

Abb. 4 zeigt für Mitarbeiter der LSN ermittelte Ausscheidungsraten für den Zeitraum 2004 bis 2008 und die daraus resultierenden effektiven Folgedosiswerte. Der ablesbare Maximalwert der E_{50} beträgt ca. 30 µSv.



Jahr	Person1	Person2
	effektive Dosis [mSv]	
2004	5,95E-03	
2005	3,02E-02	
2006	2,97E-03	4,47E-04
2007	4,59E-03	3,07E-02
2008	3,88E-03	2,67E-02

Abb. 4: Ausscheidungsraten von Mitarbeitern der LSN von 2004 bis 2008 und die daraus resultierenden effektiven Folgedosen.

4. Maßnahmen zur Reduzierung der Tritium-Ableitungen und der Tritium-Luftaktivitätskonzentration in der LSN-Lagerhalle

Nach Bemerken der signifikanten Tritiumableitungen im Jahr 2002 konnte aus den Umgängen mit Tritium in den an die LTA angeschlossenen Räumen schnell ermittelt werden, dass sich die erhöhte Tritium-Luftaktivitätskonzentration in der Lagerhalle befindet. Deshalb wurde im Jahr 2004 eine Box beschafft (s. Abb. 5), in die ein Abfallfass eingebracht wird. Über eine Standzeit von in der Regel zwei Tagen wird nach Einbringen des Fasses das aus dem Fass in die Box diffundierte Tritium dadurch gemessen, dass sich das im Luftvolumen der Box anreichernde Tritium über Waschflaschen, die an der Luft der Box angeschlossen sind, ausgetauscht wird. Bisher wurden 82 Fässer mit Hilfe der Box auf Tritiumemanation geprüft. Die ermittelten Tritium-Luftaktivitätskonzentrationen in der Box sind ebenfalls in Abb. 3 angegeben.

Abb.5: Box mit aufgesetzten Tritiumwaschflaschen zur Bestimmung der aus dem eingebrachten Abfallfass ausgetretenen Tritiumaktivität

Den Aktivitätskonzentrationen in Raumluft und Box aus Abb. 3 ist zu entnehmen, dass die in der Box ermittelten Werte sowohl unterhalb als auch oberhalb des Mittelwertes für die Raumluft in der Lagerhalle liegen und die seit 2002 aus der LSN abgeleiteten Tritiumaktivitäten nicht erklären.
Auch an Fassoberflächen entnommene Wischtests brachten keine Eingrenzung der Emissionsquelle.

Weil die Ursachen für die Tritiumemission in der Halle der LSN nicht ermittelt werden konnten, ist nun eine Einbeziehung der Lagerhalle in die lufttechnische Anlage der LSN vorgesehen. Dabei wird es sich um die Erzeugung einer gerichteten Luftströmung in der Halle handeln.
Ein wichtiger Grund für die Erweiterung der lufttechnischen Anlage ist die Empfehlung der Strahlenschutzkommission „Strahlenschutz für das ungeborene Kind“ [3], in der unter Bezugnahme auf die ICRP-Publikation Nr. 88 [4] für das ungeborene Kind eine höhere effektive Folgedosis als für die Mutter für das Nuklid Tritium berechnet wurde. Tritium ist somit unter dem Gesichtspunkt des Strahlenschutzes für Schwangere ein besonders zu beachtendes Nuklid.
Weitere Gründe sind die absehbare Annahme weiterer tritiumhaltiger Abfälle und die in einer geplanten Novelle der Strahlenschutzverordnung vorgesehenen Reduzierung der Tritiumfreigrenzen- und Freigabewerte.

5. Literaturverzeichnis

[1] Betriebshandbuch der Landessammelstelle Sachsen für radioaktive Abfälle, Revision 2, VKTA, 03.12.2007
[2] Fortluft-Emissionsüberwachung am Forschungsstandort Rossendorf, Obergrenzen für die Ableitung radioaktiver Stoffe mit der Fortluft und Methoden der Überwachung, VKTA–Arbeitsbericht KS-34/2008
[3] Bericht der Strahlenschutzkommission des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Heft 48 (2006), Strahlenschutz für das ungeborene Kind.
[4] International Commission on Radiological Protection: Doses to the Embryo and Fetus from Intakes of Radionuclides by the ICRP Publ. 88, Oxford: Pergamon Press, 2001/2002

RÜCKBAU VON HEIßEN ZELLEN DES VKTA AUS SICHT DES STRAHLENSCHUTZES

DECOMMISSIONING OF "HOT CELLS"– A VIEW FROM RADIATION PROTECTION

S. Jansen, P. Sahre, T. Grahnert
Verein für Kernverfahrenstechnik und Analytik (VKTA) Rossendorf e.V., Dresden

Zusammenfassung
Der VKTA ist mit dem Rückbau zahlreicher Isotopenproduktionsanlagen auf dem Forschungsstandort Rossendorf betraut. Aus der Herstellung von Strahlenquellen auf der Basis neutronenbestrahlter Flüssigkeiten und Feststoffe sowie der verfahrenschemischen Bearbeitung neutronenbestrahlter Brennelemente blieben Kontaminationen mit langlebigen Nukliden zurück. Die Herausforderung für Strahlenschutzplanung und arbeitsbegleitenden Strahlenschutz bestand darin, unter Beachtung der Gegenspieler Inkorporationsvermeidung (Alphastrahler!), Minimierung der äußeren Exposition und Termin-/Kostentreue eine Strahlenschutzstrategie zu entwerfen, umzusetzen und an den fortschreitenden Rückbau anzupassen. Die Strahlenschutzmaßnahmen reichten vom Einsatz fernbedienter Mess- und Rückbaugeräte über die Nutzung von Fremdluft und der Einrichtung gestaffelten Personen- und Materialschleusen während des manuellen Ausräumens bis hin zu einfachen Schutzmaßnahmen in den letzten Rückbauphasen. Der Gesamtprozess des Anlagenrückbaus nahm ca. 6 Jahre in Anspruch. Derzeit laufen Arbeiten zur Feindekontamination und Freigabevorbereitung der Reststrukturen der Gebäude und des umgebenden Erdreichs.

Summary
One of VKTA's tasks is decommissioning of numerous old nuclear plants at Research Site Rossendorf. Huge contaminations were caused by production of radiopharmaceuticals and radiation sources based on irradiated fluid and solid targets. To decommission the plants, antagonists such as avoidance of incorporations, minimization of outer exposition, as well as adherence to schedules and costs were taken into consideration. These factors were necessary to develop a good radiation protection strategy. The decommissioning project started with using remote-controlled measuring systems and remote operated tools. Dose rate and contamination levels decreased, which allowed more and more workers to be assigned to do the rest of decommissioning. Radiation protection service changed because of the methods as well. External air supply and graduated sluices to reduce incorporation risk were used in the middle of the project. Lower safety methods could be used at the end of the project. Over all it took nearly 6 years to decommission all plants. Today we are realising fine decontamination and preparing release and clearance of buildings structures and surrounding soil.

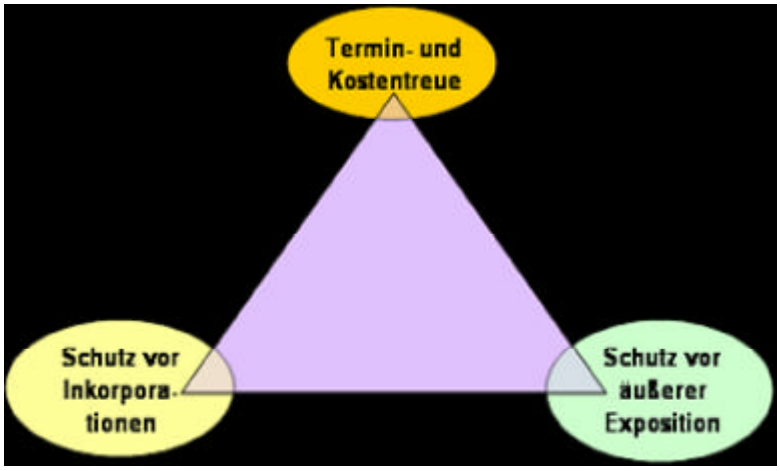
Schlüsselwörter – *Heiße Zelle, Strahlenschutz, ODL, Fernhantierung, Freigabe*
Key words *– Hot Cell, radiation protection, local dose rate, remote-controlled, clearance*

1. Von der Historie über das Strahlenschutzkonzept bis hin zur Freigabevorbereitung

1.1 Vorbemerkungen

Eines der Aufgabengebiete des VKTA ist der Rückbau zahlreicher nuklearer Altanlagen auf dem Gelände des Forschungsstandorts Rossendorf. Dazu gehören Forschungsreaktoren, Laboranlagen, Warme und Heiße Zellen, in denen verfahrenschemische Anlagen z. B. zur Produktion von Radiopharmaka oder auch von hochradioaktiven Strahlenquellen untergebracht sind. Im Folgenden wird auf den Rückbau und die Vorbereitung der Freigabe der höher und hoch kontaminierten Produktionssysteme, die sich überwiegend in Warmen und Heißen Zellen (HZ) befanden, sowie die Dekontamination der diese Einrichtungen beherbergenden Räume eingegangen. Die in ihrem Aufwand nicht zu unterschätzenden Tätigkeiten in und an den Hilfssystemen und Nebenräumen sind nicht Gegenstand dieses Beitrags.

1.2 Die Umsetzung



Die Planung der Strahlenschutzmaßnahmen wird von den in Abb. 2-1 dargestellten Gegenspielern beeinflusst. Vorrang hat jedoch der Personenschutz. Die Strahlenschutzüberwachung erfolgte nach praxisbewährtem Schema. Teile der Überwachung geschahen dauerhaft, andere liefen automatisch an und dritte geschahen prozessorientiert. Alle Werte werden in einer Datenbank archiviert, wo sie sowie die zugehörigen Messpunkte auch grafisch abrufbar sind [1]. Alle Maßnahmen wurden unter Hinzuziehung der ehemaligen Operateure geplant. Dies gewährleistete Praxisnähe beim Entwurf des Strahlenschutzkonzepts und dementsprechend weniger Störstellen.

Die in Rossendorf verwendeten Produktionsprozesse radioaktiver Stoffe begannen mit der chemischen oder mechanischen Bearbeitung bestrahlter Kernbrennstoffe bzw. aktivierter Targets. In vielen Nuklidvektoren fanden sich nach ca. einem Jahrzehnt Abklingzeit Cs-137+, Sr-90+, Co-60, Ir-192, in kleineren Anteilen Eu-152 und Eu-154 sowie Alphastrahler wie U- und Pu-Isotope sowie Am-241. In den Zellen befanden sich Reste bestrahlten Spaltstoffs, Spaltprodukte, Targetmaterial, aktiviertes Hüllmaterial der Targets sowie abgesetzte Aerosole und Sedimente. Besonders in den Anfangsphasen bekam auf Grund hoher Ortsdosisleistungen (ODL) die Minimierung der äußeren Exposition großes Gewicht. Die ODL in den HZ betrug 1 – 15 mSv/h in 1 m Höhe, konnte in der Nähe zurückgebliebenen Targetmaterials jedoch auch 1 Sv/h überschreiten.

Der Rückbau der Anlagen erfolgte grundsätzlich in folgenden Phasen:
1 Leerfahren
2 Ausräumen und Zerlegen mittels vorhandener Einrichtungen, bspw. Manipulatoren

3 Ausräumen und Zerlegen der in Phasen 2) übrig gebliebenen Einrichtungen mittels fernhantierten Werkzeugen
4 manueller Rückbau der (restlichen) Einrichtungen und Dekontamination Gebäudestrukturen.
5 Durchführung umfangreicher Messprogramme mit anschließender Feindekontamination
6 Durchführung von freigabevorbereitenden Messungen/Freimessungen
7 Freigabe.

2. Fernhantierter Rückbau der Heißen Zellen

2.1 Überblick

Zu den Produktionsanlagen gehörten 4 HZ mit ihren nachfolgend genannten Hauptaufgaben:

- HZ 1: Einschleusen der Brennelemente bzw. bestrahlten Kassetten mit Aktivierungsprodukten aus den jeweils angekoppelten Transportbehälter
- HZ 2: Auflösen bestrahlter Brennelemente und erstes Trennen Spaltstoff / Spaltprodukte
- HZ 9: Öffnen Aktivierungskassetten, mechanisches Bearbeiten Aktivierungsprodukte
- HZ 10: weitere Bearbeitung der Aktivierungsprodukte sowie Zwischenlagerung der Kassetten in einem angeschlossenen Wassertresor

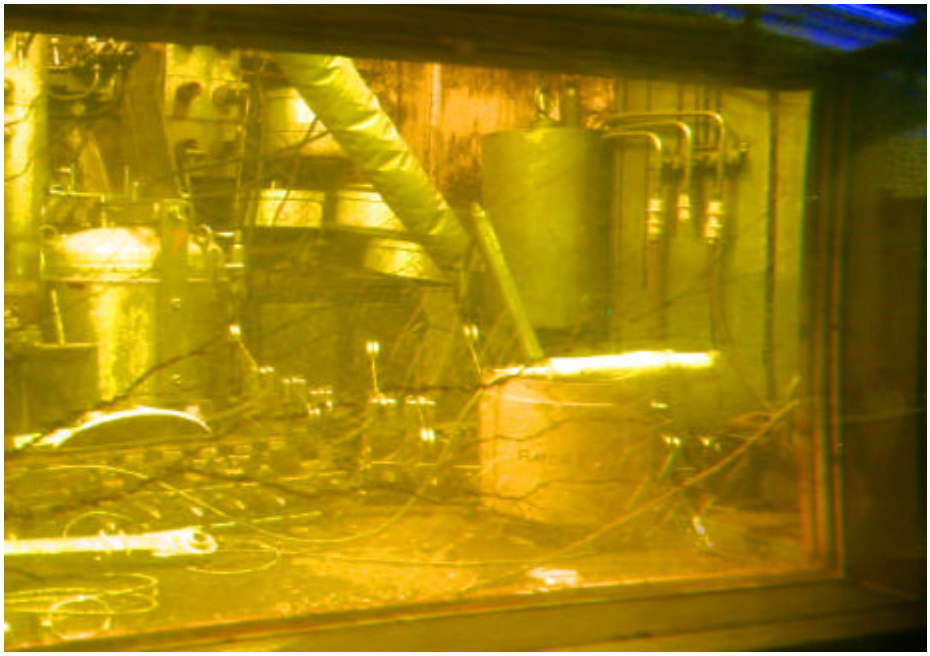


Abb. 2-1: Blick in HZ 2 vor Beginn der fernhantierten Demontage

Zum fernhantierten Rückbau gehören die Phasen 1, 2 und 3. In der HZ 2 (Abb. 2-1) konnten die Phasen 1 und 2 nicht durchgeführt werden. Sie befand sich zu Beginn der Phase 3 demzufolge in einem gegenüber dem Produktionsende nahezu unveränderten Zustand. Die ODL in der Heißen Zelle 2 betrug daher noch 5 bis 35 mSv/h, mehr als in jeder der anderen HZ zu Beginn der Phase 3. Die Kontaminationen mit offenen Alphastrahlern lagen in der HZ 2 ca. eine Größenordung über denen der anderen HZ.

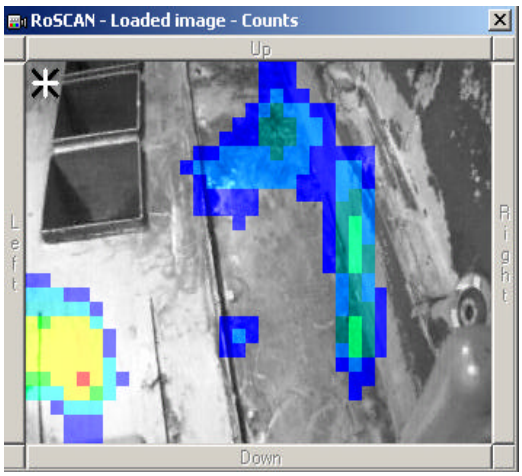
2.2 Überwachung von Raumluft, Ortsdosisleistung und Oberflächenkontamination

In jedem Bereich, in dem Personen tätig wurden, erfolgte eine Aerosolsammlung. Ein Aerosolmonitoring erfolgte nicht, da ein ausreichend empfindliches *und* gegenüber den Rückbaueinflüssen robustes Alphamonitoring nicht möglich war. Es existierten pro Heißer Zelle 4 oder 5 ständige Raumluftmesspunkte, teilweise mit Bewegungsmeldern ausgestattet. Die beaufschlagten Aerosolfilter wurden in Mischproben der VKTA-eigenen Analytik zur detaillierten Bestimmung des Nuklidvektors übergeben. Zusätzlich wurden Filter rückbaubegleitend bspw. gammaspektro-

metrisch untersucht. Die Raumluftaktivitätskonzentrationen lagen in den Personenschleusen bei 30-110 mBq/m³ Beta, Alpha überwiegend < NWG. In den Arbeitsbereichen außerhalb der Zellen lagen sie bei maximal 7200 mBq/m³ Beta und < 30 mBq/m³ Alpha [1].

Die Überwachung der Oberflächenkontaminationen geschah mit Wischtests und Direktmessungen. Untersuchungsmethoden und Schlussfolgerungen sind ähnlich wie im obigen Abschnitt beschrieben. Beim Rückbau der HZ lagen nach arbeitstäglicher Dekontamination die nicht festhaftenden Beta-Kontaminationen < 5 Bq/cm² in Personenschleusbereichen und < 100 Bq/cm² in den Arbeitsbereichen außerhalb der Zellen, Alpha-Kontaminationen bei bis zu 0,7 Bq/cm².

Zur Überwachung der ODL zum Zwecke des Personenschutzes und der Abfalldeklaration wurden ODL-Messgeräte mit Teleskopsonden, manipulatorgeführte ODL-Sonden und an ein Überwachungsnetzwerk angeschlossene Sondeneinheiten benutzt. Am Arbeitsplatz der Fernbediener lag die ODL *durchschnittlich* bei 0,2 - 1 µSv/h, in den Arbeitsbereichen bei 1-10 µSv/h. Spitzen, meist erreicht bei Schleusaktionen, lagen bei bis zu 10 mSv/h am Abfallgebinde[1].



Mit dem Gammascanner "RoSCAN" [2] wurde die Verteilung der Gammastrahlungsquellen im Inneren der HZ erfasst. RoSCAN-Aufnahmen wurden zusammen mit fernhantiert gemessenen ODL-Werten für Arbeitsvorgaben und Planungen manueller Interventionen verwendet. RoSCAN nahm Bilder des zu messenden Raumes auf, maß anschließend Nuklidspektrum und Aktivitätsverteilung und visualisierte letztere *farblich* in Bildern (Abb. 2-2).

Abb. 2-2: RoSCAN-Teilaufnahme der HZ 2 mit im Originaldruck farblich eingeblendeter Kontaminationsverteilung

2.3 Maßnahmen zur Reduzierung der äußeren Exposition des Personals

Mit zunehmendem Rückbau- und Dekontaminationsfortschritt sank die ODL in den HZ. Besonders am Anfang des Rückbaus stand die Vermeidung von manuellen Interventionen in den HZ im Vordergrund. Es kamen mit den vorhandenen Manipulatoren geführte handelsübliche Geräte wie bspw. Trennschleifer, Hydraulikschere etc. zum Einsatz, die von außerhalb an

- ertüchtigte und neuinstallierte Krantechnik adaptiert wurden (HZ 2, siehe Abb. 2-3), oder
- mit einem speziell konstruierten, fernbedienbaren Werkzeugträger verbunden werden konnten (HZ 1, 9 und 10, siehe Abb. 2-4).

Die visuelle Überwachung aller Arbeiten in den HZ erfolgte durch Strahlenschutzfenster oder Kameras. Die vornehmlich aus Sr-90+ herrührende Betastrahlung (z.B. aus flexiblen Abluftrohren) wurde durch Plexiglasscheiben abgeschirmt.
Abgebaute Teile wurden in Presstrommeln verpackt, Brennelementbruchstücke und -lösungsreste zusätzlich in kleinere verschließbare Behältnisse. Die Mehrheit der

Abb. 2-3: ertüchtigte Kranbahn mit Presstrommelgreifer an HZ 2

Abb. 2-4: Kopf des fernbedienten Werkzeugträgers mit eingezogenem Teleskoparm

Abfallgebinde wies eine ODL von 1 bis 100 mSv/h auf. Unnötige manuelle Handhabungen unabgeschirmter Gebindes mussten ausgeschlossen werden. Abfalldeklaration und Brennstoffgehaltbestimmung wurden unter Verwendung des Abschirmrechenprogramms „Microshield“ auf Basis fernbedient durchgeführter ODL-Messungen und Kenntnis des Nuklidvektors für die Messwerte zweier ODL-Sonden getrennt voneinander durchgeführt. Nachdem die mittlere ODL in der jeweiligen Heißen Zelle unter 50 µSv/h gesunken war, wurde der fernhantierte Rückbau eingestellt und in Phase 4 (manueller Rückbau) übergeleitet. Zwischendurch erfolgte die Reinigung des mit höheraktiven Abfällen verstopften Abflusses der HZ 1 und 2 mit einem Hochdruck-Spülsystem. Bei diesem Rückbauschritt erfolgten einzig durch Homogenisieren und Beproben am Behältersystem geringfügige Strahlenexpositionen. Die ODL am Einlauf des Abflusses lag nach Abschluss der Spülung bei ca. 150 µSv/h [1]. Nach dem anschließenden manuellen Rückbau im ersten Teil der Phase 4 wurde der Zellenkörper mit einem aus Arbeitsschutz- und Dosisreduzierungsgründen fernbedienten Bagger abgebrochen (alle HZ, s. Abb. 2-5). Dabei wurden bisher unzugängliche, innerhalb des abschirmenden Schwerbetons liegende Zelleneinrichtungen wie Lüftungskanäle und Abflussleitungen mit einer ODL von bis zu 3 mSv/h rückgebaut.

Abb. 2-5: Minibagger beim Abbruch der Reste des Zellenkörpers der HZ 1 und HZ 2

2.4 Maßnahmen zur Reduzierung der inneren Exposition des Personals

Große Teile des Rückbaus mussten so gestaltet werden, wie es die Handhabung nicht festhaftender Alphakontaminationen vorgibt. Die Schutzmaßnahmen wurden fortlaufend anhand der Raumluft- und Oberflächenkontaminationen justiert. Zudem wurden in einer umfangreichen Fachanweisung (‚Inkorporationsschutzmaßnahmen’) Verhaltensregeln aufgestellt und kontrolliert. Probleme ergaben sich beim Betriebspersonal, welches sein Verhalten im jahrelangen Anlagen- und nicht im Rückbaubetrieb verinnerlicht hatte. Es wurde mit Ausnahme der Arbeitshandschuhe und des Fremdluftanzuges waschbare Mehrwegkleidung verwendet. Um Kontaminationsverschleppungen und damit Inkorporationen zu vermeiden, wurde ein dreistufiges Schleuskonzept (bestehend aus Arbeitsbereich, Schleusbereich 2 und Schleusbereich 1) etabliert.
Die innere Strahlenexposition stammte vorwiegend aus der Inkorporation von Alphastrahlern durch Ingestionen und Inhalationen. Wundinkorporationen traten nicht auf bzw. konnten nicht

nachgewiesen werden. Inkorporiert wurde oft bei sekundären Tätigkeiten wie Schleusvorgängen, Handhabung von Reststoffen und Tätigkeiten in der Peripherie des Rückbauobjekts.

Während der in Kapitel 3 beschriebenen Maßnahmen waren, von Ausnahmen abgesehen, einfache Inkorporationsschutzmittel wie Füßlinge, Kittel, Overalls und Halbmasken ausreichend.

3. Freigabestrategie, Feindekontamination und Freigabevorbereitung

Am Forschungsstandort Rossendorf erfolgen Freigaben nach § 29 und Herausbringen nach § 44 StrlSchV auf Basis eines Freigabebescheids der Aufsichtsbehörde. Er ist untersetzt durch eine umfassende Strahlenschutzanweisung (Nr. 23), die die Regelungen dieser §§ 29 und 44 für die Anwender präzisiert, weitergehende Festlegungen trifft sowie zugelassene Freimessverfahren und Methoden nennt. Der Freigabebeauftragte stellt die Übereinstimmung der Parameter des Freigabeobjekts mit den Festlegungen des Freigabebescheids fest. Freimessprogramme legen im Vorfeld Verfahren, Mittel und Methoden fest, mit denen die Freigabefähigkeit nachgewiesen werden soll. Sie werden der Behörde zur Bestätigung vorgelegt. Die Behörde nimmt durch rege aufsichtliche Tätigkeit (Fachaufsicht) Einfluss auf das Freigabegeschehen und behält sich das Hinzuziehen eines unabhängigen Sachverständigen vor. Immer ist dies der Fall bei „letzten Freigabeschritten“ größerer Objekte wie bspw. Freigaben von Gebäuden, Räumen, Bodenflächen.

Die Messungen von Gebäudeoberflächen erfolgen je nach Messobjekt mittels Kontaminationsmonitor, in-situ-Gammaspektrometer und Wischtests. Eindringverhalten und Nuklidvektor werden über tiefengestaffelte Bohrungen, Kernbohrungen, Kratzproben oder Rammkernsondierungen (bspw. in Sediment, Mineralgemische, Sauberkeitsschichten) erkundet. Da in fast allen Nuklidvektoren Gammastrahler ausreichenden Anteils vorhanden sind, werden ausgebaute Materialien nach Durchführung von Vormessungen mittels einer Freimessanlage freigemessen.

Die oberirdischen Strukturen des Gebäudes der ehemaligen Isotopenproduktion, in dem sich die HZ befanden, sowie große Teile der Innenwände werden nach der Freigabe abgebrochen, d. h. hier ist eine Freigabe nach StrlSchV Anl. III Tab. 1 Spalte 10 nötig. Strukturen unterhalb der derzeitigen Geländeoberkante werden im Boden belassen. Hier ist eine Freigabe nach den deutlich niedrigeren Freigabewerten der Spalte 8 nötig. Einzelteile werden nach den Spalten 4 und 5 freigegeben. Tiefliegende Reststrukturen können erst nach Abbruch der übrigen Geschosse bewertet und dementsprechend ausgebaut oder nach Spalte 8 bzw. 10 freigegeben werden. Das Dekontaminationsziel liegt bei 50 % des jeweiligen Freigabewertes. Die Umgebung der rückgebauten HZ wurde mehreren Feindekontaminationsschritten unterzogen. Dabei nähert man sich unter Verwendung unkomplizierter Dekontaminationsverfahren (Saugen, Wischen, Schleifen, Hämmern) dem Dekontaminationsziel. Während der Feindekontamination wird in den Prozess eingebettet durch das Anlagen-Strahlenschutzpersonal begleitend gemessen, um das Erreichen des Dekontaminationsziels zu überprüfen. Danach schließen sich Messungen an, die in der Qualität von Freimessungen ausgeführt werden. Weisen auch sie die Einhaltung der Freigabewerte nach, werden sie im Freigabeverfahren als Freimessungen verwendet.

4. Literaturverzeichnis

[1] Strahlenschutz-Aspekte bei der Entsorgung radioaktiver Stoffe
„STRAHLENSCHUTZ BEIM RÜCKBAU VON HEIßEN ZELLEN“;

37. Jahrestagung des Fachverbandes für Strahlenschutz e. V.
F. Kaiser, S. Jansen; Basel im September 2005

[2] Prospekte und Broschüren der GBS Elektronik GmbH
Großerkmannsdorf bei Dresden; 2001

EINSATZ VON DETEKTOREN IN DER NUKLEARSPEZIFISCHEN GEFAHRENABWEHR
APPLICATIONS OF DETECTORS IN HOMELAND SECURITY

APPLICATIONS OF DETECTORS IN HOMELAND SECURITY

H.-J. Lange, G. Fritz

Canberra GmbH, Rüsselsheim, Deutschland

Zusammenfassung
Für die nuklearspezifische Gefahrenabwehr wurden in den vergangenen Jahren umfangreiche Szenarien entwickelt, wie Bedrohungen auf Mensch und Umwelt entstehen und wirken können. Zur Vermeidung solcher Ereignisse oder der Reduzierung der Folgen wurden Spezialeinheiten mit besonderen Kenntnissen und optimiertem Messequipment aufgebaut. Für eine Bewertung der Risiken eines Ereignisses ist dabei sowohl die Analyse der involvierten Radionuklide als auch deren Aktivität erforderlich. Dieser Nachweis erfolgt über die beim Zerfall ausgesandte Strahlung. Dementsprechend sind Messgeräte für Gamma- Neutronen-, Alpha- und Betastrahlung einsetzbar. Bei allen Messverfahren sind Nachweis-wahrscheinlichkeit und Auflösung der Messgeräte die dominierenden Faktoren für die Verwendbarkeit. Wenn auch in einigen Fällen integrale Messverfahren mit hoher Effizienz geeignete Hilfsmittel für eine Suche nach Aktivität sind, so sind bei der detaillierten Analyse hochauflösende Detektoren erforderlich. Mitunter ist auch eine Kombination verschiedener Detektionsverfahren sinnvoll.

Summary
In the field of homeland security there was a development of a large number of scenarios how threatening of man and nature may occur. To avoid such events or to reduce the resulting effects special forces with evaluated knowledge were formed and equipped with optimized measurement devices. For estimation of the risks of such an event an analysis of radionuclides involved and their activities is needed. For identification of the nuclides the emitted radiation is used. Thus detectors sensitive for gamma, neutron, alpha and beta radiation are employed. The dominant factors for the applicability of each detector can be found in efficiency and resolution. Even if some integral detection systems are useful in search of high activity sources a detailed analysis requires the use of high resolution detectors. In some special cases even a combination of different detection systems improves the quality of analysis.

Schlüsselwörter: *Nuklearspezifische Gefahrenabwehr, Gammaspektrometrie, Detektoren, hochaktive Quellen, Maskierung*
Keywords: *homeland security, gamma spectrometry, detectors, high activity sources, masking*

1. Einleitung

Vor dem Hintergrund einiger Ereignisse aus der Vergangenheit, wozu die oberirdischen Kernwaffenversuche mit Fallout, die militärisch eingesetzten Kernwaffen von Hiroshima und Nagasaki, die Kraftwerksunglücke von Harrisburg und Tchernobyl, aber auch der Diebstahl und die Behandlung einer ^{137}Cs-Quelle in Goiana zählen, entstand ein Unbehagen in großen

Teilen der Bevölkerung. Damit eignen sich Radionuklide besonders gut als Material für einen terroristischen Angriff. So würde man bei einem Anschlag neben der primären Wirkung einer Explosion, der nachfolgenden Dosis aus der externen Bestrahlung und der möglichen Inkorporation auch wirtschaftlichen Schäden durch eine Panik und die erforderliche Sanierung der betroffenen Gebiete herbeiführen.

Demnach liegen für die nuklearspezifische Gefahrenabwehr folgende Gefahrenlagen vor.

1. Unfall in einer kerntechnischen Anlage
2. Unfall bei einem Transport
3. Diebstahl und unsachgemäßer Umgang mit Quellen
4. Terroristische Anschläge

Zur Vermeidung von Unfällen werden kerntechnische Anlagen mit messtechnischen und Sicherheitsauflagen belegt, die eine Emission von Radionukliden vermeiden helfen und die nach dem neuesten Stand von Wissenschaft und Technik ausgelegt sind. Dieses gilt auch für Behälter und Fahrzeuge mit denen Radionuklidquellen transportiert werden. Auch für den Umgang gibt es gesetzliche Vorgaben, die eine Entwendung oder einen unsachgemäßen Umgang vermeiden helfen sollten. Weiterhin existieren Auflagen über den Ausbildungsstand der verantwortlichen Personen. Mit diesen Mitteln versucht man, präventiv einer Emission von Radionukliden beim gewerblichen Umgang entgegen zu wirken.

Anders ist die Situation im terroristischen Umfeld. Hier versucht man, an Quellen mit hohen Aktivitäten zu gelangen, indem man sich die Quellen durch Diebstahl, illegalen Kauf oder illegale Einfuhr aneignet. Danach wäre ein Transport zur Weiterverarbeitung oder zum Einsatzort erforderlich. In diesem Zeitraum greifen als Präventivmaßnahmen geheimdienstliche Ermittlung und Quellensuche mit geeigneten Messgeräten.

Als Folge einer Freisetzung wäre eine radiologische Bewertung sowohl des Gebietes als auch der betroffenen Personen erforderlich. Dementsprechend sind großflächige Kontaminations-messungen des Gebietes, von Objekten und Personen, aber auch Inkorporationsmessungen der Personen erforderlich.

In dieser Arbeit findet eine Beschränkung auf die Verwendbarkeit verschiedener Detektoren speziell für die Bereiche Suche von Quellen als auch Aktivitätsbestimmung statt.

2. Suche nach Quellen

Die Auswirkung einer Freisetzung von Radionukliden ist sowohl vom Radionuklid und seiner Aktivität als auch der chemischen Form und der Verbreitung abhängig. Auch die Art der Freisetzung und die Wirkungsweise des Freisetzungsmechanismus sind von entscheidender Bedeutung. Tabelle 1 zeigt anhand beispielhafter Radionuklide das Problem der Quellensuche

Die Tabellen 1 und 2 zeigen einige in der Bevölkerung bekannte Radionuklide, geordnet nach der Massenzahl als Beispiel für typische Effekt bei Freisetzungen. Während ^{131}I mit einer Halbwertzeit von 8 Tagen sehr kurzlebig ist, resultieren bei den anderen Nukliden aufgrund ihrer Halbwertzeiten Langzeitfolgen durch Kontaminationen und bei Inkorporationen.

Tab. 1 Liste bekannter Radionuklide mit Herkunft und Nachweismethoden

Radionuklid	Halbwertzeit	Zerfallsart	Herkunft	Messgeräte
^{131}I	8 Tage	β- γ-	Medizn	Gammaspektrometer
^{137}Cs	30 Jahre	β- γ-	Kerntechnik	Gammaspektrometer
^{210}Po	138 Tage	α- (γ-)	Natur Kerntechnik	Alphaspektrometer (Gammaspektrometer
^{235}U	7 10^8 Jahre	Spaltung, N α- (γ-)	Natur, Anreicherung	Alpha- (γ)-spektrometer Neutronenmonitor
^{239}Pu	24100 Jahre	Spaltung, N, α- (γ-)	Kerntechnik	Alpha- (γ)-spektrometer Neutronenmonitor

Tab. 2 Liste bekannter Radionuklide mit Schädigungscharakter

Radionuklid	Externe Dosis	Interne Dosis	Kernwaffen-tauglich	Wirtschaftlicher Schaden
^{131}I	Hoch	Gering	Nein	Gering, Panikeffekte, Zerfallszeitraum
^{137}Cs	Hoch	Gering	Nein	Mittel, Panikeffekte, Kontaminationen
^{210}Po	Gering	Extrem hoch	Zünderkom-ponente	Hoch, Panikeffekte, Kontaminationen
^{235}U	Neutronen und Gammadosis (Töchter und Spaltprodukte)	Hohe Toxizität Mittlere Dosis	Ja	Hoch, Panikeffekte, Kontaminationen Trennung Natur/Künstlich (Atemschutz, Entsorgung)
^{239}Pu	Neutronen und Gammadosis (Töchter und Spaltprodukte)	Sehr hoch	Ja	Hoch, Panikeffekte, Kontaminationen Trennung Natur/Künstlich (Atemschutz, Entsorgung)

Aus diesen Listen lassen sich 3 wesentliche Aspekte extrahieren:

- Die Gefährdung durch β-γ-emittierende Radionuklide ist geringer als durch α-(γ-)-N-Emitter. Ein gammaspektrometrischer Nachweis kann für beide Arten erfolgen. Üblicherweise besitzen jedoch α- (γ-)-N-Emitter geringere γ-Emissionswahrscheinlichkeiten und γ-Energien, weshalb eine Suche erschwert wird.

- Die Gefährdung durch α- (γ-)-N Emitter ist besonders hoch bei Inkorporation. Diese Nuklide haben eine geringe Mobilität (U, Pu). Zur Vermeidung einer Inkorporation ist eine Luft- und Kontaminationsüberwachung möglich. Eine Messung bei Inkorporation erfolgt über Auscheidungsanalytik und in wenigen Fällen gammaspektrometrisch.

- Einige α- (γ-)-N Emitter sind für die Produktion von Kernwaffen geeignet und haben damit das höchste Gefahrenpotential. Bei der Suche verwendet man sinnvollerweise Neutronenmesstechnik und/oder mit Einschränkung Gammaspektrometrie.

2.1 Messtechnik

Für den Nachweis von Gammastrahlung lassen sich sowohl Szintillator- als auch Halbleiterdetektoren einsetzen. Während Szitillationsdetektoren mit großen Volumina gebaut und damit hohe Nachweiswahrscheinlichkeiten erreicht werden können, ist man bei Halbleiterdetektoren auf derzeit maximale Größen der Kristalle begrenzt, wodurch die Nachweiswahrscheinlichkeit beschränkt wird. Dagegen besitzen Halbleiterdetektoren eine hohe Energieauflösung, wodurch eine direkte Suche nach einzelnen Linien und damit nach Nukliden mit hohem Gefahrenpotential möglich wird. Dieser Unterschied wird besonders bei einer Betrachtung von Nachweisgrenzen für die Messung der einzelnen Nuklide deutlich, wo neben der Messzeit die Wurzel aus dem Untergrundmesswert des Energiebereichs, in dem Einträge in ein Spektrum auflaufen und der reziproken Nachweiswahrscheinlichkeit eingehen.

Da der Untergrundmesswert von der Konzentration der in der Umgebung vorhandenen natürlichen Radionuklide und dem Beitrag der Sekundärkomponente der kosmischen Strahlung bestimmt wird, treten bei der Suche nach Quellen drei wesentliche Störeffekte auf.

1. Änderung der Untergrundwerte bei bewegten Detektoren (Beispiel: Brückenüberfahrt, wechselnde Bodenbeschaffenheit)
2. Änderung der Untergrundwerte durch wechselnde Abschirmung (Beispiel: Messung von Fahrzeugen bei Vorbeifahrt mit unterschiedlichen Beladungen)
3. Maskierung von Quellen durch angemeldete Radionuklidtransporte oder NORM

Der Nachweis von Neutronen erfolgt über Kernreaktionen an Konvertern, bei denen geladene Teilchen erzeugt werden, die entweder in einem Gas-, Plastik- oder Si-Detektor nachgewiesen werden. Diese Kernreaktionen haben üblicherweise bei thermischen Energien die höchsten Wirkungsquerschnitte. Daher sind derartige Detektoren von Moderatoren umgeben, in denen die Neutronen in Stößen mit leichten Kernen thermalisiert werden. Bei der Suche nach Neutronen ist der natürliche Untergrund durch die Sekundärkomponente der kosmischen Strahlung als auch die Emission von natürlichen Radionukliden klein. Die hohe Transmission durch Materie erlaubt es zudem, Neutronenemitter auch hinter Abschirmungen zu erkennen.

Zum Nachweis kurzreichweitiger β- oder α-Strahlung werden vorwiegend Si-, ZnS-, Plastik und Gasdetektoren in speziellen Geräten verwendet. Hier werden Kontamate und Luftmonitore für Direktmessungen, sowie Wischmessplätze, LSC-Geräte und Alphaspektrometer für Probenmessungen eingesetzt. Auch hier ist eine Trennung natürlicher und künstlicher Anteile erforderlich, speziell durch die Anreicherung natürlicher Radionuklide infolge statischer Aufladung.

2.2 Gestaltung geeigneter Messgeräte

Für die Designplanung von Messgeräten ist eine Analyse der Anforderungen sinnvoll:

- Hohe Nachweiswahrscheinlichkeit
- Hohe Auflösung
- Portabilität
- Universelle Einsatzmöglichkeit, Bedienbarkeit
- Spezialsoftware
- Schutzfunktionen (Alarm, Zusatzmessung, Manipulatortauglichkeit,…)
- Gesicherte Betriebsmittelversorgung (Stromversorgung, Gas, fl. Stickstoff,…)

- Hohe Zuverlässigkeit (EMV, Temperatur, Luftfeuchtigkeit,…)
- Zusatzfunktionen (GPS, Kartenmaterial, Kamera, Telekommunikation,…)
- Tarnung der Messtrupps und der Fahrzeuge

Mit diesen Anforderungen ist es möglich existierende Messgeräte anzupassen, sie zu optimieren und zu einem Gesamtmesssystem zu koppeln um alle Messaufgaben erfüllen zu können. Somit ergeben sich verschiedene Konzepte: Es ist ein Einsatz spezialisierter Messgeräte für spezifische Aufgaben möglich oder ein modularer Aufbau, bei dem verschiedene Sonden an ein Grundgerät angepasst werden und für die jeweilige Anwendung ein Auslesen des Grundgeräts von einem Computer erfolgt.

2.3 Konzept der Einbindung existierender Messgeräte in Quellensuche und Nuklidanalytik

Bei Einsatz von Personal mit geringer Ausbildung sind komplexe Messgeräte ungeeignet. Die Geräte müssen notwendige Informationen an eine Zentrale übermitteln und eine Alarmfunktion zur Warnung des Bedienpersonals besitzen. ODL-Sonden auf GM-Basis mit GPS und Datenübertragung erfüllen diese Anforderung. Die übermittelten Daten einer Vielzahl von Trägern können von der Zentrale aufgenommen, in eine Kartographie umgesetzt werden und so eine Quelle lokalisieren. Diese Geräte können leicht von Ersthelfern mitgeführt werden, die Daten übermitteln. Die Ersthelfer profitieren von der Alarmfunktion und ihre Lokalisierbarkeit bei Bewegungsunfähigkeit über die Sendefunktion.

Für geschultes Personal erlaubt die Verwendung eines Messgeräts für Spektrometrie die direkte Bestimmung der Nuklide einer gefundenen Quelle. Zusätzlich ermöglicht der Einsatz von Neutronensonden die Suche nach Neutronen und eine Unterstützung der Gamma-spektrometrieergebnisse. Auch hier kann durch eine Übermittlung der Daten an die Zentrale eine Unterstützung bei der Auswertung und Planung der durchzuführenden Reaktionsschritte erfolgen. Beispiele für solche Messgeräte sind der Inspector1000 mit NaI- oder LaBr-Detektor und der Falcon5000 mit Ge-Detektor und jeweils ODL- und Neutronensonde.

Eine variable Lösung entsteht jedoch, wenn man verschiedene Sonden an eine oder mehrere Elektronikeinheiten und ein auslesendes Computersystem anbindet und eine universelle Software zur zeitlich korrelierten Datenaufnahme verwendet. So können Quellensuche und Fahrzeugmonitore durch hocheffiziente und hochauflösende Messgeräte für Gammas optimiert werden. Mittlerweile werden temperaturstabilisierte NaI-Detektoren mit einer Größe von bis zu 7,5 x 12,5 x 30 cm (B x T x H) eingesetzt. Ausgestattet mit digitaler Elektronik können diese schon bei Kurzzeitmessungen sehr genaue Nuklididentifikationen durchführen und auch Quellen finden. Aufgrund der Größe sind diese Systeme in fahrbaren Einheiten oder Fahrzeugen installiert und können hier üblicherweise mit hocheffizienten Neutronendetektionssystemen gekoppelt werden. Kommt es zu einem Fund, ist eine detaillierte Analyse mit hochauflösender Gammaspektrometrie sinnvoll.

2.4 Konzept der Modularität mit Spezialsoftware an einem Beispiel

Generell besteht ein Strahlungsmessgerät aus einer Sonde, der geeigneten Elektronik, einem Rechner und einer an die Messanforderung angepasste Software. Anhand einer Software zur mobilen Quellensuche und der nachfolgenden Analytik des Fundes soll nun die Auswahl optimierter Sonden vorgestellt werden.

Bei der fahrzeuggestützten Suche nach Quellen existiert eine Beschränkung auf Neutronen und Gammaemitter. Dabei ist die Auswahl des Messequipments durch den Stauraum und die Zuladung des Fahrzeugs, aber auch durch Leitungsaufnahme und gesetzliche Vorgaben bezüglich des Stickstofftransports und des Zählgases begrenzt. Ein effizienter Nachweis von Neutronen erfordert eine ausreichende Menge Moderator und Zählvolumen von ^{3}He-Zählrohren. Dadurch wird ein Teil des Stauraums aufgefüllt. Die Neutronen können dann effizient von einer Elektronikeinheit gezählt werden.

Bei der Suche nach Gammaemittern werden häufig Plastikszintillatoren oder NaI Detektoren eingesetzt. Während bei Plastikdetektoren dominierend die Strahlung über Comptoneffekt, also einen unvollständigen Nachweis der Photonenenergie, nachgewiesen wird, erhält man bei NaI Detektoren mit großer Wahrscheinlichkeit die Information über die Gesamtenergie der nachgewiesenen Photonen. Daher ist eine Trennung zwischen natürlichen und künstlichen Radionukliden mit NaI-Detektoren deutlich einfacher und liefert zudem eine Information über in der Quelle vorhandene Radionuklide. In der Vergangenheit war jedoch die Temperaturdrift bei NaI-Detektoren ein Problem, was durch ein LED-basiertes Verfahren zur Temperatur-stabilisierung gelöst wurde [1]. Besser ist die Auflösung nur bei LaBr und Ge-Detektoren, deren Größen und damit die Effizienz jedoch limitiert sind. Bei Ge ist zudem eine Kühlung erforderlich. Durch die Entwicklung elektrisch gekühlter Ge-Detektoren, speziell auf der Basis der Pulse-Tube-Technologie kann auch im mobilen Einsatzbereich ohne Einschränkung der Auflösung durch Mikrophonieeffekte auf die Verwendung von flüssigem Stickstoff verzichtet werden. Ein Beispiel für einen solchen Detektor ist der Falcon-5000 von Canberra.

Bei der Suche kann nun eine Software sowohl die Informationen der Neutronen- als auch der Gammamesstechnik aufnehmen und mit der GPS Information abspeichern. Bei Überschreiten zu wählender Messwertgrenzen erfolgt eine Alarmierung und eine Quelle kann genauer lokalisiert und sichergestellt werden. Als wählbare Messwertgrenzen bieten sich bei Plastikdetektoren Überschreitungen der integralen Zählrate und Abweichungen von der Spektrenform von natürlichen Radionukliden an. Bei NaI-Detektoren sich es Überschreitungen der Integralen Zählrate und Zählratenanstieg in definierten Energiebereichen. Bei Ge-Detektoren sind nicht-natürliche Linien eine geeignete Suchgröße.

Nach der Sicherstellung eines Fundes kann die gammaspektrometrische Nuklidanalytik mit Ge-Detektoren erfolgen, wobei die Effizienzfunktion für jeden Fund mittels mathematischer Modellierung dieser Geometrie auf der Basis der ISOCS Software erfolgt [2]. Für den Fall gefundener Nuklide aus dem Bereich Spezieller Nuklearer Materialien (SNM) erlaubt hochauflösende Gammaspektrometrie wie mit dem Falcon-5000 zudem die Verwendung eines sogenannten MultiGroupAnalysis Codes für Uran und Plutonium zur Bestimmung der Isotopenverhältnisse. Bei hoher Dosisleistung oder Anwesenheit Spezieller Nuklearer Materialien (SNM) sollte ein Manipulator eingesetzt werden um eine Gefährdung des Bedienpersonals zu minimieren. Für die Analytik einer möglichen Oberflächenkonzentration existieren verschiedene Wischmessplätze mit Spektrometrieverfahren .

[1] A Method for Souceless Scintillation Detector Stabilization, US Patents 7,005,646B1 and 7,049,598

[2] R. VENKATARAMAN, F. BRONSON, V. ATRASHKEVICH, B.M YOUNG, and M. FIELD, “Validation of *In* Situ Object Calibration System (ISOCS) Mathematical Efficiency Calibration Software”, Nuclear Instruments and Methods in Physics Research (A), 422 (1999), pp 450-454.

DIE FLEXIBLE AKKREDITIERUNG DER JÜLICHER BEHÖRDLICH BESTIMMTEN INKORPORATIONSMESSSTELLE IN DER PRAXIS

THE FLEXIBLE ACCREDITATION OF THE COMPETENT INCORPORATION MEASURING BODY AT JÜLICH IN PRACTICE

P.Hill, M.Froning, P.Ostapczuk, M.Schläger, M.V.Zoriy, R.Lennartz

Geschäftsbereich Sicherheit und Strahlenschutz, Forschungszentrum Jülich GmbH, Jülich

Zusammenfassung
Die Akkreditierung der Inkorporationsmessstelle in Jülich umfasst Prüfungen in den Bereichen Inkorporationsmessung mittels direkter Messung der Körperaktivität sowie mittels indirekter Bestimmung der Körperaktivität durch die radiochemische Analytik von Ausscheidungsproben. In allen Prüfbereichen hat sich die flexible Akkreditierung als sehr nützlich erwiesen. Insbesondere stützt die damit verbundene Freiheit bei der Modifikation, Entwicklung und Einführung von neuen Verfahren den kontinuierlichen Verbesserungsprozess und ermöglicht eine zügige Reaktion auf geänderte Anforderungen. Beispiele, wie die Einführung der mathematischen Kalibrierung am Ganzkörperzähler oder Schritte zur Automatisierung von Analyseverfahren in der Radiochemie, werden beschrieben und im Hinblick auf den Nutzen diskutiert. Der Nutzen neuer Verfahren kann u. a. in Kosteneffizienz, Verringerung von Ausfallzeiten und Gefährdungspotentialen, Verbesserung der Nachweisgrenzen und in kürzeren Bearbeitungszeiten bestehen. Im Fazit kann auch anderen entsprechend qualifizierten Messstellen im Rahmen ihrer Akkreditierung die Flexibilisierung empfohlen werden.

Summary
The accreditation of the competent incorporation measuring body at Jülich covers the scopes of incorporation monitoring by means of direct measurements of the body activity as well as by means of indirect determination of the body activity by radiochemical analysis of excreta samples. In both scopes the flexible accreditation proved to be very useful. In particular the associated liberty in choosing testing procedures supports the continuous improvement process during the modification, development and introduction of new procedures and makes a immediate reaction possible to changed requirements. Examples, like the introduction of the mathematical calibration to the whole-body counter or steps to the automation of methods of analysis in radiochemistry, are described and discussed regarding the use. Possible advantages of new procedures are the reduction of processing times, downtimes and hazard potentials or the improvement of detection limits and cost-efficiency. In the result it can be recommended to other accordingly qualified testing laboratories to flexibilize their accreditation.

Schlüsselwörter: Akkreditierung,Flexibilisierung,Ausscheidungsanalytik,Ganzkörperzähler
Keywords: accreditation, flexibilization, in-vitro monitoring, in-vivo monitoring

1. Einleitung

Entsprechend der Anforderung der deutschen Richtlinie für die physikalische Strahlenschutzkontrolle Teil II [1] ist die Inkorporationsmessstelle des Forschungszentrums Jülich seit dem 7.11.2006 nach DIN ISO/IEC EN 17025:2005 [2] akkreditiert. Jülich hat sich dabei für die flexibilisierte Form der Akkreditierung entschieden. Dies eröffnet der Messstelle die Möglichkeit in allen Prüfbereichen genormte Prüfverfahren auszuwählen und zu modifizieren und vor allem auch Verfahren neu oder weiter zu entwickeln. Nach

entsprechender Validierung können solche Verfahren ohne weitere Information und Zustimmung der akkreditierenden Stelle eingesetzt werden. Diese Freiheit ist jedoch nicht universal sondern auf den Gültigkeitsbereich der grundliegenden Akkreditierung eingeschränkt, wie er sich aus dem Anhang zur Akkreditierungurkunde ergibt. Für Jülich ist der Gültigkeitsbereich in Tab.1 zusammengefasst.

Tabelle 1: Charakteristische Prüfverfahren

Prüfbereich	Matrix	Parameter	Charakteristische Prüfverfahren	Messgrössen/ Prüfparameter
Ganzkörpermessung	Personen	Gammastrahlen emittierende Radionuklide z.B. Co-60, Cs-137	Gammaspektrometrie	Aktivität Körperdosis
Teilkörpermessung	An Personen z.B.Schilddrüse	Gammastrahlen emittierende Radionuklide z.B. Tc-99m, I-125, I-131	Gammaspektrometrie	Aktivität Körperdosis
Bestimmung von Radionukliden in Ausscheidungsproben	Urin, Stuhl	Alphastrahlen emittierende Radionnuklide z.B. Th-228, Th-230, Th-232, U-234, U-235, U-238, Pu-238, Pu-239/240, Cm-242, Cm-244	Alphaspektrometrie nach Aufschluss und radiochemischen Abtrennung	Aktivität Körperdosis
		Betastrahlen emittierende Radio-Nuklide z.B. H-3, C-14, Sr-90	Low-level Betamessung oder Flüssigszintillationsmessung (LSC) gegebenenfalls nach Aufschluss und radiochemischer Abtrennung	Aktivität Körperdosis
		z.B. Th, U, Th-232, U-234, U-235, U-238	Massenspektrometrie mit induktiv gekoppeltem Plasma (ICP-MS) gegebenenfalls nach Aufschluss	Masse Aktivität Körperdosis
Bestimmung von Elementen	Wasser	z.B. Th, U	Massenspektrometrie mit induktiv gekoppeltem Plasma (ICP-MS)	Masse

Dabei sind die Prüfbereiche ‚Ganzkörpermessung' und ‚Teilkörpermessung' dem Ganzkörpermesslabor der Inkorporationsmessstelle zugeordnet. Sie decken die Prüfverfahren zur direkten Messung der Körperaktivität bis hin zu mobilen Messfahrzeugen ab.

Die Prüfbereiche ‚Bestimmung von Radionukliden in Ausscheidungsproben' und ‚Bestimmung von Elementen' sind dem Ausscheidungsmesslabor der Inkorporationsmessstelle zugeordnet. Hier sind die Prüfverfahren berücksichtigt, bei denen nicht direkt am Menschen gemessen wird.

2. Voraussetzungen zur flexibilisierten Akkreditierung

Die Voraussetzungen für eine flexibilisierte Akkreditierung und Besonderheiten der Begutachtung sind in einem speziellen Vorgabedokument [3] der akkreditierenden Stelle (DAP GmbH, Berlin) geregelt.

Ganz besonderes Gewicht kommt dabei der Qualifikation des Personals zu, denn die Entwicklung neuer oder modifizierter Methoden und Verfahren erfordert ein fundiertes Verständnis sowohl der Prüfverfahren selbst, als auch der ihnen zugrunde liegenden technischen Methoden und der angewandten Technologien. Diese Kompetenz ist nachzuweisen. Sie kann auf unterschiedliche Art und Weise erworben werden:

- Teilnahme an entsprechenden Forschungsprojekten
- Teilnahme an entsprechenden Entwicklungsprojekten
- Teilnahme an Projekten zur Entwicklung der Methodik
- Umfassende Erfahrung im jeweiligen Prüfgebiet.

Zur umfassenden Erfahrung tragen auch Erfahrungen bei, die durch die Mitarbeit in wissenschaftlichen Gremien (dazu zählen auch der Arbeitskreis Inkorporationsüberwachung des Fachverbandes für Strahlenschutz und EURADOS), die Mitarbeit in regelsetzenden Gremien(z.B. DIN-Normenausschüsse) oder durch gutachterliche Tätigkeit erworben wurden.

Das leitende technische Personal des Prüflabors soll hinsichtlich Ausbildung und Berufserfahrung Vorraussetzungen erfüllen, wie sie ähnlich auch die RiPhyKo Teil II [1] in Deutschland für die Leiter der behördlich bestimmten Inkorporationsmesssstellen verlangt.

Unabdingbar ist weiterhin, dass im Labor Erfahrungen mit Validierungen bestehen, die zeitnah sind. Dies muss nicht zwingend die laboreigene Validierung von Messverfahren sein. Auch Ringversuche und Vergleichsmessungen sind ja zugleich Instrumente der Validierung. Sofern es sich nicht um ein genormte Methode oder ein genormtes Verfahren handelt, gelten im Rahmen der flexibilisierten Akkreditierung eingeführte (modifizierte, aktualisierte…) Verfahren /Methoden erst dann als Teil des Akkreditierungsbereiches, wenn die Validierung erfolgt ist. Wenn genormte Verfahren/Methoden allerdings für einen neuen Prüfzweck kombiniert werden ist auch für dieses kombinierte Verfahren eine eigene Validierung erforderlich.

Weitere Anforderungen an das Labor sind im Wesentlichen mehr organisatorischer Natur (‚Verfahrensverwaltung/Qualitätsmanagement'). Es ist auch vorgesehen bei jeder Überwachungsbegutachtung die zwischenzeitlich vom Labor modifizierten, weiter entwickelten oder neu eingeführten Verfahren und Methoden explizit zu begutachten.

3. Nutzung der flexibilisierten Akkreditierung am Ganzkörperzähler

Abb. 1: Der Ganzkörperzähler in Jülich mit Kalibrierphantom (Stand: 2007)

Ein Beispiel für die Modifikation eines Prüfverfahrens ist die Einführung der Methode der mathematischen Effizienzkalibrierung am Jülicher Ganzkörperzähler, die alternativ oder ergänzend zur Kalibrierung mit Quellen anwendbar ist [4-7]. Gemessen wird mit 4 Germanium-Detektoren (Abb. 1), die beliebig gruppierbar sind. So kann z. B. mit einem Detektor eine Schilddrüsenmessung durchgeführt werden, während gleichzeitig mit den drei anderen Detektoren eine Ganzkörpermessung gemacht wird.

Im Energiebereich von 60 keV bis 2000 keV wurde für zahlreiche Kombinationen von Photonenenergie und Phantomgröße mit der Monte-Carlo-Software MCNP5 das Gammaspektrum und die Effizienz der entsprechenden Ganzkörpermessung simuliert (Abb.2). Dabei sind die Geometrie und die chemische Zusammensetzung des

Messsystems und des Phantoms (als Modell des realen Menschen) zu berücksichtigen. Zur Berechnung eines einzelnen Effizienzwertes ist die Simulation von 10 - 30 Millionen Photonen erforderlich. Damit kann eine statistische Unsicherheit der Simulation von weniger als 1 % erreicht werden. Besondere Bedeutung kommt der Genauigkeit des Detektormodells zu. Herstellerangaben reichen für präzise Simulationen oft nicht aus. Dies gilt insbesondere für den Jülicher Ganzkörperzähler mit unkollimierten Detektoren, bei dem auch die seitliche Einstrahlung von Photonen zur Messung genutzt wird. Mit hohem Aufwand wurden in Jülich die Detektoren speziell charakterisiert, um die gewünschte Präzision des virtuellen Detektormodells zu erreichen.

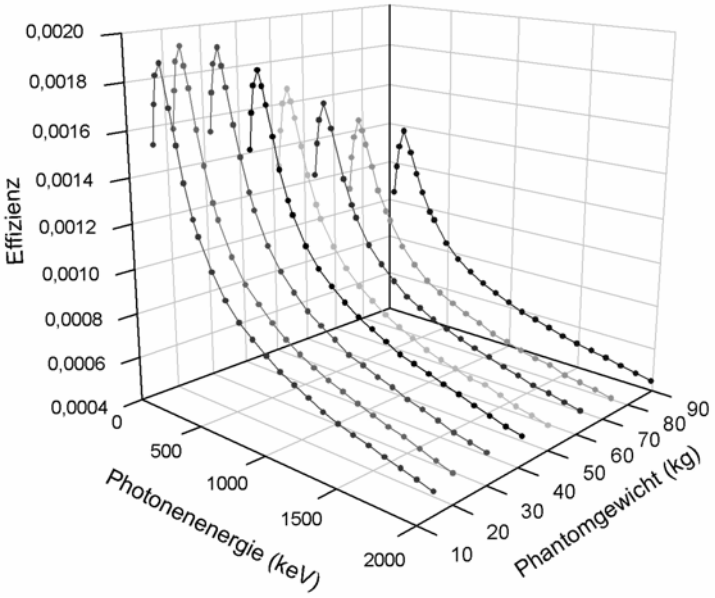


Abb. 2: Simulierte Kalibrierkurven

Die Erfahrungen im Ganzkörpermesslabor in Jülich haben gezeigt, dass Monte-Carlo-Simulationen eine Alternative oder zumindest eine wertvolle Ergänzung zu den bisher üblichen Kalibriermethoden darstellen. Praxisrelevant wurde dies insbesondere während einer Modernisierung des Ganzkörperzählers. Zeitweise stand nur die Hälfte der Detektoren für die Messung von Probanden zur Verfügung. Fehlende konventionelle Kalibrierungen von 2-Detektorgruppierungen wurden durch Monte-Carlo-Simulationen ersetzt. Eine QM-Sperrung des Prüfmittels und damit verbundene Ausfallzeiten konnten so vermieden werden.

4. Nutzung der flexibilisierten Akkreditierung im radioanalytischen Labor

Bei den Proben für die Inkorporationsmessungen kommt es sehr oft zu Problemen mit der Probenmenge die für einzelne Nuklide zu Verfügung steht. In Normalfall wird 1/3 der Probe für Sr-89/Sr-90-Bestimmung und der Rest für die Bestimmung von anderen Nukliden (Th, U, Am, Cm, Pu) verwendet. Um die ganze analytische Prozedur zu vereinfachen führte in der Radioanalytik die Einführung einer automatischen Nuklidtrennung (Abb.3) für 24h-Urinproben zu einer schnelleren Probenvorbereitung für die α-Analytik.

Abb. 3: AutoTrace® Workstation

Seit mehr als 20 Jahren wird die Bestimmung von Th, U, Am, Cm, Pu sowie Sr-89/Sr-90 in Rahmen der Emissions-/Immissionsüberwachung wie auch bei den Inkorporationsmessungen mit der Salpetersäure-Methode durchgeführt. Dieses Verfahren ist schematisch in Abb.4 dargestellt. Dabei ist

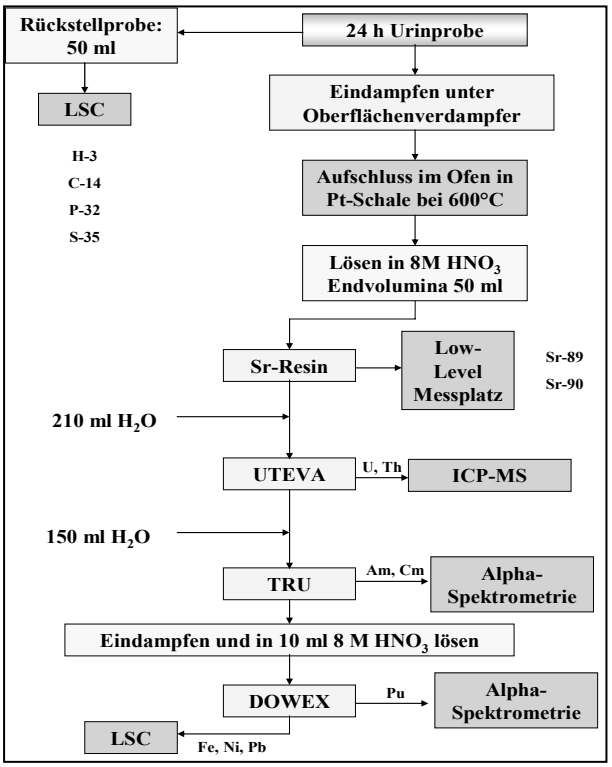


Abb. 4: Schematische Darstellung der Trennung von Radionukliden mit Hilfe von verschiedenen Ionenaustauschern [8]

die Reproduzierbarkeit der chemischen Ausbeute ein großes Problem. Auch bei erfahrenen Laborkräften kann es trotz sorgfältigem Aufschluss des Probenmaterials zur Ausbeutereduzierung z.B. durch Kristallbildung kommen. Um die Reproduzierbarkeit der chemischen Trennung zu verbessern, wurde basierend auf der kommerziellen Anlage. AutoTrace SPE Workstation (Calipa Life Science, Hopkintown, MA, USA), ein automatisiertes Verfahren entwickelt. Mit Hilfe dieser Anlage ist es möglich, in den gesättigten Salzlösungen durch Anwendung von unterschiedlichen Eluenten und Ionenaustauschern folgende Elemente automatisch zu trennen: U, Th, Am, Pu, Tc und Sr.

Die Reproduzierbarkeit der chemischen Ausbeute ist in diesem Fall deutlich verbessert. Darüber hinaus ermöglicht das automatisierte Verfahren einen größeren Durchsatz an Proben und reduziert den Chemikalienverbrauch. Durch den Einsatz von größeren Probenmengen können die erreichbaren Nachweisgrenzen verbessert werden. Dies gilt insbesondere auch bei der Bestimmung von Uran und Thorium mit ICP-MS, wo das im Messgerät selbst einsetzbare Probevolumen sehr begrenzt ist und eine entsprechende Probenvorbereitung zu einer Aufkonzentration der Nuklide im einsetzbaren Messprobenvolumen führt.

Um das Verfahren zu validieren wurden zahlreiche Experimente mit realen und zudotierten Proben durchgeführt. Das Verfahren wurde auch im Rahmen eines Ringversuches bei der Sr-90-Bestimmung in Urin eingesetzt.

In der Konsequenz sind durch die Einführung der Automatisierung folgende Ziele erreicht:

- reproduzierbare Trennungen,
- Entlastung des Laborpersonals von Routinearbeiten,
- Reduzierung des Verbrauchs an Chemikalien,
- Steigerung der Messempfindlichkeit bei der Uran- und Thorium-Bestimmung mit ICP-MS
- Reduzierung der Bearbeitungszeit vom Eingang der Probe bis zur Ergebnismitteilung.

Die neuen Verfahrensabläufe sind kostengünstiger und reduzieren den Umgang der Mitarbeiter mit Gefahrstoffen.

5. Fazit

Sowohl für die Methoden und Verfahren der direkten Messung der Körperaktivität im Jülicher Ganzkörpermesslabor als auch der radiochemischen Analytik im Ausscheidungsmesslabor hat sich die flexibilisierte Akkreditierung in der Praxis als sehr nützlich erwiesen. Insbesondere stützt die damit verbundene Freiheit bei der Modifikation,

Entwicklung und Einführung von neuen Verfahren den kontinuierlichen Verbesserungsprozess und ermöglicht eine zügige Reaktion auf geänderte und neue Anforderungen. Anderen entsprechend qualifizierten Messstellen kann im Rahmen ihrer Akkreditierung die Flexibilisierung ebenfalls empfohlen werden.

6. Danksagungen

Die Autoren danken allen Mitarbeitern des Ausscheidungsmesslabors und des Ganzkörpermesslabors der behördlich bestimmten Inkorporationsmessstelle Jülich für ihre vielfältigen Beiträge zur Optimierung von Methoden, Verfahren, Laborabläufen und QM-Dokumenten.

7. Literatur

[1] Richtlinie für die physikalische Strahlenschutzkontrolle zur Ermittlung der Körperdosis Teil 2: Ermittlung der Körperdosis bei innerer Strahlenexposition; Inkorporationsüberwachung (§§40, 41 und 42 Strahlenschutzverordnung) ; Rundschreiben vom 12.1.2007 RS II 3 – 15530/1; GMBl 2007 S.623 (ohne Anhangsteil) und BfS-SCHR-43/07(mit Anhangsteil)

[2] DIN EN ISO/IEC 17025:2005 (Allgemeine Anforderungen an die Kompetenz von Prüf- und Kalibrierlaboratorien) , Bonn, 2005

[3] Sektorkomitee Messtechnik im Prüfwesen; Flexibilisierung des Akkreditierungsbereiches; DAP-TM-29 /Rev. 3.0 / 18.8.2004; DAP GmbH, Berlin

[4] Hill, P./Hille, R.: Inkorporationsmessungen im Bereich von 5 – 2000 keV mit elektrisch gekühlten HPGe-Detektoren. Strahlenschutz für Mensch und Gesellschaft im Europa von Morgen, TÜV-Verlag, Köln (2001), S. 46–49

[5] Schläger, M.: Precise modelling of coaxial germanium detectors in preparation for a mathematical calibration. Nucl. Instr. Meth. Phys. Res. A 580 (2007) 137–140.

[6] Schläger, M., Computersimulationen im Strahlenschutz: Beispiel Ganzkörperzähler, StrahlenschutzPRAXIS 14 (2008) 18 – 21

[7] Schläger, M., Mathematical Calibration of a Whole-Body Counter, Proceedings of the 12th International Congress of the International Radiation Protection Association (IRPA) Strenghtening Radiation Protection Worldwide, October 19-24, 2008, Buenos Aires, Argentina, Paper TS I.1.2 341, on CD-ROM

[8] Burow, M; Flucht, R; Zoriy, P; Ostapczuk, P.; Automatisierung der Probenvorbereitung zur Strontium-90-Bestimmung im Low-Level-Proportionalzähler; Jahresbericht 2007-2008 des Geschäftsbereiches Sicherheit und Strahlenschutz, Forschungszentrum Jülich GmbH, Jülich 2009, in Vorbereitung

ZERTIFIZIERTE STRAHLENSCHUTZAUSBILDUNG DER ÖSTERREICHISCHEN POLIZEI

ACCREDITED TRAINING ON RADIATION PROTECTION FOR THE AUSTRIAN POLICE

G. Timal[1)], S. Schönhacker[2)]

[1)] Leiter der Zivilschutzschule an der Sicherheitsakademie des Bundesministeriums für Inneres, Traiskirchen, Österreich
[2)] *WIRK.*ZONE, Wien, Österreich

Zusammenfassung
In Österreich werden Interventionen bei radiologischen Notstandssituationen durch die 2007 in Kraft getretene Interventionsverordnung geregelt. Umfang und Inhalte der Ausbildung für Interventionspersonal sind darin ebenfalls festgelegt, wobei die im Jahr 2005 veröffentlichte ÖNORM S 5207 als Grundlage diente. Die österreichische Polizei bildet ihre Strahlenspürer/-innen an der Sicherheitsakademie in Traiskirchen nahe Wien selbst aus. Die Sicherheitsakademie ist eine vom Österreichischen Normungsinstitut zertifizierte Ausbildungsstelle. Das Poster beschreibt den modularen Aufbau der Ausbildung und ihren Umfang und Inhalt sowie die für Strahlenspürer/-innen der Polizei verfügbaren Weiterbildungsangebote.

Summary
In Austria, radiological emergencies are handled following the Intervention Regulation, in force since 2007. This regulation also defines duration and content for the training of radiation protection personnel, taking advantage of the standard ÖNORM S 5207 published in 2005. Radiation protection personnel of the Austrian police are trained at the Federal Security Academy in Traiskirchen near Vienna. The Federal Security Academy is a training centre certified by the Austrian Standards Institute. The poster describes the modular organisation of the training and its duration and content as well as the further trainings available to the radiation protection personnel of the Police.

Schlüsselwörter: *Ausbildung, Polizei, radiologische Notstandssituation, Sicherheitsakademie.*
Keywords: *training, police, radiological emergencies, Federal Security Academy.*

1. Rechtliche und organisatorische Grundlagen

Die Strahlenschutzausbildung von Interventionspersonal bei radiologischen Notstandssituationen wurde in Österreich erstmals über die Grenzen verschiedener Organisationen hinweg in der ÖNORM S 5207 [1] geregelt. Begleitend ist eine ON-Regel erschienen, nach der die Zertifizierung der Ausbildungsstellen erfolgt [2].

Die mit 01. Juli 2007 in Kraft getretene Verordnung über Interventionen bei radiologischen Notstandssituationen und bei dauerhaften Strahlenexpositionen [3] regelt die Ausbildungserfordernisse für Interventionspersonal in Anlage 7 und orientiert sich dabei praktisch vollständig an der ÖNORM S 5207. Die bestehende Ausbildung hat somit eine zusätzliche Grundlage erhalten.

2. Sicherheitsakademie und Zivilschutzschule

Die Sicherheitsakademie (.SIAK) ist die zentrale Aus- und Fortbildungs- sowie Forschungseinrichtung des Bundesministeriums für Inneres.

Die Zivilschutzschule ist innerhalb der .SIAK in das Zentrum für Fortbildung eingegliedert. Die Mitarbeiterinnen und Mitarbeiter der Zivilschutzschule sind für die Aus- und Fortbildung der Strahlenspürer der Polizei verantwortlich. Die Zivilschutzschule ist zertifizierte Ausbildungsstelle für Interventionspersonal nach ONR 195207. Weiters gehören die Aus- und Fortbildung der Gefahrstoffkundigen Organe der Polizei (zur Abwehr chemischer und biologischer Gefahrstoffe) sowie die Aus- und Fortbildung der Führungskräfte von Behörden und Einsatzorganisationen im Rahmen des Staatlichen Krisen- und Katastrophenschutz-managements (SKKM) zu den Aufgaben.

3. Aufbau und Umfang der Ausbildung

Den gesetzlichen Vorgaben folgend, umfasst die Ausbildung der Strahlenspürer/-innen der Polizei drei jeweils einwöchige Kurse: Basisausbildung, Aufbauausbildung I und II. Die geforderte Mindestzahl von 30 Stunden wird an der Sicherheitsakademie bei jedem Kurs übertroffen, um zusätzliche organisationsspezifische Inhalte unterbringen zu können.

Eine jährliche Fortbildung im Umfang von 16 Stunden, die wechselnde theoretische und praktische Inhalte umfasst, ist für alle 515 Strahlenspürer/-innen der österreichischen Polizei verpflichtend. Als zusätzliche Weiterbildung kann die Aeroradiometrie-Ausbildung absolviert werden (siehe Beitrag 049).

4. Weblink

Das Poster kann im Anschluss an die Fachtagung von der Website **www.strahlenschutz.cc** abgerufen werden.

5. Literaturverzeichnis

[1] Österreichisches Normungsinstitut (Hrsg.): ÖNORM S 5207 - Strahlenschutzausbildung für Interventionspersonal bei radiologischen Notstandssituationen. ON-NORM, Wien, 2003.

[2] Österreichisches Normungsinstitut (Hrsg.): ONR 195207 - Zertifizierung der Ausbildungsstellen für Interventionspersonal bei radiologischen Notstandssituationen nach ÖNORM S 5207. ON-NORM, Wien, 2003.

[3] Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft über Interventionen bei radiologischen Notstandssituationen und bei dauerhaften Strahlenexpositionen (BGBl. II Nr. 145/2007). Wien, 2007.

AERORADIOMETRIE DURCH DIE ÖSTERREICHISCHE POLIZEI

AERORADIOMETRIC CONDUCTED BY THE AUSTRIAN POLICE

G. Timal[1)], S. Schönhacker[2)]

[1)] Leiter der Zivilschutzschule an der Sicherheitsakademie des Bundesministeriums für Inneres, Traiskirchen, Österreich
[2)] *WIRK.*ZONE, Wien, Österreich

Zusammenfassung
Die österreichische Polizei hat speziell ausgebildete und ausgerüstete Strahlenspürer/-innen, die Interventionspersonal nach der Interventionsverordnung, BGBl. II Nr. 145/2007, sind. Die Ausbildung erfolgt dabei, der Interventionsverordnung bzw. der ÖNORM S5207 folgend, in drei Stufen und wird eigenständig an der als Ausbildungsstelle zertifizierten Sicherheitsakademie des Bundesministeriums für Inneres durchgeführt. Als mögliche Spezialausbildung wird die Ausbildung zur Durchführung der Aeroradiometrie, dem Strahlenspüren aus der Luft, angeboten.

Die Polizei hält an zehn Standorten in Österreich Luftspürsysteme vorrätig, die im Bedarfsfall innerhalb kürzester Zeit zum Einsatz kommen können. Der Beitrag beschreibt die dabei verwendete Technik, den Einbau in das Luftfahrzeug und die Ausbildung für das begleitende Personal. Praktische Erfahrungen aus Ausbildungs- und Übungsflügen runden das Gesamtbild ab.

Summary
The Austrian Police has specially trained and equipped radiation protection personnel which are intervention personnel for radiological emergencies, following the law of the Intervention Regulation, BGBl. II Nr. 145/2007. The training which consists of three consecutive courses follows the Intervention Regulation and the Austrian Standard S5207. It is held at the certified Security Academy of the Federal Ministry of the Interior in Traiskirchen near Vienna. As a follow-up training, there are special courses held for the conduction of aeroradiometric measures (radiation measurements by helicopters).

All over Austria, the Police have ten aeroradiometric sets at their disposal which can be brought into action within almost no time. The contribution informs about the technics involved, the installation of the system in the helicopter and about the training for the aeroradiometric specialists. Furthermore, practical knowledge from flights conducted at trainings and exercises will be included.

Schlüsselwörter: *Aeroradiometrie, Luftspüren, Polizei, Strahlenschutz*
Keywords: *Aeroradiometric, Airborne Gamma Search, Police, Radiation Protection*

1. Einleitung

Das Strahlenspüren aus der Luft erlaubt eine schnelle und flächendeckende Erfassung der künstlichen und natürlichen Radioaktivität des Bodens. Großräumige radioaktive Verunreinigungen, wie sie nach Kernkraftwerksunfällen, nach Satellitenabstürzen, nach Kernwaffeneinsätzen oder Terroranschlägen mit „schmutzigen Bomben“ auftreten können, erfordern eine möglichst rasche Lokalisierung der am stärksten betroffenen Gebiete. Dieses System legt den Schwerpunkt auf eine hohe Nachweisempfindlichkeit, eine rasche Einsatzbereitschaft sowie eine möglichst einfache Bedienung durch geschulte Einsatzkräfte. Eine spektrometrische Nuklidbestimmung ist nicht vorgesehen.

2. Spürleistung

Das Aeroradiometriesystem kann wahlweise in einem Hubschrauber oder in einem Fahrzeug eingesetzt werden und erreicht eine Empfindlichkeit, die ca. 4000-fach höher ist als bei Einsatzpersonal mit Dosisleistungsmessgeräten, das zu Fuß eingesetzt ist.

In einer Stunde können rund 15 km² überprüft werden. Dabei wird das betroffene Gebiet mit dem Hubschrauber in einer Höhe von 80 Metern in schleifenförmigen Bahnen mit einer Geschwindigkeit von 80 km/h in einem Abstand von 150 Meter abgeflogen. Die integrierte Datenübertragungssoftware ermöglicht die Übermittlung der Messdaten an die Bundes-Strahlenwarnzentrale, die für eine zusammenfassende grafische Darstellung der Messergebnisse sorgt.

3. Verwendete Messtechnik

Das Grundgerät des satellitengestützten Aeroradiometriesystems mit automatischer Positions- und Messdatenerfassung besteht aus dem im Österreichischen Forschungszentrum Seibersdorf entwickelten Dosisleistungsmessgerät SSM-1. An dieses Gerät können über eine Interfacebox, je nach gewünschter Nachweisempfindlichkeit, entweder Luftprospektionssonden mit Geiger-Müller-Zählrohren oder bis zu vier Großflächen-Plastikszintillatorsonden mit einem Volumen von insgesamt 1.600 cm³ angeschlossen werden. Über Datenschnittstellen werden sekündlich die detektierten Zählraten sowie ein GPS-Signal zur Positionsbestimmung in einem eigenem Spürprogramm auf einem Laptop gespeichert.

Der Einbau des Messsystems kann in jedem Hubschrauber erfolgen. Die Sonden sowie die Interfacebox werden am Boden des Hubschraubers mit flexiblen Gurten befestigt. Der am Körper fixierte Laptop wird durch den am Copilotensitz sitzenden Operator bedient. Der Pilot und der Operator können damit über das Display den gewünschten Flugweg sowie die aufgezeichneten Messdaten online mitverfolgen (siehe Abbildung 1). Die zweite Person des Messteams sitzt auf der Rückbank, bedient das Messgerät und unterstützt während des Spürfluges.

Abb. 1: Messflug.

4. Ausbildung

Die Sonderausbildung der im Strahlenspüren aus der Luft ausgebildeten Polizist/-innen erfolgt bei entsprechender Eignung im Anschluss an die ÖNORM-zertifizierte Strahlenschutzausbildung [2] in einem viertägigen Spezialkurs. Eine jährliche, zweitägige Fortbildung sowie ein alle zwei Jahre stattfindender viertägiger Auffrischungskurs garantieren ein konstant hohes Ausbildungsniveau.

5. Messergebnisse

Die aufgezeichneten Messdaten können durch das Programm entweder als Messprofil, als Overlay-GPS-Grafik oder als Tabellenauswertung ausgegeben werden. Mit professionellen GIS-Anwendungen können der Flugweg und die Messwerte farblich codiert, als Wegstrecke oder flächige Interpolation, über Karten oder Orthofotos gelegt werden, wie in Abbildung 2 ersichtlich ist.

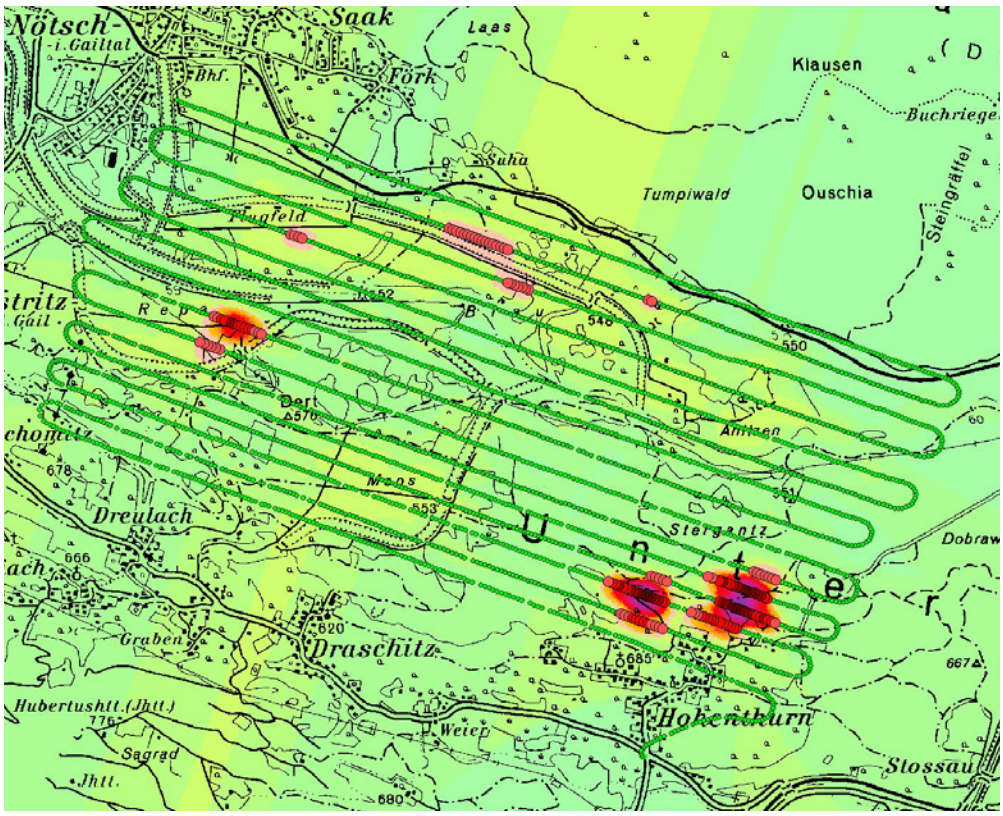


Abb. 2: Darstellung eines Übungsmessfluges

Durch die integrierte Datenübertragungsmöglichkeit im Softwareprogramm können die Daten sofort nach der Landung der Strahlenschutzabteilung des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt- und Wasserwirtschaft übermittelt und ins Österreichische Strahlenfrühwarnsystem übernommen werden.

6. Weblink

Das Poster kann im Anschluss an die Fachtagung von der Website **www.strahlenschutz.cc** abgerufen werden.

7. Literaturverzeichnis

[1] Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft über Interventionen bei radiologischen Notstandssituationen und bei dauerhaften Strahlenexpositionen (BGBl. II Nr. 145/2007). Wien, 2007.

[2] Österreichisches Normungsinstitut (Hrsg.): ÖNORM S 5207 - Strahlenschutzausbildung für Interventionspersonal bei radiologischen Notstandssituationen. ON-NORM, Wien, 2003.

DIE STRAHLENSCHUTZ-EINHEITEN DER ÖSTERREICHISCHEN FEUERWEHREN

THE RADIATION PROTECTION UNITS OF THE AUSTRIAN FIRE BRIGADES

W. Aspek[1)], S. Schönhacker[2)]

[1)] Österreichischer Bundesfeuerwehrverband, Wien, Österreich
[2)] *WIRK.*ZONE, Wien, Österreich

Zusammenfassung
Seit den 1960er Jahren sind die österreichischen Feuerwehren im Strahlenschutz aktiv. Mit den Vorbereitungsarbeiten für das Kernkraftwerk Zwentendorf und dem Bau des Forschungsreaktors in Seibersdorf entstanden die ersten Strahlenschutzgruppen der Feuerwehr. 45 Jahre später: Zwentendorf ist nie in Betrieb gegangen, die Nutzung der Kernenergie zur Gewinnung elektrischer Energie ist per Verfassungsgesetz verboten, und der Forschungsreaktor wird dekommissioniert. Geblieben sind aber die Strahlenschutz-Einheiten der Feuerwehr.

Der Beitrag gibt einen Überblick über Gemeinsamkeiten und Unterschiede des Strahlenschutzwesens in den einzelnen Bundesländern, insbesondere in Hinblick auf Ausrüstung, Ausbildung und Organisation. Die bundesweit einheitlichen Vorgaben bezüglich der Einsatztaktik bei Zwischenfällen mit radioaktivem Material werden vorgestellt und einige Einsatzbeispiele analysiert.

Summary
Since the 1960s, Austrian fire brigades have been involved in radiation protection. With the preparations for the NPP Zwentendorf and the building of the research reactor in Seibersdorf, the first radiation protection units of the fire brigade were founded. 45 years later: The NPP Zwentendorf never saw its start-up, the use of nuclear energy for the production of electricity is prohibited by a constitutional law, and the research reactor is being decommissioned. What´s left are the radiation protection units of the fire brigades.

The contribution gives an overview of similarities and differences of the radiation protection units in the nine federal states of Austria, with a special focus on equipment, training and organisation. Nation-wide guidelines and regulations for the tactics of first responders at radiological emergencies are presented and a couple of incidents will be analysed.

Schlüsselwörter: *Feuerwehr, Einsatz, Ausbildung, Einsatzkräfte, Taktik.*
Keywords: *fire brigade, emergency, training, first responders, tactics.*

1. Einleitung

Das Feuerwehrwesen ist in Österreich Angelegenheit der Länder, vieles ist daher nicht bundesweit einheitlich geregelt. Abhilfe schaffen hier verschiedene Richtlinien des Österreichischen Bundesfeuerwehrverbandes. Gerade im Bereich Strahlenschutz sollen diese gemeinsamen Grundlagen dazu beitragen, grenzüberschreitende Standards zu schaffen. So kann nicht nur den Wechsel von Fachkräften der Feuerwehr von einem Bundesland ins andere erleichert werden. Auch grenzüberschreitende Einsätze sind leichter durchzuführen, wenn Ausrüstung, Ausbildung und Organisation auf einer gemeinsamen Basis beruhen.

2. Bundesweite Richtlinien im Strahlenschutz

Die ÖBFV-Richtlinie E-09 regelt den Einsatz der Feuerwehren beim Vorhandensein radioaktiver Stoffe [1]. Derzeit ist diese Richtlinie in Überarbeitung. Sie umfasst neben allgemeinen Informationen über Strahlenquellen und Gefahren durch radioaktive Stoffe ausführliche Hinweise zur Strahlenschutzausrüstung der Feuerwehr sowie zu den nötigen Maßnahmen zur Gefahrenabwehr. Schließlich sind auch Empfehlungen zur Überprüfung auf Kontamination darin enthalten.

Die Strahlenschutzausbildung der Einsatzkräfte der Feuerwehr ist in der Richtlinie E-15 geregelt [2]. Durch das Inkrafttreten der Interventionsverordnung im Jahr 2002 [3] ist allerdings auch bei dieser Richtlinie Überarbeitungsbedarf gegeben.

3. Ausbildung und Ausrüstung im Vergleich

Das vorgestellte Poster zeigt Ausbildung und Ausrüstung der Feuerwehren in den neun österreichischen Bundesländern im Vergleich. Dabei treten zahlreiche Unterschiede, aber auch wichtige Gemeinsamkeiten zutage.

4. Weblink

Das Poster kann im Anschluss an die Fachtagung von der Website **www.strahlenschutz.cc** abgerufen werden.

5. Literaturverzeichnis

[1] Österreichischer Bundesfeuerwehrverband (Hrsg.): Richtlinie E-09 – Einsatz beim Vorhandensein radioaktiver Stoffe. Wien, 1999.

[2] Österreichischer Bundesfeuerwehrverband (Hrsg.): Richtlinie E-15 – Strahlenschutzausbildung bei den österreichischen Feuerwehren. Wien, 2002.

[3] Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft über Interventionen bei radiologischen Notstandssituationen und bei dauerhaften Strahlenexpositionen (BGBl. II Nr. 145/2007). Wien, 2007.

FREIMESSEN, FREIGABE UND ENTSORGUNG DES BARYTBETONS VOM BIOLOGISCHEN SCHILD DES FORSCHUNGSREAKTORS SEIBERSDORF

RELEASE MEASUREMENTS, RELEASE FROM REGULATORY CONTROL AND INACTIVE REMOVAL OF THE HEAVY CONCRETE FROM THE BIOLOGICAL SHIELD OF THE SEIBERSDORF RESEARCH REACTOR

F. Meyer[1)], F. Steger[1)], M. Djuricic[1)], E. Metzker[1)], Ch. Lechner[1)], J. Feichtinger[2)]

[1)]Nuclear Engineering Seibersdorf GmbH (NES), 2444 Seibersdorf
[2)]Austrian Research Centers GmbH (ARC), 2444 Seibersdorf

Zusammenfassung
Der ASTRA-Reaktor im Forschungszentrum Seibersdorf wurde nach 38 Jahren erfolgreichem Betrieb am 31. Juli 1999 endgültig abgeschaltet und damit war die Entscheidung zur Stilllegung und zum Rückbau des Reaktors gefallen. Neben anderen Anlagenteilen wurde der Biologische Schild aus Barytbeton abgebaut. Als Abbaumethode wurde ein „blockweiser" Abtrag ausgewählt und angewandt. Da bei den oberen Teilen des Biologischen Schilds keine Aktivierung erwartet werden konnte, wurden diese Teile nur mittels ISOCS (In-Situ Object Counting System) gammaspektrometrisch freigemessen und entsorgt. Danach wurde der untere, neutronenaktivierte Teil mit der gleichen Schneidetechnik abgetragen, mechanisch zerkleinert und die Bewehrungseisen daraus entfernt. Der Betonbruch wurde gut durchmischt, in Standard-200-Liter-Fässer eingefüllt, mittels der Fassfreimessanlage RADOS freigemessen und entsorgt. Nicht freigebbare Teile wurden ins Abfalllager NES verbracht.

Summary
The ASTRA reactor in the Research Centre Seibersdorf was switched off finally on 31 July 1999 after 38 years successful operation and thus the decommissioning and dismantling of the reactor was decided. Apart from other system parts the biological shield, made of barite concrete was dismantled. As a dismantling and/or deconstruct method „a block-by-block" removal was selected and used. Because on the upper parts of the biological shield no activation could be expected, these parts were free-measured only gammaspectrometrically using ISOCS (in-Situ Object Counting system) and disposed. Afterwards the lower, neutron-activated part was removed with the same cut technology as the upper part, mechanically reduced and the reinforcing irons removed. The broken heavy concrete was filled into Standard-200-Liter-barrels, was free-measured by the measuring system RADOS and disposed. Not released parts were taken to the interim storage facility of NES.

Schlüsselwörter: Forschungsreaktor, Barytbeton, Biologischer Schild, Freimessen, Freigabe, Entsorgung
Keywords: Research Reactor, Heavy Concrete, Biological Shield, Release Measurements, Release from regulatory Control, Inactive Removal

1. Einleitung

Nach Abschaltung des Reaktors am 31. Juli 1999 wurden noch im Rahmen der Nachbetriebsphase und mit der bestehenden Betriebsbewilligung die Brennelemente aus dem

Reaktorkern entfernt und in die USA abtransportiert, die Bestrahlungs- und Experimentiereinrichtungen im Reaktorgebäude zerlegt und ins Abfalllager NES entsorgt sowie Teile des Sekundärsystems und der inaktiven Wasserhilfskreisläufe aus der Anlage entfernt. Alle diese Einrichtungen und Bauteile wurden auf Kontamination überprüft und nach Feststellung von Oberflächenkontaminationen und nach Bestimmung des Nuklidvektors und der Aktivitätskonzentrationen unter Heranziehung der Freigabewerte der AllgStrSchV, Tabelle 1 einer Freigabekategorie zur Entsorgung zugeordnet. War keine Freigabe möglich wurden diese Teile in das Zwischenlager NES verbracht. Unter der Stilllegungsbewilligung [1] war der wichtigste Teil der Stilllegung wohl der Abbau, die Freimessung und Entsorgung des Reaktorblocks und da der Abbau des Biologischen Schilds.

2. Abbau des Biologischen Schilds aus Barytbeton

2.1 Zerlegemethode

Von NES wurde bei der Verhandlung zur Umweltverträglichkeitsprüfung als primäre Abbau- bzw. Zerlegemethode ein durch Betonschneidetechnik in mehreren Schnittebenen (Abb. 1) durchzuführender „blockweiser“ Abtrag vorgeschlagen, der auch von der Behörde in der Stilllegungsbewilligung akzeptiert wurde. Für die beim Abbau anfallenden Arbeiten wurde in der Hauptsache betriebseigenes Personal eingesetzt, während für die reinen Betonschneide- und Betonzerlegearbeiten eine auswärtige Firma herangezogen wurde, die große Erfahrungen in der Betonschneidetechnik vorweisen konnte.

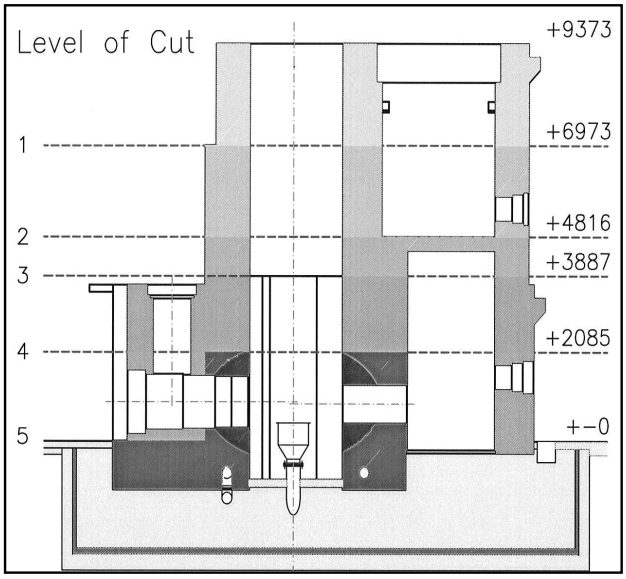


Abb. 1: Biologischer Schild, Lage der Schnittebenen (schwarz: stark aktivierte Zone)

2.2 Abbau des oberen, nicht aktivierten Biologischen Schilds (Schnittebene 1 – 4)

Mittels einer Kreissäge wurde zuerst die Obergeschossdecke zerschnitten und die Teile in die Freimesshalle transportiert. Der obere Teil des von der Obergeschossdecke und anderen Aufbauten befreiten, 1 – 2 m dicken Biologischen Schilds (mit Rohrleitungen an der Innenseite) wurde mittels einer Diamant-Seilsäge schichtweise zuerst von oben nach unten (vertikal) durchgesägt. Nachdem die Schnitte vertikal bis zu den vorgesehenen Tiefen angebracht waren, wurde in dieser Tiefe ein Rundumschnitt gemacht, sodass die so entstandenen Blöcke

frei lagen und einzeln manipulierbar wurden. Abb. 2 links zeigt die oberste, erste Schnittebene des Biologischer Schilds mit Abtransport eines Blockes aus dieser Schnittebene und Abb. 3 rechts den Biologischen Schild, der bereits bis zur Schnittebene 4 abgetragen wurde. Die Betonblöcke wurden mit dem Rundlaufkran mittels Klebeanker in das Erdgeschoss gehoben und in die Freimesshalle transportiert. Auf diese Weise wurden die 4 nicht aktivierten Schnittebenen abgebaut.

Abb. 2: Abbau der Schnittebene 1 (mit Abtransport eines Blockes) und Schnittebene 3

2.3 Abbau des unteren, aktivierten Biologischen Schilds (Schnittebene 5 und Fundament)

Nach Beendigung der Schneidearbeiten in den oberen 4 Schnittebenen und Abtransport der Blöcke wurde der untere, 2 m dicke, neutronenaktivierte und an der Poolinnenseite stark radioaktive Teil des Biologischer Schilds mit der gleichen Schneidetechnik abgetragen.
Bevor diese Schneidearbeiten begannen, wurden zur Bestimmung der „Aktivitätslineale“, d.h. zur Feststellung der horizontalen und vertikalen Aktivitätskonzentrationsverteilung (Bq/g) im Schild Kernbohrungen durchgeführt.

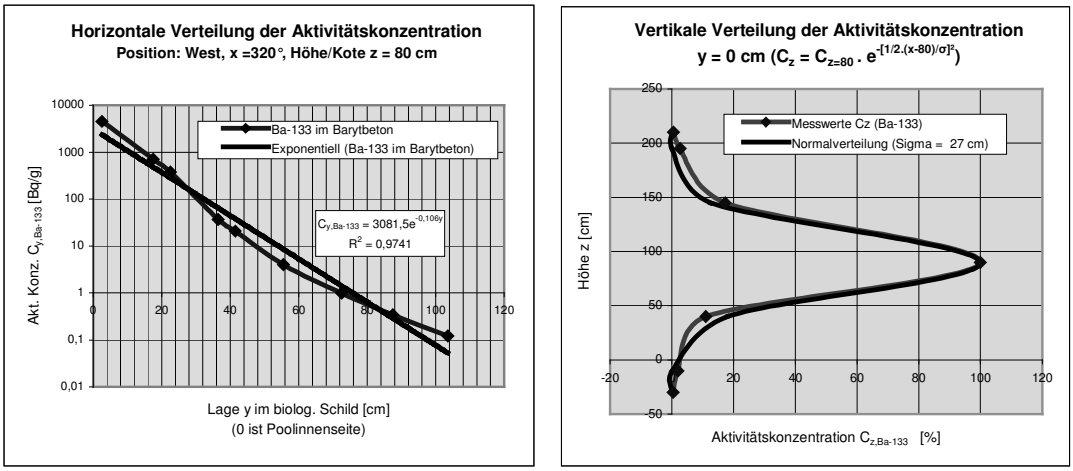
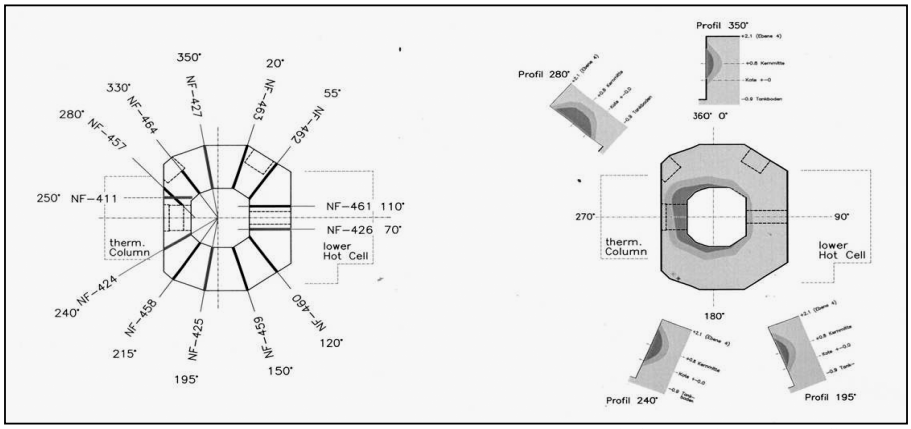


Abb. 3: Horizontale und vertikale Verteilung von Ba-133 im Biologischen Schild

Die bei diesen Kernbohrungen mit unterschiedlichen Anfangswerten der Aktivitäts-konzentration an der Poolinnenseite so gefundenen exponentiell abfallenden Verteilungen (Abb. 3 links) unterschieden sich in den Exponenten nicht gravierend voneinander, sodass ein

Mittelwert der Exponenten bestimmt werden konnte, mit dem nach Messung des Anfangswertes der Aktivitätskonzentration innen an der Poolwand annähernd der horizontale Verlauf der Aktivitätskonzentration von diesem Punkt aus nach außen berechnet werden konnte. Durch vertikale Beprobung an der Innenseite des Pools wurde die Aktivitätskonzentrationsverteilung in vertikaler Richtung bestimmt (Abb. 3 rechts), wobei das Maximum der Aktivitätskonzentration erwartungsgemäß etwa auf der Höhe der Mitte der Brennelementzone (Reaktorkern) gefunden wurde. Diese Verteilungen konnte annähernd durch eine Normalverteilung beschrieben werden. Auch hier hat es sich gezeigt, dass die Exponenten der Verteilungen in der Umgebung des Reaktorkerns an der Innenwand des Pool nicht stark voneinander differierten, sodass wieder ein Mittelwert der Exponenten bestimmt werden konnte, mit dem nach Messung z.B. der Aktivitätskonzentrationen in Höhe der Mitte der Brennelementzone die senkrechten Verteilungen der Aktivitätskonzentrationen an der gesamten Innenseite der Wand näherungsweise angegeben werden konnten.



Horizontale Probenpositionen

Tiefen- und Höhenprofile mit dazugehörigen Aktivierungsniveaus

Abb. 4: Aktivitätskonzentrationsverteilung im Barytbeton des biologischen Schilds
dunkelgrau: aktivierter Beton – keine Freigabe (Zwischenlager NES)
grau: aktivierter Beton – eingeschränkte Freigabe (Restmassendeponie)
hellgrau: Nicht oder leicht aktivierter Beton – uneingeschränkte Freigabe (Baurestmassendeponie)

Damit und mit Hilfe des für den Barytbeton bestimmten Nuklidvektors und der jeweiligen Freigabewerte der AllgStrSchV Tabelle 1 konnten die Bereiche im unteren Teil des Biologischen Schilds abgeschätzt werden, die uneingeschränkt, eingeschränkt bzw. nicht freigegeben werden könnten (Abb.4), was allerdings noch durch Freimessungen zu verifizieren war.

3. Freimessen, Freigabe und Entsorgung der Blöcke aus Barytbeton

3.1 Oberer, nicht aktivierter, möglicherweise kontaminierter Teil des Biologischen Schilds

Da bei all den Teilen des Ober- und Zwischengeschosses und den Blöcken der 4 Schnittebenen keine Aktivierung sondern höchstens eine durch den jahrelangen Umgang mit offenen, meist gammastrahlenden radioaktiven Stoffen entstandene Oberflächenkontamination [Bq/cm²] zu erwarten war, wurden diese Teile nur an den Oberflächen mittels ISOCS (In-Situ Object Counting System) [2] (Abb. 4) und die Rohre mittels einer Rohrmessanlage [3] freigemessen. In den meisten Fällen konnten an den Oberflächen der Geschossdecken, der

Blöcke und in den darin befindlichen Rohren keine Kontaminationen festgestellt werden. Wurden erhöhte Kontaminationen gemessen, wurden nach Bestimmung eines allfälligen Nuklidvektors diese Stellen dekontaminiert (Ab- bzw. Auswaschen, Abschleifen, Nadelhammer etc.). Diese Dekontaminationsversuche waren so erfolgreich, dass alle diese Teile den Freigabekriterien der AllgStrSchV [4] Tabelle 1, Spalte 5 entsprachen. Nach Ansuchen an die zuständige Behörde um bescheidmäßige Freigabe und nach Erhalt des Bescheids wurden diese Teile zur Entsorgung in eine Baurestmassendeponie verbracht. Die in diesen Blöcken befindlichen Bewehrungseisen waren weder aktiviert noch kontaminiert, wurden daher nicht entfernt, sondern gemeinsam mit den Blöcken entsorgt.

Abb. 5: Freimessen eines Teils der Geschossdecke und eines Betonblocks mittels ISOCS

3.2 Unterer, an der Außenseite des Biologischen Schilds gering aktivierter Teil

Nach dem Herausschneiden der durch die Kernbohrungen als geringer aktiviert festgestellten und damit nach der AllgStrSchV Spalte 6 bzw. 10 freizugebenden Barytbetonteile, wurden diese mechanisch zerkleinert, die Bewehrungseisen daraus entfernt und der Betonbruch gut durchmischt.

Abb.: 6: „RADOS-Fassfreimessanlage

Der Barytbetonschotter wurde in 200-L-Fässer eingefüllt und mittels der RADOS-Fassfreimessanlage [5] freigemessen (Abb. 6). Der Inhalt der Fässer wurde dann, je nach Freigabeentscheidung zum Abtransport in die jeweilige Deponie (Baurestmassendeponie, Restmassendeponie) in verschiedene dafür vorgesehene Transportcontainer geleert. Zur Kontrolle dieser Freigabemessungen war ein von der Behörde eingesetzter Gutachter anwesend, der bescheid-

konform etwa 5% des so freigegebenen Materials nochmals nachprüfte. Zur endgültigen Freigabe und zur Verbringung in eine entsprechende Deponie wurde unter Beibringung aller Unterlagen (Messprotokolle, Gutachteraufzeichnungen) an die Behörde ein Ansuchen gestellt und das Material nach Genehmigung der Freigabe [6] in die jeweilige Deponie entsorgt.

3.3 Unterer, an der Innenseite des Biologischen Schilds stark aktivierter Teil

Die Betonteile samt der Bewehrungseisen aus dem unteren, an der Innenseite des Pools stark aktivierten Teil des Biologischen Schilds (Abb. 7, links), die nicht nach der AllgStrSchV Anlage 1 Tabelle 1 Spalte 10 freigegeben werden konnten (25 Tonnen), wurden zerkleinert, in sogenannte „Konradbehälter“ (spezielle Behälter zur Lagerung hochradioaktiver Abfälle, Abb. 7, rechts) eingefüllt und ins Abfallzwischenlager NES verbracht.

Abb.: 7: Stark aktivierter, nicht freizugebender Teil der untersten Schnittebene (links) und aktivierte Betonteile in einem „Konradbehälter“ (rechts)

4. Literatur

[1] Amt der N.Ö. Landesregierung, Bescheid RU4-U-078/047
Stilllegung des ASTRA- Reaktors (2003.04)

[2] Feichtinger, J.: Freimessung des biologischen Schilds des ASTRA-Reaktors Seibersdorf mittels ISOCS: Report ARCS, (2003.11)

[3] Steger, F., E. Urbanich: Rohrmessapparatur: Arbeitsanweisung NF-FE-AA 15 (2004.12)

[4] Österreichische Strahlenschutzverordnung (AllgStrSchV)
BGBl. II Nr. 191/2006

[5] Steger, F.: Freimessen von Betonbruch durch die Fassmessanlage RADOS: Arbeits-anweisung NF-FE-AA-14, (2004.11)

[6] Amt der N.Ö. Landesregierung: Freigabebescheide, ausgestellt chargenweise in den Jahren 2003 bis 2005je nach Abbaufortschritt.

FREIMESSEN UND FREIGABE DES REAKTORGEBÄUDES DES FORSCHUNGSREAKTORS SEIBERSDORF

RELEASE MEASUREMENTS AND RELEASE FROM REGULATORY CONTROL OF THE BUILDING CONTAINING THE SEIBERSDORF RESEARCH REACTOR

R. Steininger, M. Djuricic, F. Meyer, F. Steger

Nuclear Engineering Seibersdorf GmbH (NES), 2444 Seibersdorf

Zusammenfassung
Nach 38-jährigem sicheren Betrieb wurde der 10 MW ASTRA-Forschungsreaktor Seibersdorf im Jahr 1999 abgeschaltet. Unmittelbar danach wurde mit dem Abbau begonnen, der im Jahr 2006 abgeschlossen war. Der Forschungsreaktor war in einem zylindrischen Gebäude (Reaktorgebäude, Reaktorhalle) mit 26 m Durchmesser und 22,5 m Höhe untergebracht, das als Sicherheitshülle (Containment) konzipiert war und das für weitere uneingeschränkte Verwendung freigemessen werden sollte. Da keine Neutronenaktivierung des Gebäudes zu erwarten war, konnten sich die Freimessungen nur auf Kontaminationsmessungen der durch den jahrelangen Umgang mit offenen radioaktiven Stoffen eventuell oberflächenkontaminierten Teile des Gebäudes (Wände, Fußböden, Decken und Kranaufbauten) beschränken. Nach der Freimessung wurde bei der Behörde um Freigabe angesucht und nach Einlangen des Freigabebescheids das Gebäude freigegeben und aus dem Strahlenschutzrecht entlassen. Das freigegebene leere Reaktorgebäude soll in ein Transferlager für nicht radioaktive Materialien umgewandelt werden.

Summary
After 38-year safe operation the 10 MW ASTRA Research Reactor Seibersdorf was switched off in the year 1999. Shortly after the dismantling began and were finalized in the year 2006. The research reactor was housed in a cylindrical building (reactor building, reactor hall) with 26 m diameter and 22.5 m height, which were conceived as reactor containment and which should be free-measured for unlimited applications. Because no neutron activation of the building was expected, the free measurements were confined only of contamination measurements of the building (walls, floors, covers and crane superstructures), which was possibly surface-contaminated by handling for many years with radioactive substances. After free-measurements an application for release of the building was filed at the authorities. After arrival of the release answer the reactor containment was cleared and released from the radiation protection law. The released empty reactor building should be reorganized into a transfer storage of non radioactive material.

Schlüsselwörter: *Reaktorgebäude, Freimessung, Freigabe, Freigabewerte*
Keywords: *Reactor building, Release measurements, Release from Regulatory Control, Clearance-values*

1. EINLEITUNG

Nach 38 jährigem sicheren Betrieb des 10 MW Forschungsreaktors in Seibersdorf (Abb. 1) wurde nach Beschlussfassung der Stilllegung und der Dekommissionierung im Jahr 1999 der

Abbau des Reaktors begonnen und Ende 2006 abgeschlossen [1]. Das leere und von allen Aufbauten (Zwischengeschosse, Rundlaufkran, Reaktorwarte, Lüftungssysteme, Experimentiereinrichtungen etc.) und dem Reaktorblock (Biologischer Schild, Heiße Zellen, Thermische Säule) befreite Reaktorgebäude soll in ein Transferlager für nicht radioaktive Stoffe umgewandelt werden.

Abb. 1: Reaktorgebäude mit Aluminiumhülle

Für den Umbau und den anschließenden Weiterbetrieb als Transferlager ist eine uneingeschränkte Freigabe des Reaktorgebäudes und Entlassung aus dem Strahlenschutzrecht notwendig (Einhaltung der Freigabewerte der AllgStrSchV [2], Tabelle 1, Spalte 5).
Zu diesem Zweck waren innerhalb des Reaktorgebäudes Freigabemessungen durchzuführen. Da auf Grund der Abschirmung durch den Reaktorblock und durch das Poolwasser während des Betriebes keine Neutronenaktivierung des Gebäudes stattfinden konnte, aber durch jahrelangem Umgang mit offenen radioaktiven Stoffen bzw. durch den Abbau des Reaktorblocks entstandene radioaktive Verunreinigungen höchstens Oberflächenkontaminationen an Gebäudeteilen zu erwarten waren, waren für die Freimessung und Freigabe auch nur Kontrollmessungen an den Oberflächen des Gebäudes (Wände, Fußböden, Decken und Kranaufbauten) durchzuführen.

2. DURCHFÜHRUNG DER MESSUNGEN

2.1 Auswahl des Messverfahrens

Die zur Verfügung stehende in-situ Methode der gammaspektrometrischen, nuklidspezifischen direkten Bewertung mittels ISOCS [3] erwies sich bei genauerer Analyse als zu zeitaufwändig. Um Ergebnisse mit der geforderten Nachweisgrenze unterhalb der Freigabewerte zu erzielen, hätten Messzeiten von etwa 1000 s/m^2 eingehalten werden müssen, was einer theoretischen Gesamtmesszeit von etwa 700 Stunden für die 2500 m^2 Gesamtfläche entsprochen hätte. Auf Grund der bekannten und verlässlichen Nuklidvektoren innerhalb des Reaktorgebäudes wurden daher nicht nuklidspezifische Verfahren evaluiert, wobei ein direktes Verfahren d.h. Messungen mittels eines auf den jeweiligen Nuklidvektor kalibrierten

Kontaminationsdetektors (Beta-Gamma-Großflächen-Detektor - BERTHOLD LB165 [4]) einerseits und andererseits ein indirektes Verfahren, (Wischtests) angewandt wurde. Um Kontaminationen unter den geforderten Freigabewerten mittels dieser Messmethoden bestimmen zu können wurde mit Hilfe der (gerätespezifischen) Ansprechvermögen der Radionuklide der festgestellten Nuklidvektoren sowohl die Kalibrierfaktoren als auch mittels des mittleren Geräteleerwertes in Messposition die Nachweisgrenzen und die Mindestmesszeiten dafür berechnet. Die Bewertung von 1 m^2 konnte damit innerhalb von etwa 50 Sekunden erfolgen, womit die theoretische Gesamtmesszeit der vorgegebenen Fläche auf vergleichsweise 35 Stunden reduziert werden konnte.

2.2 Unterteilung der Wand- und Bodenflächen zur Messung (Messraster)

Folgende Innenflächen des ASTRA-Reaktorgebäudes wurden in Einzelflächen (Messraster) eingeteilt und von Juni bis Oktober 2006 auf Kontaminationsfreiheit überprüft:

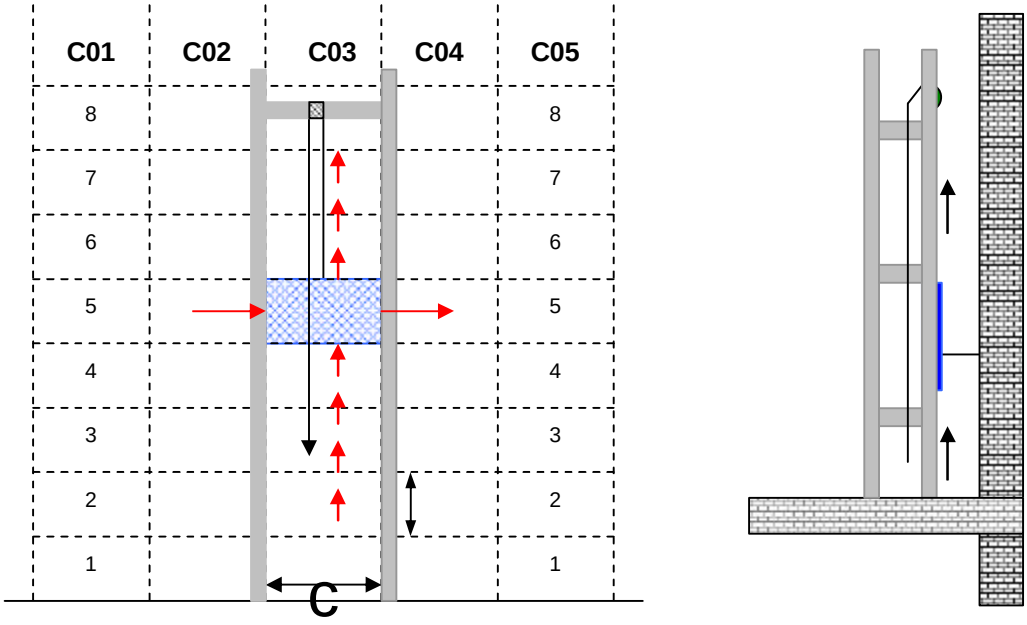


Abb. 2: Messraster Wand des Reaktorgebäudes, Messvorrichtung

- Die gesamten Wandflächen des Erdgeschosses bis zum Beginn der Decke (Abb. 2)
- Der gesamte Fußbodenbereich - Obergeschoss, oberes Zwischengeschoss, Zwischengeschoss, Erdgeschoss und Stiegenhaus (Abb. 3)
- Die Wandflächen des oberen Zwischengeschosses
- Die Wandflächen des Zwischengeschosses
- Die Wandflächen des Stiegenhauses
- Das Obergeschoss bis zu einer Höhe von 3m
- Das Obergeschoss > 3m, Kranaufbauten und die Reaktorkuppel wurden durch Wischprobennahme statistisch bewertet

An Stellen, wo ein Zugriff mittels Großflächenkontaminationsdetektor nur schwer möglich war (Nischen, Kanten, Stiegengeländer) wurden die Messungen mittels Handkontamaten oder Wischproben durchgeführt. Die Messvorrichtung für die Kontaminationsmessung der Wandflächen bestand aus dem Messgerüst und einem über eine Seilrolle (Seilzug) höhenverstellbaren Stahlrahmen in dem der Detektor aufgehängt war. Die Messungen am Boden erfolgten in Radiusrichtung ausgehend von der Reaktoraußenwand.

Zur systematischen Ausmessung wurden die Wand- bzw. die Bodenfläche in einzelne Messflächen (entsprechend der aktiven Detektorfläche des Kontaminationsdetektors) aufgeteilt und schrittweise ausgemessen.

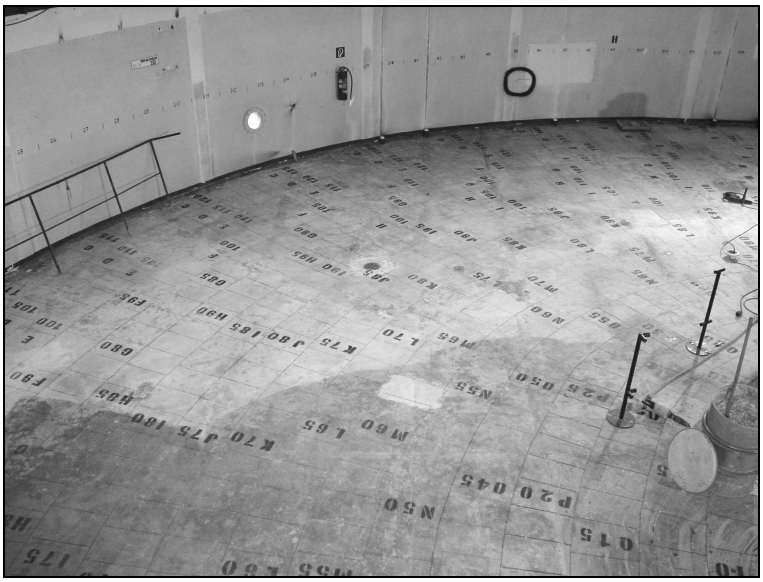


Abb. 3: Messraster Boden des Reaktorgebäudes

3. MESSERGEBNISSE

In Abb. 4 sind die Messergebnisse eines Abschnittes des Messrasters der Wand in Abhängigkeit der gemessenen Bruttoimpulsrate (s^{-1}) dargestellt, die dann nach Abzug des Leerwertes mittels der Kalibrierfaktoren in Aktivitätskonzentrationen (Bq/cm²) umgerechnet und mit den Freigabewerten der AllgStrSchV Tabelle 1, Spalte 5 verglichen wurden.

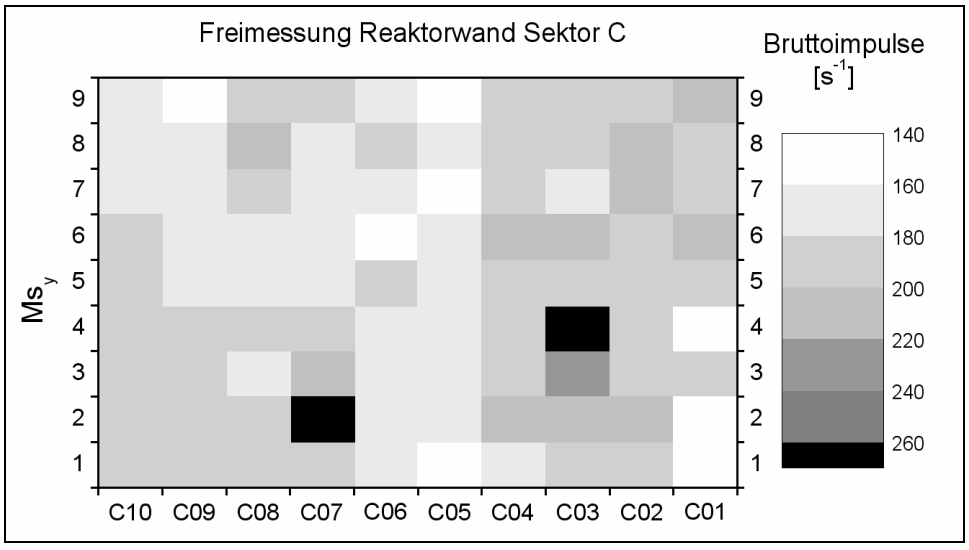


Abb. 4: Messergebnisse eines Abschnittes des Messrasters der Wand Sektor C (s^{-1})

Tabelle 1 unten zeigt die Ergebnisse (Anzahl der Messungen, gemessene Flächen und Anzahl der gefundenen Kontaminationen). Bei Kontaminationen wurden nichtabtragende Dekontaminationsverfahren (Zellstoff und Lösungsmittel, Wascharbeiten mit Tensiden und Bürsten)

und abtragende Dekontaminationsverfahren (Nadelhammer, Industriestaubsauger) mit gutem Erfolg angewandt, alle Kontaminationen konnten beseitigt werden.

	Anzahl der Messungen		Messfläche		Anzahl der Oberflächenkontaminationen	
					abwischbare Aktivität an der Oberfläche	fixierte Aktivität in den Oberflächenschichten
Obergeschoss	Bodenbereich	1070	Bodenbereich	216 m²	2	2
	Wandbereich	1440	Wandbereich	290 m²	4	7
		2510		**506 m²**	**6**	**9**
oberes Zwischengeschoss	Bodenbereich	600	Bodenbereich	121 m²	0	0
	Wandbereich	782	Wandbereich	158 m²	20	0
		1382		**279 m²**	**20**	**0**
Zwischengeschoss	Bodenbereich	1236	Bodenbereich	249 m²	0	5
	Wandbereich	2398	Wandbereich	483 m²	9	14
		3634		**732 m²**	**9**	**19**
Erdgeschoss	Bodenbereich	2300	Bodenbereich	464 m²	0	66
	Wandbereich	1537	Wandbereich	310 m²	0	17
		3837		**774 m²**	**0**	**83**
Stiegenhaus	Bodenbereich	436	Bodenbereich	88 m²	0	0
	Wandbereich	581	Wandbereich	117 m²	4	0
		1017		**205 m²**	**4**	**0**

Anzahl der Messungen im Reaktorcontainment	Gesamtmessfläche Reaktorcontainment	Gesamtanzahl der Oberflächenkontaminationen
12380	**2496 m²**	**150 (~1,2 %)**

Tabelle 1: Ergebnisse der Kontaminationsmessungen im Reaktorgebäude

4. FREIGABE DES REAKTORGEBÄUDES

In die Ergebnisse der Freimessung wurden vom Gutachter Einsicht genommen und etwa 5% der Einzelmessungen nochmals verifiziert. Eine Zusammenstellung der Messungen und die Stellungnahme des Gutachters wurden im Antrag zur Gebäudefreigabe an die N.Ö.-Landesregierung weitergeleitet. Mit Bescheid [5] wurde die uneingeschränkte Freigabe der Oberflächen des Reaktorgebäudes zum Abbruch nach Tabelle 1, Spalte 5 der österreichischen AllgStrSchV bestätigt. Abbildung 5 zeigt das leere, freigemessene, freigegebene und neu adaptierte Reaktorgebäude.

Abbildung 5: Freigemessenes, freigegebenes und neu adaptiertes Reaktorgebäude

5. LITERATUR

[1] Meyer, F., F. Steger: Dekommissionierung des ASTRA-Forschungsreaktors Seibersdorf Stilllegung, Beschreibung, Abbau und Strahlenschutz,
STRAHLENSCHUTZ aktuell 42 (2) /2008 Teil 1:Beschreibung

[2] Österreichische Strahlenschutzverordnung (AllgStrSchV) BGBl. II Nr. 191/2006

[3] In Situ Gamma Spectrometry with ISOCS: (In-Situ Object Counting System)
Canberra Industries, 800 Research Parkway, Meridan, CT 06450 USA

[4] LB 165, Floor Monitor (Beta-Gamma)
BERTHOLD TECHNOLOGIES GmbH & Co. KG,
Calmbacher Str. 22, D-75323 Bad Wildbad / Germany

[5] Amt der N.Ö. Landesregierung, Bescheid RU4-U-78/099 (29.08.2007)

AUSBREITUNGSBERECHNUNG VERBRENNUNGSANLAGE BEI NUCLEAR ENGINEERING SEIBERSDORF

ATMOSPHERIC DISPERSION MODELING OF THE INCINERATOR AT NUCLEAR ENGINEERING SEIBERSDORF

B. Wellens[1)]

[1)]Nuclear Engineering Seibersdorf, Österreich

Zusammenfassung
Abgasemissionen aus einer Kernanlage unterliegen gesetzlichen Limits. In der Strahlenschutzverordnung 1972 wurden diese durch HZK (Höchst zulässige Konzentrationen) vorgegeben. Seit der AllgStrSchV 2006 werden vom Gesetzgeber lediglich noch Richtwerte (Anlage 12) angegeben, die in der Praxis allerdings für manche Nuklide schwierig einzuhalten sind. Primäres Ziel dieser Richtwerte ist die Dosisbelastung für Einzelpersonen der Bevölkerung („Immission") niedriger als 0,3 mSv/y zu halten.
Dieses Paper zeigt mittels einer Ausbreitungsberechnung, dass im Falle der Verbrennungsanlage in der NES (Nuclear Engineering Seibersdorf) die Dosisbelastung für Einzelpersonen der Bevölkerung auch bei erheblich höheren Abgasaktivitätskonzentrationen unter 0,3 mSv/y bleibt. Es werden auch für die am häufigsten vorkommenden Nuklide Abgaskonzentrationen berechnet, bei denen die Dosislimits für Einzelpersonen der Bevölkerung eingehalten werden.
Die verwendete Software für die Ausbreitungsberechnung ist AUSTAL2000, entwickelt im Auftrag des deutschen Bundesministeriums für Umwelt (BMU).

Summary
Air releases from nuclear facilities are limited by legal constraints. In the Austrian 1972 radioprotection decree, these limits were called „HZK", maximum allowed concentrations. The new 2006 radioprotection decree only mentions „guidance values", compliance with which appears to be difficult for some radionuclides in real operational conditions. Primary goal of these „guidance values", is to keep the effective dose, to which the general population is exposed („immission"), below 0,3 mSv/y.
This paper shows, via an atmospheric dispersion model, that this dose limit can be met, even when significantly higher concentrations are released through the ventilation stack of the incinerator at NES (Nuclear Engineering Seibersdorf). Through this model, some release concentrations for the most relevant radionuclides were calculated, such that the dose limit of 0,3 mSv/y is still met.
The software used to calculate the atmospheric dispersion is called „AUSTAL2000", developed on request of the German Ministry for Environment.

Schlüsselwörter: *Ausbreitung, Abgaskonzentrationen, Dosisbelastung*
Keywords: *atmospheric dispersion, release concentrations, dose impact*

1. Einleitung

Die Verbrennungsanlage (VA) bei Nuclear Engineering Seibersdorf (NES) [1] dient der Verbrennung von brennbaren radioaktiven Abfällen.
Die 1972 AllgStrSchV hat HZK (Höchst Zugelassene Konzentrationen) vorgegeben, die im Abgas der VA eingehalten wurden.

Seit der neuen Fassung der AllgStrSchV 2006, besteht nur noch die Auflage, die Dosisbelastung aus dem Umgang mit radioaktiven Stoffen (die medizinische Belastung ausgenommen) für Einzelpersonen der Bevölkerung kleiner als 0,3 mSv pro Jahr zu halten.
Der Gesetzgeber hat in Anlage 12 der AllgStrSchV eine Tabelle mit Richtwerten für die Abgaskonzentrationen aufgenommen, wo bei deren Einhaltung davon ausgegangen werden kann, daß die Dosisbelastung für eine Einzelperson der Bevölkerung kleiner als 0,3 mSv pro Jahr beträgt. Diese Richtwerte sind unter konservativen Hypothesen berechnet worden (8760 Stunden Aufenthaltszeit pro Jahr an der Mündung des Kamins, hoher Atemdurchsatz, maximale Dosiskoeffizienten, usw.). Manche von diesen Richtwerten können durch die Verbrennungsanlage nicht immer eingehalten werden [2].
Daraus folgend ist der Bedarf entstanden, die tatsächliche Aktivitätskonzentrationen in der Luft, denen die Einzelpersonen der Bevölkerung ausgesetzt sind, zu berechnen um nachweisen zu können, daß diese keiner Dosisbelastung größer als 0,3 mSv pro Jahr ausgesetzt sind.

2. VERWENDETE SOFTWARE UND HYPOTHESEN

2.1 Software

Das verwendete Softwarepaket ist „AUSTAL2000“ [3]. Dieses Paket wurde im Rahmen der TALuft (Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft) [5] entwickelt.
Das Programmsystem AUSTAL2000 berechnet die Ausbreitung von Schadstoffen und Geruchsstoffen in der Atmosphäre. Es ist eine Umsetzung des Anhang 3 der TA Luft [5]. Das dem Programm zu Grunde liegende Modell ist in der Richtlinie VDI 3945 Blatt 3 beschrieben. Es ist im Grunde genommen ein Ausbreitungsberechnungssoftwarepaket, das sich auch für unsere Ausbreitungsberechung eignet.
Weitere Details finden sich im Handbuch [4]. Bei den Hypothesen wird weiter erklärt, welche Inputparameter wichtig sind und bei der Sensitivitätsanalyse wird nachgegangen, welchen Einfluss die unterschiedlichen Parameter auf das Endergebnis haben.

2.2 Hypothesen

Im Handbuch [4] werden eine Reihe an Inputparameter und einstellbaren Hypothesen aufgelistet. Hier werden nur die relevanten besprochen:

1. Quelle steht auf einem relativen Koordinat (0,0) und wird als Punktquelle betrachtet;
2. Kaminhöhe 35 m;
3. Die Maschenweite des Rechennetzes wird automatisch mit der Kaminhöhe gleichgestellt (35 m in diesem Fall);
4. Höhe des Monitorpunktes (wo die Konzentration berechnet wird) ist 1,5 m;
5. Abgaben werden als Gas simuliert, da der Staubanteil laut Staubmessungen sehr gering ist. Deswegen wird **nur die Konzentration berechnet und keine Deposition**;
6. Abgabesatz 100 kg/h, aleatorische Zahl
7. Koordinaten in UTM System, VA Kamin wurde auf u_x 612410 m und u_y 5314530 m gestellt (Bundesmeldenetz BMN)
8. Gebäude wurden nicht berücksichtigt. Das Rauhigkeitskataster wurde mit der AUSTAL2000 Software mitgeliefert (Ergebnis für Seibersdorf z_0=0,20 m)

Es wurden nachstehenden Sensitivitätsanalysen durchgeführt (Tab. 1):

1. Szenario 1: Master-Szenario mit BE Bedingungen und stabiler Wetterlage:

- Stabilitätsklasse nach Turner 4 (die 6 Turner Stabilitätsklassen sind: instabil - leicht instabil - neutral - leicht stabil - mäßig stabil - stark stabil)
- Klug/Manier Klasse (KM) 3
- Windgeschwindigkeit 0 kts (Windrichtung 300°)
- Gas NO_x
- Wärmestrom 0 MW
- Austrittsgeschwindigkeit 0 m/s

2. Szenario 2: wie Szenario 1, Gas = SO_2
3. Szenario 3: wie Szenario 1, KM = 1
4. Szenario 4: wie Szenario 1, KM = 6
5. Szenario 5: wie Szenario 1, WG = 0 kts
6. Szenario 6: wie Szenario 1, WG = 20 kts
7. Szenario 7: wie Szenario 1, WG = 40 kts
8. Szenario 8: wie Szenario 1, Turner = 0
9. Szenario 9: wie Szenario 1, Turner = 9
10. Szenario 10: wie Szenario 1, Wärmestrom = 0,2 MW
11. Szenario 11: wie Szenario 1, Austrittsgeschwindigkeit = 8,33 m/s (entspricht dem Volumen¬strom des Kamins über den Durchmesser)
12. Szenario 12: wie Szenario 1, Durchmesser der Quelle = 1,1 m (entspricht dem realen Durchmesser – Masterszenario wurde mit einer Punktquelle modelliert)

Schlussfolgerungen aus der Sensitivitätsanalyse:

- Die Art des Gases ist nicht von Bedeutung (NO_x oder SO_2).
- Die Turner Stabilitätsklasse wird durch die Software nicht verwendet.
- Mit zunehmender Unstabilität (Szenario 4, KM = 6) werden die Höchstkonzentrationen (HK) kleiner, der Aufpunkt kommt allerdings näher an der Quelle. Dieses Effekt lässt sich durch die wellenförmige Abgasfahne, die näher an der Quelle und stärker verdünnt auf den Boden trifft, erklären.
- Wenn die Windgeschwindigkeit sehr klein wird (Szenario 5, WG = 0 m/s), werden die HK-Unsicherheiten dementsprechend größer. Der Aufpunkt ist nicht zuverlässig zu berechnen.
- Bei höheren Windgeschwindigkeiten (Szenarien 6 und 7, WG = 20 bzw. 40 kts) verringern sich die HK-Werte wegen der höheren Verdünnung aufgrund der höheren Windgeschwindigkeiten.
- Ein Wärmestrom (Szenario 10) steigert die Überhöhung und reduziert die HK in geringen Maß. Der Wärmestrom von 0,2 MW entspricht der tatsächlichen Wärmeleistung des Ofens.
- Die Austrittsgeschwindigkeit (Szenario 11) macht keinen Unterschied, die zusätzliche Überhöhung ist bei der geringen Austrittsgeschwindigkeit vernachlässigbar.
- Der Durchmesser (Szenario 12) der Quelle macht keinen Unterschied, was im Vergleich zu den Entfernungen des Aufpunktes (mehrere hundert Meter) zu erwarten ist.

Das Masterszenario, das als konservatives Szenario anzusehen ist, liefert eine HK von 682,8 µg/m³, was einen Verdünnungsfaktor von 2 E-04 (errechnet aus 3 E+04 m³/h, 100 kg/h und 682,8 µg/m³ HK) ergibt. Eine Zusammenstellung der unterschiedlichen untersuchten Szenarien und der daraus resultierenden Ergebnisse findet sich in Tabelle 1.

Tab. 1: Szenarien der Sensitivitätsanalyse

	Turner	KM	WG (kts)	Gas	Wärme-strom (MW)	Austritts-geschwin digkeit v_q (m/s)	Durch-messer Quelle d_q (m)	HK Unsich erheit	HK x-Ko-ordinat (m)	HK y-Ko-ordinat (m)	Höchst-konzen-tration HK (µg/m³)
Szenario 1 – Master	**4**	**3**	**7**	**NO_x**	**0**	**0**	**0**	**3,8%**	**438**	**-263**	**682,8**
Szenario 2	4	3	7	SO_2	0	0	0	3,8%	438	-263	682,8
Szenario 3	4	1	7	NO_x	0	0	0	3,8%	438	-263	682,8
Szenario 4	4	6	7	NO_x	0	0	0	4,5%	158	-88	452,7
Szenario 5	4	3	0	NO_x	0	0	0	10,6%	-18	543	512,5
Szenario 6	4	3	20	NO_x	0	0	0	3,8%	438	-263	238,3
Szenario 7	4	3	40	NO_x	0	0	0	3,9%	438	-263	118,7
Szenario 8	0	3	7	NO_x	0	0	0	3,8%	438	-263	682,8
Szenario 9	9	3	7	NO_x	0	0	0	3,8%	438	-263	682,8
Szenario 10	4	3	7	NO_x	0,2	0	0	5,3%	613	-403	409,3
Szenario 11	4	3	7	NO_x	0	8,33	0	3,8%	438	-263	682,8
Szenario 12	4	3	7	NO_x	0	0	1,1	3,8%	438	-263	682,8

2.3 Berechnung mit realistischen Wetterdaten

Bei der Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik (ZAMG) wurden die für den Standort Seibersdorf relevanten meteorologischen Daten angefordert und in die Inputdatei der Austal2000 Software eingegeben. Es handelt sich hier um eine Häufigkeitsstatistik der folgenden Parameter:

- Windrichtung und Windgeschwindigkeit
- Stabilitätsklasse

Mit diesen meteorologischen Daten wurde die Masterdatei aus der Sensitivitätsanalyse (bis auf die Wetterdaten) durch die Software mit den in Tabelle 2 dargestellten Ergebnissen durchgerechnet.

Tab. 2: Übersicht Rechenergebnisse mit realistischen Wetterdaten

	Wetter-stabilität Klug Manier	WG (kts)	Wärme-strom (MW)	Höchstkonzen-tration HK (µg/m³)	HK Unsicherheit	HK x-Koordinat (m)	HK y-Koordinat (m)	Abgabe (kg/h)
Master	3	7	0	682,8	3,8%	438	-263	100
realistische Wetterdaten	Variabel	Variabel	0	67,4	0,8%	263	-263	100

Kurz bedeuten diese Ergebnisse, daß aus den Berechnungen mit realistischen Wetterdaten ein Verdünnungsfaktor von 2 E-05 (gleiche Annahmen wie oben beim Masterszenario) vom Abgabepunkt bis zum Aufpunkt herauskommt. Diese HK wird in SO Richtung erreicht, was aufgrund des überwiegenden NW-Windes am Standort konsistent erscheint. Eine zweite Hauptwindrichtung ist SSO, was bei konstanter Abgabe einen weiteren Aufpunkt mit niedrigeren Aktivitätskonzentrationen in NNW Richtung ergibt. Eine graphische Darstellung der berechneten HK findet sich in Abbildung 1.

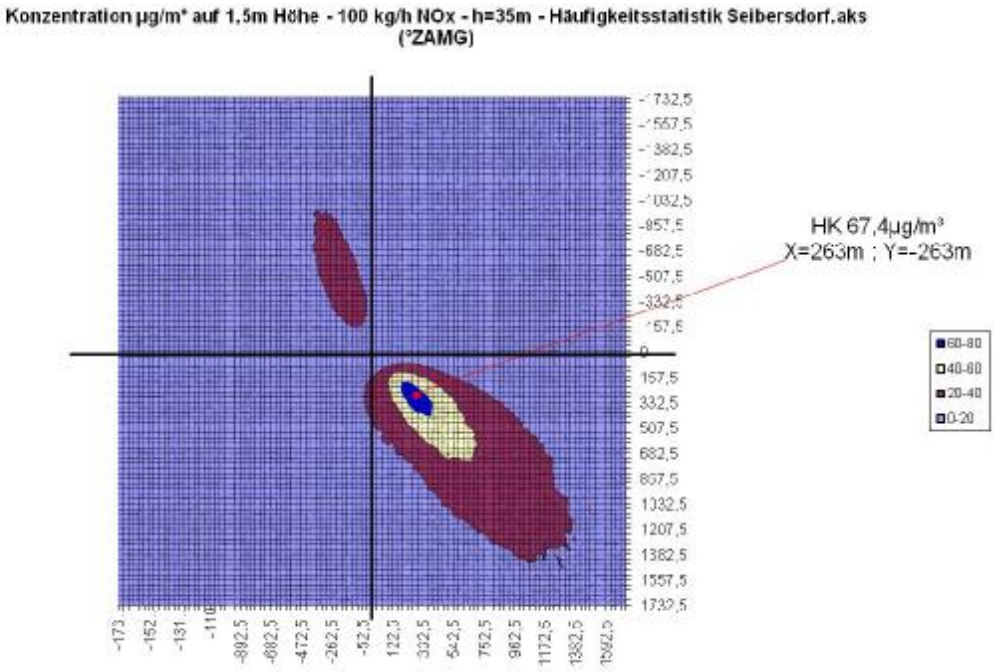


Abb. 1: Konzentration auf 1,5 m Höhe mit realistischen Wetterdaten

Der strahlenschutztechnische Einfluss dieser Berechnungen ist in der Sicherheitsanalyse der VA [1] beschrieben. Aus Gründen der Vollständigkeit wird hier die Tabelle (Tab. 3) aus der Sicherheitsanalyse übernommen.
Von der Seite der Immission kann der Dosisgrenzwert von 0,3 mSv/y für Einzelpersonen der Bevölkerung herangezogen werden. Unter folgenden Annahmen würde diese Dosis zu den Abgabegrenzwerten in Tab. 3 führen:

- Szenario: konservativ (siehe oben), also Verdünnung 2 E-04
- Aufenthaltszeit 8760 Stunden pro Jahr
- Dosiskoeffizient: höchster in seiner Kategorie (konservativ)
- Sicherheitsfaktor 10

Tab. 3: Zugelassenen Aktivitätskonzentrationen für 0,3 mSv/y am Aufpunkt

Nuklid	Dosis-koeffizient (Sv/Bq)	Zugelassene Aktivitäts-konzentration (Bq/m³) ohne Sicherheitsfaktor	Zugelassene Aktivitäts-konzentration (Bq/m³) mit Sicherheitsfaktor
H-3	1,20E-09	6,97E+06	6,97E+05
C-14	1,90E-08	4,40E+05	4,40E+04
Co-60	9,20E-08	9,09E+04	9,09E+03
Cs-137	1,10E-07	7,60E+04	7,60E+03
Pu-239	2,00E-04	4,18E+01	4,18E+00
Am-241	1,80E-04	4,64E+01	4,64E+00

Für Nuklidgemische gilt der Punkt C in der Anlage 12 der AllgStrSchV 2006:
„…ist die Summe der Quotienten aus den vorhandenen Aktivitäten und den jeweiligen in Tabelle 1 festgelegten Werten zu bilden. Die Richtwerte werden eingehalten, wenn diese Summe den Wert 1 nicht überschreitet."

Die mathematische Formel lautet:

$$\sum_i \frac{C_i}{R_i} \leq 1 \qquad (1)$$

wobei C_i die Konzentration (Bq/m³) und R_i den Richtwert (Bq/m³) darstellen.

Alle Berechnungen aus der Sensitivitätsanalyse, sowie auch jene mit den realistischen Wetterdaten, sind in einer Winrar-Datei [6] archiviert.

3. Literaturverzeichnis

[1] B. Wellens: Sicherheitsanalyse Verbrennungsanlage, 2008

[2] A. Vesely: Abgasaktivitätskonzentrationen VA, 2008

[3] Austal2000 Software, Webseite www.austal2000.de

[4] Austal2000 V 2.3.6 Handbuch, Ingenieurbüro Janicke

[5] Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft (Deutsches Bundesministerium für Umwelt BMU)

[6] Berechnungen Ausbreitungsberechnung VA.rar

AUTOMATISIERUNG DER NUKLIDTRENNUNG FÜR ALPHA- UND BETA-BESTIMMUNG IN GESÄTTIGEN SALZLÖSUNGEN

AUTOMATISATION OF NUCLIDE SEPARATION FOR ALPHA- AND BETA-DETERMINATION IN SATURATED SALT SOLUTIONS

M. Burow, R. Flucht, P. Hill, P. Ostapczuk, P. Zoriy, M. Zoriy, R. Lennartz

Sicherheit und Strahlenschutz, Betrieblicher Strahlenschutz, Forschungszentrum Jülich, D-52425 Jülich, Deutschland
m.burow@fz-juelich.de

Zusammenfassung

Gesättigte Salzlösungen stellen einige Herausforderungen für den Analytiker dar. Kleine Temperaturänderungen führen zur Ausfällung an Salz, welches nur sehr schwer wieder löslich ist. Neben eventuellen Verlusten an Nukliden durch die Kristallbildung ist die chemische Ausbeute das größte Problem. Um die Reproduzierbarkeit der chemischen Trennung zu verbessern wurde ein automatisches System, basierend auf der Anlage AutoTrace® *SPE Workstation (DIONEX Softron GmbH, Germering, Deutschland) entwickelt. Mit Hilfe dieser Anlage ist es möglich in den gesättigten Salzlösungen durch Anwendung von unterschiedlichen Eluenten und Ionenaustauschern folgende Elemente zu trennen: U, Th, Am, Pu, Tc und Sr.*

Die Automatisierung ermöglicht einen größeren Durchsatz an Proben und reduziert den Chemikalienverbrauch. Durch den Einsatz von größeren Probenmengen können die erreichbaren Nachweisgrenzen reduziert werden (die Trennungszeit steigt). Es wurden solche Parameter, wie Fließgeschwindigkeit, Lösungszusammensetzung und Eluentenkonzentration untersucht. Als sehr wichtig hat sich die Einstellung der Wertigkeit von einzelnen Nukliden gezeigt. Durch die Verdünnung der Salzlösungen (1:1) mit Wasser vor der Trennung wurden Probleme mit dem Ausfällen und mit der chemischen Ausbeute minimalisiert.

Summary

Analysis of saturated salt solutions by various analytical techniques is, usually, difficult. Small temperature changes could induce a precipitation of salts, which are not easy to solve again. Besides the possible lost of nuclides due to the precipitation, the chemical recovery could be also a severe problem because of multitude of steps included in separation procedure. To increase the reproducibility of chemical recovery an automatic system based on AutoTrace® SPE Workstation (DIONEX Softron GmbH, Germering, Deutschland) was developed. Using this system it was possible in automated way to separate the nuclide of interest (e.g. U, Th, Am, Pu, Tc and Sr) in saturated salt solutions by means of ion exchanger. In addition, proposed automated system made it possible to increase the number of analyzed samples per working day as well as to reduce the amount of chemicals used.

In the present work the different experimental parameters (e.g. flow rate, solution content, solution concentration, ect) for of developed automated arrangement were tested. Due to the increasing of the sample volume it was possible to improve the detection limit of overall analytical procedure (however, the time needed for separation in such case was increased). It was also found, that the dilution of analyzed saturated salt solutions (1:1) with water before the separation steps, minimizes the problems with precipitation and chemical recovery.

Schlüsselwörter :*Uran, Americium ,Plutonium, Technetium ,Strontium, Salzlösungen, automatisierte Nuklidtrennung*
Keywords : uranium, americium, plutonium, technetium, strontium, salt solution, automaticly nuklide separation

1. Einleitung

Mit der Entwicklung von Industrie, Forschung und Medizin kamen zu den natürlichen Strahlenquellen viele künstlich erzeugte Strahlenquellen hinzu. Für die Überwachung von beruflich strahlenexponierter Personen, aber auch der Bevölkerung und der Umwelt, die durch externe Strahlung wie Atomwaffentests [1], Kernkraftunfälle [2] oder Waffen mit abgereichertem Uran [3] kontaminiert werden können, ist die Bestimmung von radiotoxische Elementen [4] und der Isotopenverhältnisse nach möglicherer Inkorperation erforderlich [5]. Insbesondere die Bestimmung von langlebigen Radionukliden wie Th, U, Pu, Am und ihrer Isotope sind von großer Bedeutung, zum einen um durch die natürliche oder künstliche Isotopen-Zusammensetzung die Kontaminationquelle bewerten zu können. Zum anderen ist es wichtig, durch schnelle und präzise Inkorperationsmessungen, insbesondere in Urin und Stuhl, die potenziellen gesundheitlichen Auswirkungen bei beruflich strahlenexponierter Personen z.B. militärisches Personal [6] oder Personen an NORM-Arbeitsplätzen [7] (Naturally Occurring Radioactive Materials) ermittelt werden.

Studien von Plutoniumuntersuchungen in Menschen [8] deuten darauf hin, dass die erwartete Pu-Konzentration im menschlichen Körper über 10^{-14} g g^{-1} liegt, so dass die Bestimmung von Plutonium sehr wichtig ist, um mögliche Kontaminationen schnell feststellen zu können.

Die am häufigsten verwendeten radioanalytischen Methoden zur Bestimmung der Isotope von Aktiniden sind die α- bzw. β-Spektrometrie und die Flüssigszintillation [9].
Auch der Einsatz der induktiv gekoppelten Plasma-Massenspektrometrie hat sich in den letzten Jahrzehnten als eine interessante Messmethode herausgestellt. [10].

Die Analyse von gesättigten Salzlösungen (Körperflüssigkeiten, Urin-, Abfall-Proben usw.) mit Hilfe dieser analytischen Techniken ist in der Regel sehr schwierig. Kleine Temperatur-Veränderungen können zu Ausfällungen der Salze führen, die sich in der Regel wieder schwer lösen. Auch Materialien mit sehr geringen Aktinidkonzentrationen wie z. B. in Urin stellt eine Harausforderung für den Analytiker dar.

Eine sorgfältige Probenvorbereitung und eine chemische Abtrennung der zu analysierten Aktinide von der salzhaltigen Matrix ist daher unumgänglich und von großer Relevanz. Der Einsatz von Ionenaustausch- und Extraktions-Chromatographie sind geeignete Methoden, die Interferenzen zu beseitigen. Durch Zugabe von internen Standards kann die chemische Ausbeute kontrolliert werden. Eine Anreicherung von Aktiniden ist ebenfalls sinnvoll, um gute Ergebnisse zu erzielen.

2. Material und Probenvorbereitung

Jeweils 100 ml gesättigte Salzlösungen werden mit den entsprechenden internen Standards versetzt, filtriert, mit Salpetersäure auf pH~4 eingestellt und auf einen Kationaustauscher aufgetragen. Die Schwermetalle werden in Form ihrer Kationen vom Austauscher gebunden.

Durch diese Vorbehandlung werden störenden Anionen und Kationen der Alkali- und Erdalkaligruppen schon von der Matrix abgetrennt. Die auf dem Austauscher verbleibenden Nuklide U, Pu und Am werden bei einem pH~1 mit 2 M HNO_3 eluiert.

Die Elutionslösungen werden dem AutoTrace® zur automatischen Trennung der zu bestimmenden Nuklide zugeführt.

2.1 Chemikalien und Lösungen

HNO_3 konz. sb, Merck
Selektivaustauscher Lewatit TP207
TRU Resin, Eichrom
U/TEVA-Resin, Eichrom
HNO_3 2 M
HCl 0,025 M
HCl 4 M
HCl 6 M
NH_4-Oxalat 0,05 M
Interne Standards: U-232 (~38,6 MBq), Pu-242 (~78 mBq), Am-243 (~23 mBq)

2.2 Trennungssystem AutoTrace

AutoTrace® SPE Workstation (DIONEX Softron GmbH, Germering, Deutschland)

Abb.1: AutoTrace® Workstation

Die AutoTrace Arbeitsstation ermöglicht Extraktionen mit großen Festphasenvolumen. Eine Vielzahl von Säulen unterschiedlichster Volumina (1 ml, 3 ml, 6 ml, 8 ml) und Materialien (PP, Quarzglas) können eingesetzt werden.

Automatisierte Funktionen sind:
- Konditionierung der Säule
- Laden der Probe auf die Säule
- Spülen und Trocknen der Säule
- Eluieren der Nuklide

Mit Hilfe der Software des AutoTrace kann der Anwender Methoden erstellen und die für die Automatisierung notwendigen Parameter festzulegen. Die Parameter werden auf einer Diskette gespeichert. Die AutoTrace Workstation ist von einem PC-System unabhängig. Das Programm des jeweiligen Trennungsverfahren, gespeichert auf Diskette, wird bei Einlegen der Diskette automatisch geladen.

Es können bis zu 6 Probenlösungen und 5 Wasch- bzw. Elutionslösungen gleichzeitig eingesetzt werden.

In der folgenden Abbildung 2 ist schematisch das Belegen der mit verschiedenen Resins gefüllten Säulen durch Proben- bzw. Wasch- oder Elutionslösungen dargestellt:

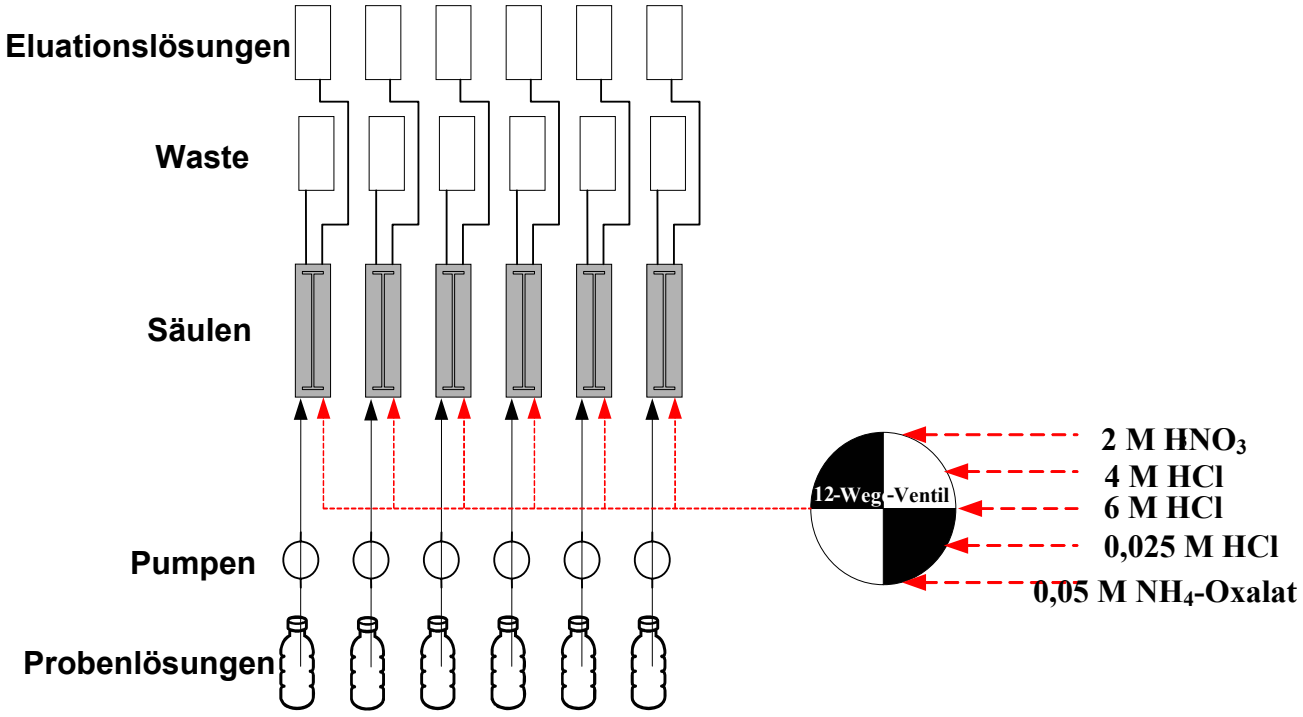


Abb. 2: *Fließschema der Hauptkomponenten und Verbindungen des AutoTrace®*

3. Ergebnisse und Zusammenfassung

Es wurden etwa 30 gesättigte Salzlösungen analysiert. Die ermittelten Aktivitäten von Americium und Plutonium lagen im Durchschnitt unter $5x10^{-3}$ Bq, bei Uran bei ~10^{-1} Bq und Sr-90 unter 10^{-2} Bq. Die Isotopenverhältnisse $^{234}U/^{238}U$ und $^{235}U/^{238}U$ waren natürlichen Ursprungs.
In Tab. 1 sind einige Ergebnisse von Am, Pu und Sr gemessen mit Hilfe der α- bzw. β-Spektrometrie, sowie in Tab. 2 U-Aktivitäten und Isotopenverhältnisse im Methodenvergleich analysiert mit der α-Spektrometrie und der induktiv gekoppelten Massenspektrometrie (ICP-MS) zusammengefasst.

Proben-Nr.	^{241}Am Bq/L	^{238}Pu Bq/L	$^{239/240}$Pu Bq/L	^{90}Sr Bq/L
1	< 1.9E-03	< 6.2E-03	< 3.0E-03	< 3.7E-02
2	< 5.2E-03	< 6.9E-03	< 3.6E-03	< 3.6E-02
3	< 3.5E-03	< 6.9E-03	< 6.1E-03	< 2.8E-02
4	< 2.7E-03	< 1.9E-03	< 9.3E-04	< 3.3E-02

Tab. 1: Aktivitäten ^{241}Am, ^{238}Pu,$^{239/240}$Pu und ^{90}Sr in gesättigten Salzlösungen

Proben-Nr.	^{238}U Bq/L α-Spektrometrie	^{238}U Bq/L ICP-MS	$^{234U/238}$U	$^{235U/238}$U
1	1.6E-01	2.0E-01	1.0	0.05
2	8.5E-02	1.0E-01	1.1	0.04
3	8.9E-02	6.5E-02	0.9	0.05
4	2.7E-03	5.5E-03	1.3	0.05

Tab. 2: Aktivitäten ^{238}U und Isotopenverhältnisse in gesättigten Salzlösungen im Methodenvergleich α-Spektrometrie und ICP-MS

Die Einführung des automatischen Trennungssystems in die Routineanalytik führte zu sehr guten Ergebnissen. Die Gewährleistung von immer gleich ablaufenden Trennungsvorgängen der zu bestimmenden Nuklide Am, Pu, U und Sr durch konstante Fließgeschwindigkeit und gleich bleibenden Volumina an Wasch- und Elutionslösungen konnten höhere chemische Ausbeuten des eingesetzten Tracers (z.B. U ~90%, Sr 70-80%) erzielt werden. Die Reproduzierbarkeit der Ausbeuten bei Wiederholungsanalysen lagen unter 10%.

Es wurden gute Übereinstimmungen bei Bestimmungen von Uranisotope mit Hilfe zweier unterschiedlicher Analysenmethoden α-Spektrometrie und induktiv gekoppelte Massenspektrometrie- erzielt. Die Isotopenverhältnisse ^{234}U/^{238}U und ^{235}U/^{238}U deuteten auf ein natürliches Verhältnis hin.

Ein weiterer Vorteil der Automatisierung ist die Einsparung von Chemikalien, z.B. wurde für der Strontium-Analytik keine rauchende Salpetersäure mehr benötigt. Außerdem ist der Kontakt des Analytikers zu den für die Trennungen benötigten Chemikalien auf ein Minimum reduziert, wodurch das Gefährdungspotenzial verringert wurde.

4. Literaturverzeichnis

[1] E. Hrnecek, L. Aldave, L. Heras, M. Betti. Application of microprecipitation on membrane filters for Alpha Spectrometry, liquid scintillation counting and Mass Spectrometric determination of plutonium isotopes. *Radiochimica Acta* **2002**, 90, 721-725.

[2] S. F. Boulyga, M. V. Zoriy, M. E. Ketterer, J. S. Becker. Depth profiling of Pu, 241Am and 137Cs in soils from southern Belarus measured by ICP-MS and alaf c spectrometry. *Journal of Environmental Monitoring* **2003**, 5, 661-666.

[3] Identification of Health Risks in Workers Staying and Working on the Terrains Contaminated with depleted uranium *Journal Of Radiation Research* **2009**, 50 (3), 213-222.

[4] R. Pietrzak, H. Doty, C. FInfrock, A. Moorthy, E. Kaplan, K. Thind: Albuquergue, NM, USA, 1998.

[5] J. S. Becker. State-of-the-art and progress in precise and accurate isotope ratio measurement by ICP-MS and LA-ICP-MS. *Journal of Analytical Atomic Spectrometry* **2002**, 17, 1172-1185.

[6] K. G. W. Inn, D. McCurdy, L. Kuruvilla, B. N.M., R. Pietrzak, E. Kaplan, W. Inkret, W. Efurd, D. Rokop, D. Lewis, P. Gautier, R. T. Bell. Intercomparison study of inductively coupled plasma mass spectrometry, thermal ionization mass spectrometry and fission track analysis of mu Bq quantities of Pu-239 in synthetic urine. *Journal of Radioanalyrical and Nuclear Chemistry* **2001**, 249, 121-131.

[7] Dorsey CD , Engelhardt SM, Squibb KS, McDiarmid MA, Biological Monitoring for depleted uranium Exposure in US Veterans. Environmental Health Perspectives **2009**, 117(3), 953-956.

[8] N. Baglan, C. Cossonnet, P. Pitet, D. Cavadore, L. Exmelin, P. Berard. On the use of ICP-MS for measuring plutonium in urine. *Journal of Radioanalyrical and Nuclear Chemistry* **2000**, 243, 397-401.

[9] Eikenberg J , Jaggi M, Beer H, Ruthi M, Zumsteg I. Separation techniques for low-level determination of actinidesin soil sampes, Applied Radiation And Isotopes **2009**, 67(5), 776-780.

[10] Becker JS, Burow M, Zoriy MV, Pickhardt C, Ostapczuk P, Hille R. Determination of uranium and thorium at trace and ultratrace levels in urine by laser ablation Icp-Ms Atomic Spectroscopy **2004**, 25(5), 197-202.

[11] Zoriy MV, Pickhardt C, Ostapczuk P, Hille R, Becker JS Determination of Pu in urine at ultratrace level by sector field inductively coupled plasma mass spectrometry. *Internation Journal of Mass Spectrometry* **2004**, 232 (3), 217-224.

MONTE-CARLO-SIMULATIONSRECHNUNGEN ZUR AKTIVITÄTS-BESTIMMUNG DES MESSGUTES IN FREIMESSANLAGEN ZUR OPTIMIERUNG DER MESSGENAUIGKEIT

MONTE-CARLO-SIMULATION FOR MEASURING THE RADIOACTIVITY OF WASTE MATERIAL TO OPTIMIZE THE ACCURACY OF MEASUREMENT

J. Weggen, S. Simiæ, J. Breckow

Institut für Medizinische Physik und Strahlenschutz (IMPS), Fachhochschule Gießen-Friedberg

Zusammenfassung

Beim Rückbau von Kernkraftwerken fallen große Mengen an Reststoffen an, welche potentiell kontaminiert sind und vor Entlassung aus dem Atomgesetzt auf ihre Aktivität geprüft werden müssen. Um einen möglichst hohen Massendurchsatz zu erzielen, werden in der Praxis Freimessanlagen eingesetzt, welche nach dem Prinzip der Gesamt-Gamma Aktivitätsmessung arbeiten. Die Kalibrierung einer solchen Anlage stellt einen erheblichen Aufwand dar. Zudem kommen in der Praxis Abschätzungen zur Anwendung, die zu mehrfach und übertrieben unrealistischen Konservativitäts- und worst-case-Szenarien hinsichtlich der Aktivitätsbestimmungen führen. In diesem Beitrag wird eine Möglichkeit dargestellt, über ein computergestütztes Verfahren die Geometriekalibrierung einer Freimessanlage simulativ durchzuführen. Die Software EGSnrc arbeitet nach der Monte-Carlo Methode und simuliert den Teilchen- und Photonentransport in Materie. Mit diesem Programm wird die Absorption der Strahlungsenergie im Messgut simuliert, um Kalibrierfaktoren für Messgutgeometrien zu ermitteln. Die Simulation liefert plausible Ergebnisse. Es kann davon ausgegangen werden, dass die praktischen Kalibrierverfahren durch Simulationen ersetzt werden können. Zu einer belastbaren Bestätigung sind allerdings weitere Untersuchungen, wie beispielsweise ein Vergleich mit konventionellen Methoden notwendig.

Abstract

Associated with dismantling nuclear power plants is the production of a huge mass of radioactive waste material. This waste must be controlled in order to determine whether or not it can be released for exemption or clearance. In practise, frequently the total-gamma measuring method is used in order to get a high mass flow. To calibrate the measuring system a high operating expense is necessary. In this paper a new approach is presented, to simulate the geometry calibration with a computer program. The software EGSnrc is based on Monte-Carlo algorithm to simulate the particle and photon transport within material. By means of this program it is possible to calculate calibration factors which characterize the energy absorption of the measured material.

The results of the simulation are plausible. It should be possible to substitute the practical method by the computer simulation. Further investigation are required, e.g. the comparison with conventional calibration methods to consolidate the presented method.

QUALITÄTSSICHERUNG VON PRÜFVERFAHREN DER INKORPORATIONSÜBERWACHUNG IN JÜLICH

QUALITY ASSURANCE OF TESTING METHODS IN INCORPORATION MONITORING AT JUELICH, GERMANY

M. Froning, M. Burow, P. Hill, R. Lennartz, P. Ostapczuk, M. Schläger, M. Zoriy

Geschäftsbereich Sicherheit und Strahlenschutz, Forschungszentrum Jülich GmbH, 52425 Jülich, Deutschland

Zusammenfassung
Die systematische Qualitätssicherung (QS) und -Kontrolle von Prüfverfahren der Inkorporationsüberwachung besteht aus kontinuierlichen Maßnahmen zur internen Qualitätssicherung und zusätzlichen Maßnahmen wie z.B. laborexternen Kontrollen.
In der amtlich anerkannten Inkorporationsmessstelle Jülich werden interne und externe Qualitätssicherungs-Maßnahmen (QS-Maßnahmen) für die direkte Messung der Körperaktivität sowie mittels indirekter Bestimmung der Körperaktivität durch die radiochemische Analytik von Ausscheidungsproben durchgeführt.
Beispiele der internen und externen Qualitätssicherungs-Maßnahmen werden präsentiert und der durch die kontinuierlichen QS-Maßnahmen resultierende Verbesserungsprozess diskutiert.

Summary
The systematic quality assurance (QA) and -control of testing methods of the incorporation monitoring consists of continuous measures to the internal quality assurance and additional measures like e.g. laboratory-external controls.
At the incorporation monitoring office Jülich the quality assurance (QA) will be done for the direct measuring (whole body counter) and indirect measuring with radiochemical testing methods of excretion samples.
Examples of the internal and external quality assurance measures will be presented.

Schlüsselwörter: *Qualitätssicherung, Inkorporationsüberwachung, Prüfverfahren*
Keywords: *quality assurance, incorporation monitoring, testing methods*

1. Einleitung

Hohe Qualitätsanforderungen an Messverfahren wie auch die Absicherungen und Rückverfolgbarkeit von Prüfergebnissen erfordern eine systematische Qualitätssicherung. Eine wichtige Anforderung für behördlich bestimmte Inkorporationsmessstellen in Deutschland sind die Durchführung von Qualitätssicherung (QS) und -Kontrolle von Prüfverfahren. Entsprechend der Richtlinie für die physikalische Strahlenschutzkontrolle zur Ermittlung der Körperdosis Teil 2 [1] betreiben Inkorporationsmessstellen ein Qualitätsmanagementsystem (QMS). Ein Qualitätsmanagementsystem lenkt die Führungsaufgaben, die alle Maßnahmen zur Verbesserung der Qualität von Prüfergebnissen sicherstellt. Mit einem Qualitätsmanagementsystem sind somit Qualitätsanforderungen vorgegeben. Unter anderem weist eine Inkorporationsmessstelle durch Teilnahme an den Maßnahmen zur Qualitätssicherung gegenüber den zuständigen Behörden ihre Eignung nach.

Weiterhin weist sie durch eine Akkreditierung ihre fachliche und organisatorische Kompetenz gemäß DIN EN ISO/IEC 17025:2005 (Allgemeine Anforderungen an die Kompetenz von Prüf- und Kalibrierlaboratorien) [2] nach.
Die amtlich anerkannte Inkorporationsmessstelle in Jülich ist seit dem 07.11.2006 nach DIN ISO/IEC EN 17025:2005 für die Prüfungen in den Bereichen Inkorporationsmessungen mittels direkter Messung der Körperaktivität im Ganzkörpermesslabor und indirekte Bestimmung der Körperaktivität (radiochemische Analytik von Ausscheidungsproben) im Ausscheidungsmesslabor akkreditiert.
Die systematische Qualitätssicherung (QS) und -Kontrolle von Prüfverfahren der Inkorporationsüberwachung der amtlich anerkannten Inkorporationsmessstelle Jülich für die direkte Messung der Körperaktivität sowie für die indirekte Bestimmung der Körperaktivität durch die radiochemische Analytik von Ausscheidungsproben umfasst vielseitige Aufgaben.
Die durchzuführenden kontinuierlichen Maßnahmen zur Qualitätssicherung bestehen aus laborinternen und -externen Kontrollen.
Die in Jülich durchgeführten internen Maßnahmen der QS werden ausführlich im nachfolgenden Kapitel 2 beschrieben. Darüber hinaus wird die Qualität der Prüfergebnisse weiter gesichert, indem laborexterne Maßnahmen wahrgenommen werden, wie sie detailliert in Kapitel 3 dargestellt werden.
Die Maßnahmen zur Qualitätssicherung sind seit der Akkreditierung der Inkorporationsmessstelle in dem Qualitätsmanagementhandbuch der Messstelle und den gültigen QM-Dokumenten beschrieben.

2. Laborinterne Qualitätssicherung

Unter laborinterne Maßnahmen der QS versteht man Aktivitäten, die ohne Kontrolle von externen Sachverständigen im eigenen Laboratorium durchgeführt werden. Dies sind u. a. Funktionskontrollen von Messsystemen, regelmäßige Überprüfung von Untergrundmessungen und Energiekalibrierungen wie auch Blindwertkontrollen der eingesetzten Chemikalien. Die laborinternen Maßnahmen der QS dienen gleichzeitig als Eigenkontrolle zur verifizierenden Überprüfung des gesamten Messverfahrens. In den folgenden Kapiteln werden einige wesentliche interne Maßnahmen der QS der Messstelle Jülich erläutert.

2.1 Proben/ Probandendokumentation

Ein wesentliches Element des QS ist die Rückverfolgbarkeit. Besondere Aufmerksamkeit muss insbesondere bei der indirekten Bestimmung der Körperaktivität durch die radiochemische Analytik von Ausscheidungsproben erfolgen. Im Allgemeinen werden der Inkorporationsmessstelle Ausscheidungsproben per Versand übermittelt. Hier ist ein wesentlicher Schritt die Dokumentation des Probenlaufs entsprechend des Analyseauftrages wie

- Probeneingang (Dokumentation der Personen –und Probendaten, Überwachungsdaten)
- Kodierung der personbezogenen Daten
- Beschaffenheit der Ausscheidungsproben
- Erfassung von wesentliche Analyseschritten durch z. B. Probenlaufzettel

Tab. 1 zeigt als Aufzeichnungsbeispiel einen typischen Probenlaufzettel im radiochemischen Labor. Für die direkte Messung der Körperaktivität mittels Ganz- und Teilkörperzähler erfolgt eine Dokumentation der Personen- und Überwachungsparameter bei Probandeneingang. Ein detaillierter Probenlaufzettel ist hier nicht notwendig.

Tab. 1: typischer Probenlaufzettel im radiochemischen Labor.

Probenlaufzettel Ni in Urin					
	Eingangs-Datum:	Proben-Nr.:	Sammel-Datum		
1	Probenvorbereitung	Chemikalien	Menge	Bem.	KZ
	Ausscheidungsmenge in ml:	-			
	Ca. 300 ml Proben mit HNO_3 auf pH 1	HNO_3, 65%	30 ml		
	Nach Zugabe von Ni^{2+} erwärmen	Ni^{2+} (2 mg/ml)	1 ml		
2	Fällung				
	Zugabe von	20 % NaOH			
	Im Eiswasser abkühlen				
	Niederschlag zentrifugieren (2200 rpm)				
	Rückstand bis z. Trockenen abrauchen mit	HNO_3; H_2O_2	2 ml; 1ml		
	Rückstand lösen in	1 M HCl	10 ml		
	Zugabe von	1 M $(NH_4)_3C_6H_5O_7$	1ml		
	pH 8-9 einstellen mit	NH_3			
3	Säulenchromatografie				
	Ni Säule vorbereiten:				
	waschen (pH = 8-9)	0,2 M $(NH_4)_3C_6H_5O_7$	2 x 5 ml		
	Probelösung einstellen auf	pH = 8-9	10 ml		
	waschen	0,2 M $(NH_4)_3C_6H_5O_7$	4 x 5 ml		
	Nickel eluieren mit	3 M HNO_3	3 x 1 ml		
	Lösung in ein PE Röhrchen übertragen	H_2O	10 ml		
	Ausbeutebest. mit Ionenchromatographie		Ausbeute:		
4	LSC Messung: 6ml der Proben-Lsg. + 14 ml UltimaGold		Messdatum:		

2.2 Methodenbeschreibung von Prüfverfahren

Neben den Dokumentationen des Proben- und Probandeneingangs und der Probenbearbeitung sind detaillierte aktuelle Methodenbeschreibungen der Prüfverfahren von Wichtigkeit.
Die Durchführung, Reproduzierbarkeit, Richtigkeit und Darstellung von Messergebnissen bis hin zu den dosimetrischen Berechnungen der Körperaktivität werden dokumentiert. Kriterien wie Selektivität, Nachweisgrenze, Messunsicherheit der Prüfverfahren sind einzuhalten. Diese QS-Maßnahmen lenken und sichern die nach Norm geforderte Rückverfolgbarkeit.

2.3 Funktionskontrolle eines Messsystems

Die regelmäßigen Funktionskontrollen eines Messsystems sind weitere wesentliche QS-Maßnahmen. Sie dienen der Kontrolle und Dokumentation des technischen Gerätezustandes. Von einfach durchzuführenden Temperaturkontrollen, Überprüfung von Vakuumpumpen bis hin zu zeitlich aufwändigen regelmäßigen Überprüfung von Untergrundmessungen umfassen diese Kontrollen ein breites Spektrum erforderlich sein.
Zum Beispiel werden am Ganzkörperzähler der Messstelle Jülich zur Dokumentation der QS-Maßnahmen die Ergebnisse der täglichen Kontrollmessungen mit Referenzquellen in einer Qualitätssicherungsdatenbank gespeichert und ausgewertet. Die Qualitätssicherungsdatenbank ist in der Steuersoftware des Ganzkörperzählers integriert.

Wird eine Überschreitung der festgelegten Toleranzgrenzen eines überwachten Parameters (z. B. Impulsrate, Kanalnummer, Energieauflösung) aufgezeichnet, erfolgt eine automatische Warnung. Dagegen können kontinuierliche Verschlechterungen einzelner Parameter über einen längeren Zeitraum nur durch eine genaue Analyse der Qualitätssicherungsdatenbank festgestellt werden. Abb. 1 zeigt die grafische Darstellung einer gemessenen Scheinaktivität einer Cs-137-Prüfquelle für eine Ganzkörper-Detektoranordnung, wie sie in der Messstelle in der Routine eingesetzt wird.

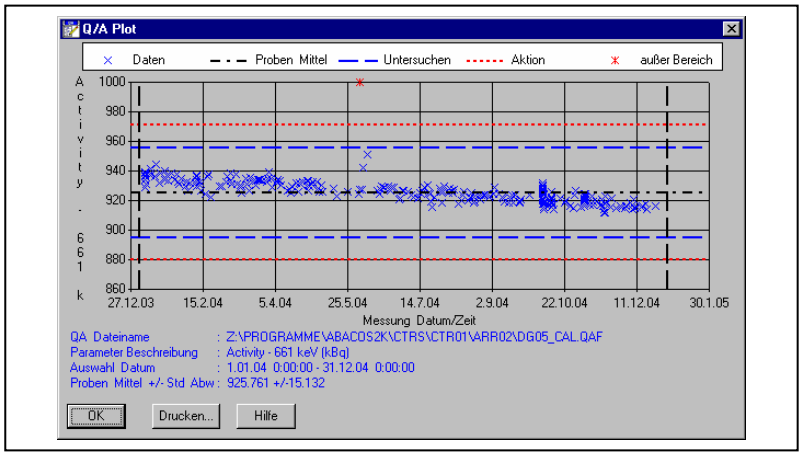


Abb. 1: Grafische Darstellung der gemessenen Scheinaktivität der Cs-137-Prüfquelle

Ein weiteres Beispiel aus dem Bereich des Radiochemischen Labors zeigt als arbeitstägliche QS-Maßnahme Untergrundmessungen einer Messkammer. Aktuelle mitgeführte Kontrollkarten können rechtzeitig einen Hinweis auf Crosskontamination und technische Defekte geben. Durchzuführende Korrekturmaßnahmen können damit umgehend eingeleitet werden. Abb. 2 zeigt die regelmäßig durchgeführten Untergrundmessungen einer Messkammer im Low-Level-beta-Messystem.

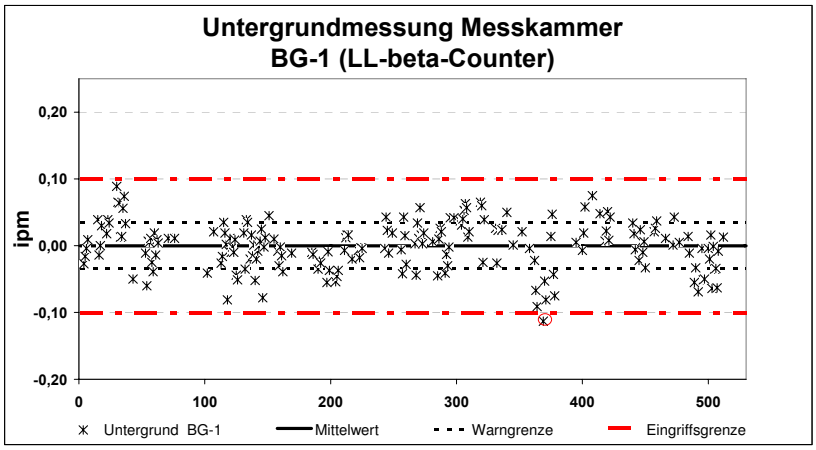


Abb. 2: Untergrundmessung der Messkammer BG-1 (LL-beta-Counter)

2.4 Verwendung von internen Standards und Referenzmaterialien

Die messtechnische Rückführung erfolgt durch Kalibrierung der Messsysteme mit zertifizierten Referenzmaterialien, Prüfquellen oder radiochemischen Tracerlösungen. In diesen Materialien sind sowohl die spezifischen Aktivitäten bekannt als auch die Messunsicherheiten angegeben. Sie lassen sich auf ein nationales bzw. internationales Normal

rückführen. Durch Verwendung von zertifizierten Referenzmaterialien, Prüfquellen oder radiochemischen Tracerlösungen können gleichzeitig regelmäßige verifizierende Überprüfungen des gesamten Messverfahrens durchgeführt werden.

2.5 Intermethodenvergleich

Eine weitere laborinterne Maßnahme der QS in der radiochemischen Analytik ist die Durchführung von internen Laborvergleichsmessungen. Die Durchführung von Laborvergleichsmessungen ist zum einen ein wesentlicher Punkt bei der Entwicklung und Validierung von Prüfverfahren. In der Messstelle Jülich werden kontinuierliche Laborvergleichsmessungen für die Bestimmung von U-234, U-235, U-238 und Th-232 mittels α-Spektrometrie und induktiv gekoppelter Massenspektrometrie (ICP-MS) durchgeführt. Abb. 3 zeigt den Intermethodenvergleich von U-238 in Stuhlaschen. Im Rahmen der Messunsicherheiten der beiden Prüfverfahren wird eine gute Übereinstimmung dokumentiert.

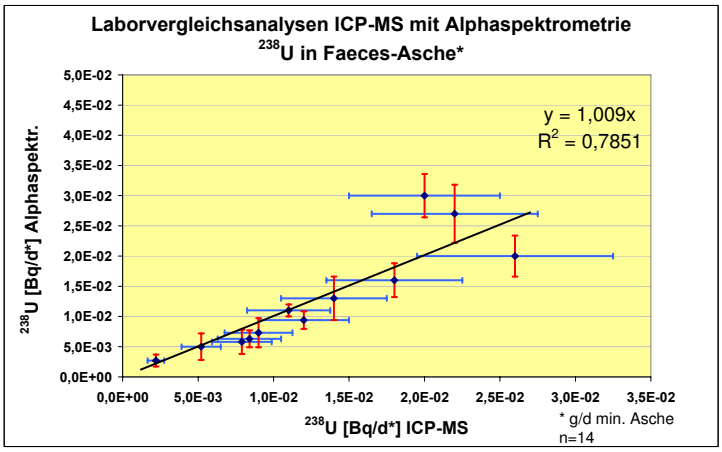


Abb. 3: Intermethodenvergleich a-Spektrometrie und ICP-MS

3. Externe Qualitätssicherung

Neben den laborinternen Maßnahmen der QS sind externe Maßnahmen erforderlich. Z. B. Feststellung von laborinternen systematischen Abweichungen durch alleinige Durchführung von laborinternen Maßnahmen kann nicht erkannt werden. Sind bei festgestellten Abweichungen dann Korrekturmaßnahmen erforderlich, ist das Ziel die Abweichungen zu beseitigen und ein Wiederauftreten zu vermeiden. Daher ist die laborexterne Maßnahme der QS durch Überprüfung durch einen externen Sachverständigen eine wesentliche Aufgabe der laborexternen QS.
Die Messstelle Jülich muss als anerkannte Inkorporationsmessstelle die Qualität von Prüfverfahren nachweisen. Dies erfolgt entsprechend der Richtlinie [1] durch erfolgreiche Teilnahme an Ringversuchen des Bundesamtes für Strahlenschutz (BfS). Die Messstelle Jülich unterhält einen mobilen Messplatz zur direkten Bestimmung der Körperaktivität. Tab. 2 zeigt die Auswertung eines BfS Ringversuches mittels Ganzkörperzähler der Messstelle Jülich. Die verifizierende Überprüfung des mobilen Messplatzes konnte durch diese laborexterne Maßnahme der QS erfolgen.
Darüber hinaus nimmt die Messstelle an weiteren laborexternen Maßnahmen der QS, insbesondere das Ausscheidungsmesslabor, teil. Dies umfasst zur Eigenkontrolle Teilnahmen an nationalen und internationalen Laborvergleichsmessungen (Tab. 3).

Tab. 2: BfS-Ringversuch 2007 mittels Ganzkörperzähler

BfS- Ringversuch „direkte Bestimmung der Körperaktivität“				
Messverfahren	Nuklid	Referenzwert	Messwert	Ein-heit
GK* (*50 kg-Phantom)*	K-40	2,8	3,39 ± 0,34	kBq
	Co-60	1,55	1,62±0,06	kBq
	Cs-137	4,45	4,71±0,14	kBq
	Ba-133	2,9	3,09±0,19	kBq
FastScan** (*50 kg-Phantom)*	Cs-137	4,54	4,27±0,14	kBq

* *GK= Ganzkörperzähler ,* ** *Fastscan= mobiler Messplatz*

Tab. 3: Nationale und internationale Laborvergleichsmessungen

Internationale Laborvergleichsmessungen					
Matrix	Nuklid	Labor HPA (UK)	Drittlabor (UK)	Messwert Jülich	Einheit
Urin (1)	Po-210	2,0E+02± 2,2E+01	2,2E+02 ± 8,0E+01	1,5E+02 ± 8,0E+00	Bq/l
Urin (2)	Po-210	2,2E+02± 3,0E+01	-	2,0E+02 ± 1,1E+01	Bq/l

4. Zusammenfassung

Die Maßnahmen zur Qualitätssicherung in einer Inkorporationsmessstelle wie Jülich, bestehend aus einem radioanalytischen Labor und einem Ganzkörpermesslabor, sind mit einem erheblichen technischen und organisatorischen Aufwand verbunden. Der enorme wirtschaftliche und zeitliche Aufwand des Aufbaus und Pflege eines Qualitätsmanagementsystem und den Maßnahmen zur Qualitätssicherung sind aber trotzdem gerechtfertigt.
Durch die kontinuierlichen Qualitätssicherungsmaßnahmen und den daraus resultierenden Prozess der kontinuierlichen Verbesserung wurden und werden zukünftig

- die Zuverlässigkeit der eingesetzten Prüfmethoden gesichert,
- der nach DIN EN ISO/ IEC 17025 geforderte Nachweis der Kompetenz an akkreditierte Prüflaboratorien nachgewiesen, sowie
- eine hohe Kundenzufriedenheit von internen und externen Auftraggebern erreicht.

In den vergangenen Jahren hat sich gezeigt, dass die Einführung eines Qualitätsmanagementsystems in der Messstelle Jülich der kontinuierlichen Entwicklung im Qualitätsbereich einen systematischen Rahmen gegeben hat.

5. Danksagung

Die Autoren danken allen Mitarbeitern der Inkorporationsmessstelle Jülich.

6. Literaturverzeichnis

[1] Richtlinie für die physikalische Strahlenschutzkontrolle zur Ermittlung der Körperdosis Teil 2: Ermittlung der Körperdosis bei innerer Strahlenexposition (Inkorporationsüberwachung)

[2] DIN EN ISO/IEC 17025:2005 (Allgemeine Anforderungen an die Kompetenz von Prüf- und Kalibrierlaboratorien)

DAS EUROPÄISCHE ALARA NETZWERK – ENTWICKLUNG, ARBEITSWEISE UND FACHLICHE SCHWERPUNKTE

THE EUROPEAN ALARA NETWORK – DEVELOPMENT, FUNCTIONING AND MAIN ACTIVITIES

A. Schmitt-Hannig (supported by the Bureau and the Steering Group of the EAN)

Bundesamt für Strahlenschutz, Fachbereich Strahlenschutz und Gesundheit, Neuherberg

Zusammenfassung

Die neuen ICRP Empfehlungen (ICRP 103) und insbesondere die vertiefte Behandlung der Optimierung in der ICRP Publikation 101, definieren die Optimierung des Strahlenschutzes als Quellen-bezogenen Prozess, der darauf abzielt, die Höhe der individuellen Expositionen, die Anzahl der exponierten Personen und die Wahrscheinlichkeit potentieller Strahlenexpositionen so niedrig wie vernünftigerweise erreichbar zu halten, auch unterhalb von Dosisrichtwerten, unter Berücksichtigung sozialer und ökonomischer Faktoren.

Die praktische Umsetzung und Weiterentwicklung des ALARA Prinzips wurde und wird in Europa seit vielen Jahren durch die erfolgreiche Zusammenarbeit von Fachleuten verschiedener europäischer Organisationen geleistet, die zuerst als Wegbereiter für das European ALARA Network (EAN) und seit einigen Jahren durch ihr Engagement in der Netzwerkarbeit selbst einen wesentlichen Anteil daran haben.

In diesem Beitrag wird über die Entwicklung, die Arbeitsweise und die derzeitigen fachlichen Schwerpunkte des European ALARA Network (EAN) in den letzten Jahren berichtet, über die erfolgreiche Wechselwirkung von Fachleuten mit unterschiedlichem Hintergrund, die auf den verschiedenen Gebieten des Strahlenschutzes mit Fachwissen und Engagement für das ALARA Prinzip eintreten und durch vernetztes Arbeiten zur Weiterentwicklung beitragen, sowie über das Zusammenspiel mit Internationalen Organisationen die das ALARA Prinzip unterstützen und in ihre Arbeitsprogramme aufgenommen haben.

Summary

The new ICRP recommendations (ICRP 103), and in particular the detailed treatment of optimisation in the ICRP Publication 101, define optimisation of protection as a source-related process aimed at keeping the likelihood of incurred exposures, the number of people exposed and the magnitude of their individual doses as low as reasonably achievable, also below constraints, taking into account economic and societal factors.

Practical implementation and further development of the ALARA principle has been achieved for many years now by the successful cooperation of experts from different European organisations; first as pioneers by establishing the European ALARA Network and then by enthusiastically supporting the activities of the network itself.

This contribution presents the evolution, operation and key activities of the European ALARA Network (EAN) in the last years; the successful cooperation of experts from different professional backgrounds, advocating the ALARA principle in a range of radiation protection areas, and contributing to its further development by trading experience and networking. The interaction between the EAN and international organisations, which support the ALARA principle by including relevant activities in their work programmes, is described.

Schlüsselwörter*: Optimierung, ALARA, Netzwerkarbeit*
Keywords*: Optimisation, ALARA, Networking*

1. Einleitung

Die moderne Formulierung des Prinzips der Optimierung des Strahlenschutzes hat seinen Ursprung in den ICRP Publikationen ICRP 22 [1] und ICRP 26 [2] und wurde in den ICRP Publikationen 37 [3] und 55 [4] vertieft behandelt. Die ICRP 60 [5] hat die Optimierung des Strahlenschutzes weiter als eines der grundlegenden Prinzipien des Strahlenschutzes festgeschrieben. Seitdem hat es eine signifikante Entwicklung in Bezug auf das Verständnis und die praktische Implementierung des Grundsatzes der Optimierung des Strahlenschutzes gegeben. Die neuen ICRP Empfehlungen, ICRP 103 [6], und insbesondere die vertiefte Behandlung der Optimierung in der ICRP Publikation 101 [7], definieren die Optimierung des Strahlenschutzes als Quellen-bezogenen Prozess, der darauf abzielt, die Höhe der individuellen Expositionen, die Anzahl der exponierten Personen und die Wahrscheinlichkeit potentieller Strahlenexpositionen so niedrig wie vernünftigerweise erreichbar zu halten auch unterhalb von Dosisschranken, unter Berücksichtigung sozialer und ökonomischer Faktoren. Dies gilt für alle Expositionssituationen. Der Optimierungsprozess wird jetzt breiter gesehen und beinhaltet individuelle Gleichheit, Sicherheitskultur und „Stakeholder Involvement“ und trägt damit der Entwicklung der modernen Gesellschaft Rechnung.

Zur Umsetzung des Grundsatzes der Optimierung des Strahlenschutzes in die Praxis leistet das **ALARA** Prinzip wertvolle Dienste. Die Bezeichnung ALARA ist ein Akronym für "***A**s **L**ow **A**s **R**easonably **A**chievable*". Sinngemäß übersetzt fordert das ALARA Prinzip, die Strahlenbelastung von Mensch und Umwelt beim Umgang mit ionisierenden Strahlen (auch unterhalb von Grenzwerten) so gering, wie mit vernünftigen Mitteln machbar, zu halten.

Der Strahlenschutz ist dann optimiert, wenn alle Maßnahmen getroffen wurden, um die Wahrscheinlichkeit von Expositionen (in Fällen in denen diese nicht mit Sicherheit erhalten werden), die Zahl der exponierten Personen und die Höhe der individuellen Dosen so niedrig zu halten, wie es unter Berücksichtigung wirtschaftlicher und gesellschaftlicher Faktoren vernünftigerweise möglich ist (ALARA Prinzip).

Die Entwicklung des ALARA Prinzips im Strahlenschutz in Europa ist eine Erfolgsgeschichte. Die Zusammenarbeit von Fachleuten verschiedener europäischer Organisationen als Wegbereiter für das **European ALARA Network (EAN)** und die Arbeit des Netzwerks selbst hat daran einen nicht unerheblichen Anteil.

2. Entwicklung und Struktur des European ALARA Network

Während der frühen Entwicklungsphase Ende der 80er und Anfang der 90er Jahre, und insbesondere durch Kontakte während der Europa-weit durchgeführten ALARA Trainingskurse, hatten sich bereits Experten mit Fachwissen und Begeisterung für das ALARA Prinzip zusammengefunden. Diese bildeten den Kern, um den herum mit der Zeit ein strukturiertes Netzwerk entstand. Die Entwicklung des Aufgabenbereichs und der Struktur des Netzwerks baute dabei eher auf die Motivation und Begeisterung einzelner Personen und weniger auf Institutionen auf. Die beteiligten Organisationen unterstützen das Engagement ihrer Fachleute durch Bereitstellung von Arbeitszeit und Reisekosten.

Das EAN wurde von 1996-2004 von der Europäischen Kommission unterstützt. Seit 2005 ist das EAN eine selbständige, unabhängige Organisation. Die Koordination des Netzwerks lag von Anfang an beim CEPN unterstützt durch das NRPB (heute HPA) und einer Gruppe von europäischen Fachleuten (EAN Steering Group mit Vertretern aus allen EAN Mitgliedsländern). Diese Vertreter sind jedoch keine „offiziellen“ Repräsentanten ihrer

Länder, sondern Fachleute, deren Teilnahme an den Sitzungen von nationalen Institutionen im Strahlenschutz, die ein großes Interesse an der Weiterentwicklung des ALARA Prinzip haben oder von anderen am ALARA Prinzip interessierten Einrichtungen oder Unternehmen unterstützt.

Tab. 1: Länder der EAN Steering Group

Belgien, Dänemark, Deutschland, Finnland, Frankreich, Griechenland, Großbritannien, Irland, Island, Italien, Kroatien, Norwegen, Niederlande, Österreich, Portugal, Slovenien, Spanien, Schweden, Schweiz, Tschechien

Die Steering Group hat im Juni 2005 einstimmig eine Kooperationsvereinbarung verabschiedet, um so die Unabhängigkeit des Netzwerkes zu sichern. Zur Zeit unterstützen Organisationen aus 14 Ländern die Koordinierungsarbeit des EAN durch finanzielle Beiträge.

Tab. 2: EAN Administrative Board 2008/2009

Chairperson:	Annemarie Schmitt-Hannig, BfS
Secretary:	Peter Shaw, HPA
Treasurer:	François Drouet, CEPN
Coordinator:	Pascal Crouail, CEPN
Members:	Steering Group (Vertreter der EAN-unterstützenden Insitutionen).

Die ursprünglichen Ziele des EAN wurden stufenweise erweitert, ähnlich wie der Wirkungsbereich des Netzwerkes, das ursprünglich nur auf die Verbesserung der Situation im Bereich der beruflichen Strahlenexposition in Industrie und Forschung gerichtet war und dann erweitert wurde auf berufliche Strahlenexpositionen im medizinischen Bereich und auf dem Gebiet der Naturally Occurring Radioactive Materials (NORM) und danach auf weitere Bereiche und andere Arten von Strahlenexpositionen, wie dies in den derzeit gültigen "Terms and Conditions (2005)" [8] festgelegt ist.

Tab. 3: EAN Ziele

- Erhaltung, Verbesserung und Weiterentwicklung der Kompetenz im Strahlenschutz, mit Schwerpunkt auf der Umsetzung des ALARA Prinzips für Strahlenexpositionen im beruflichen und medizinischen Bereich sowie für die Strahlenexposition der Bevölkerung beim Routinebetrieb und in Notfallsituationen;
- Harmonisierung der Strahlenschutzes in Bezug auf ALARA sowohl auf der Ebene der gesetzlichen Regelungen wie auch auf der betrieblichen Ebene in den Europäischen Staaten;
- Integration des in den europäischen Ländern vorhandenen Fachwissens im Strahlenschutz und effektive Zusammenarbeit der Fachleute im Bereich der Optimierung;
- Einbeziehung aller Arten von Strahlenanwendungen in den Bereichen Industrie, Forschung und Medizin, sowie Arbeiten mit natürlich vorkommenden radioaktiven Materialien (NORM);
- Behandlung von Strahlenschutzthemen, die für alle Gebiete des Strahlenschutzes gleichermaßen von Bedeutung sind, sowie von speziellen Themen.

Während der ersten Jahre nahmen hauptsächlich Strahlenschutz-Fachleute von Behörden, Forschungseinrichtungen und größeren Unternehmen an EAN Aktivitäten teil. Seit 2001 wurden auch andere Institutionen eingeladen und beteiligen sich jetzt regelmäßig an den Netzwerkaktivitäten: Vertreter der nationalen Gesellschaften für zerstörungsfreie Materialprüfung, die European Federation for Non-Destructive Testing (EFNDT), die European Federation of Radiographers Societies (EFRS), die European Society of Radiology (ESR), die European Federation of Organisations for Medical Physics (EFOMP), Vertreter der Hersteller von Geräten und Strahlenquellen, Vertreter internationaler Organisationen wie ILO, IAEA, NEA/OECD sowie der Europäischen Kommission, Vertreter von Strahlenschutz-Trainingszentren, Vertreter der NORM- und NDT-Industrie.

3. EAN Aktivitäten

3.1 ALARA Workshops

Jeder **ALARA Workshop** ist einem speziellen Themenbereich gewidmet, von dem man annimmt, dass Verbesserungen möglich sind und auch erwartet werden können. Jede dieser Veranstaltungen brachte 80-120 Fachleute aus vielen Ländern zusammen mit weitreichender persönlicher Erfahrung auf den Gebieten des Strahlenschutzes und mit ganz unterschiedlichem beruflichen Hintergrund. Der Rahmen dieser Workshops umfasst sowohl Fachvorträge als auch das Arbeiten in Arbeitsgruppen und eine Posterausstellung. Insbesondere die Arbeitsgruppen bilden ein Forum für die Diskussion aktueller Themen und die Präsentation der Diskussionsergebnisse im Plenum. Hier werden aus den Diskussionsergebnissen Empfehlungen formuliert, die sich an verschiedene Kategorien von „Stakeholder“ richten, die mit dieser speziellen Thematik befasst sind. Die Empfehlungen werden über den ALARA Newsletter und die EAN Homepage verbreitet und in nationalen Strahlenschutz-Zeitschriften veröffentlicht.

Tab. 4: ALARA Workshops

Thema	Ort und Jahr
ALARA and Decommissioning	Saclay, Frankreich, 1997
Good Radiation Practices in Industry and Research	Oxford, Großbritannien, 1998
Managing Internal Exposure	München, Deutschland, 1999
Management of Occupational Radiological and Non-radiological Risks: Lessons to be learned	Antwerpen, Belgien, 2000
Industrial Radiography: Improvements in Radiation Protection	Rom, Italien, 2001
Occupational Exposure Optimisation in the Medical and Radio-pharmaceutical Sectors	Madrid, Spain, 2002
Decommissioning and Site Remediation	Arnheim, Niederlande, 2003
Occupational Radiological Protection Control through Inspection and Self-assessment	Uppsala, Schweden, 2004
Occupational Exposure to Natural Radiation	Augsburg, Deutschland, 2005
Experience and New Developments in Implementing ALARA in Occupational, Public and Patient Exposures	Prag, Tschechien, 2006
ALARA and Waste Management	Athen, Griechenland, 2008
ALARA in Safety and Security of Radiation Sources	Wien, Österreich, 2009

3.2 ALARA Newsletter

Von Anfang an hat das EAN zweimal im Jahr den **ALARA Newsletter** publiziert (24 Ausgaben bisher, siehe unter http://www.eu-alara.net/), um so eine Verbindung herzustellen zwischen allen Fachleuten, die sich mit der Optimierung im Strahlenschutz und dem ALARA Prinzip beschäftigen. Der Newsletter wird über verschiedene Kanäle verteilt, darunter die nationalen Kontaktstellen, die Strahlenschutzverbände und die Europäische Kommission. Die ALARA Newsletter können auch von der EAN Website runtergeladen werden. Das Feedback verschiedener Quellen zeigt, dass die Newsletter mehrere tausend Fachleute und Institutionen hauptsächlich in Europa aber auch weltweit erreichen und dass die Rubrik „Lessons learned from incidents“ zu den am meisten interessierenden Informationen gehört.

3.3 EAN Website: http://www.eu-alara.net/

Die **EAN Website** erlaubt den Zugriff auf die elektronischen Versionen der 24 Newsletter und der Workshop Präsentationen, der PowerPoint-Dateien, der zusammengefassten Ergebnisse und Schlussfolgerungen, sowie auf die Empfehlungen der Workshops. Etwa 300 Personen pro Tag besuchen die EAN Website und eine große Anzahl von Dokumenten wird regelmäßig heruntergeladen: hauptsächlich Newsletter und Workshop Präsentationen. Zwischen 5 und 10 Präsentationen eines jeden Workshops wurden mehr als 400 mal runtergeladen und einige sogar mehr als 2500 mal. Die letzten Ausgaben des ALARA Newsletters wurden jeweils 2000-3000 mal runtergeladen.

3.4 Europäische Erhebungen

Im Jahr 2000 war das EAN ein etabliertes Netzwerk. Es wurde deshalb beschlossen, das EAN als Vehikel zu benutzen um **Europäische Erhebungen** zu aktuellen Themen im Strahlenschutz zu unterstützen. Die erste Erhebung hatte die Implementierung der Europäischen Grundnorm im Strahlenschutz zum Thema. Die Ergebnisse wurden im Newsletter 9 in 2001 [9] veröffentlicht, ein Up-date dieser Erhebung wurde beim ALARA Workshop 2006 in Prag präsentiert. Ein weiteres Thema war die Implementierung der EU Directive on Outside Workers (2004-2005) [10].

3.5 EAN Unternetzwerke

Die Empfehlungen der ersten Workshops identifizierten eine Reihe von Themengebieten, die einer vertieften Behandlung bedurften. Es wurde deshalb in 2001 beschlossen, eine Reihe von **Unternetzwerke**n zu gründen, in denen Themen vertieft diskutiert werden können, mit dem Ziel, Empfehlungen zu formulieren oder „Produkte“ zu entwickeln, wie z.B. ein Leitfaden oder ein Handbuch zur guten Praxis. Beispiele hierfür sind das European Radioprotection Authorities Network (ERPAN), (Start: 2005), das European ALARA Network for Naturally Occurring Radioactive Material (http://www.ean-norm.net), (Start: 2007) und das Medical ALARA Network (EMAN), (Start 2009).

4. Das EAN - eine Erfolgsgeschichte

Die Empfehlungen der ALARA Workshops haben eine Reihe von neuen europäischen Projekten initiiert, wie z.B. SMOPIE (Strategies and Methods for Optimisation for of Protection against Internal Exposures of Workers from Industrial Natural Sources) und EURAIDE (European Accident and Incident Data Exchange), an denen auch Mitglieder des EAN beteiligt waren. Einige ALARA Workshop Empfehlungen wurden bei der Formulierung der neuen ICRP Empfehlungen berücksichtigt.

Auf nationaler Ebene führte die Arbeit des EAN zu Änderungen nationaler Regelungen

und/oder Strahlenschutzvorschriften, zur Organisation spezieller Arbeitsgruppen zwischen Strahlenschutzbehörden und "Stakeholder", zur Entwicklung spezieller Überwachungsgeräte (z.B. "Sentinelle", EDF) und zur Entwicklung nationaler Datenbanken zu besonderen Vorkommnissen (z.B. RELIR).

Der Erfolg des European ALARA Network wurde auch bei einer Reihe internationaler Veranstaltungen, wie z.B. der IAEA und der IRPA. Eines der Ziele des IAEA/ILO International Action Plan on Occupational Exposure ist die Unterstützung der Bildung von ALARA Netzwerken weltweit, um so Verbesserungen für den Strahlenschutz der Beschäftigten zu erreichen. Vertreter des EAN sind in der Steering Group des IAEA/ILO Action Plan vertreten und wirken mit als technische Unterstützung und Wegbereiter bei dem von der IAEA unterstützten Aufbau und Betrieb neuer ALARA Netzwerke in Zentral- und Osteuropa (RECAN) und in der Region Südasien und Pazifik (ARAN).

5. Schlussfolgerungen

Wir haben gesehen, wie die ALARA Vorläufer-Aktivitäten und Projekte, unterstützt durch die Europäische Kommission, zur Bildung des Europäischen ALARA Netzwerkes geführt haben, wie dieses Netzwerk in den letzten 13 Jahren neue Initiativen entwickelt und Empfehlungen erarbeitet hat, wie aus dem ursprünglichen ALARA Konzept ein integraler Bestandteil der täglichen Strahlenschutzpraxis entstanden ist. Jetzt gilt es, neue Herausforderungen, z.B. in den Bereichen probabilistische Risikoabschätzungen, Sicherheit und Sicherung, Stakeholder Involvement, Umgang mit Risiken in kontaminierten Gebieten, etc. sowie die Umsetzung der ICRP Empfehlungen in die Praxis erfolgreich zu meistern. Dazu sind alle an der Optimierung des Strahlenschutzes Interessierten herzlich eingeladen.

Literatur

[1] ICRP Publication 22, "Implication of Commission Recommendations that Doses be kept as Low as Readily Achievable", Pergamon Press, Oxford, 1973

[2] ICRP Publication 26, "Recommendations of ICRP", Pergamon Press, Oxford, 1977 (reprinted with additions in 1987)

[3] ICRP Publication 37, "Cost Benefit Analysis in the optimisation of radiological protection", Pergamon press, Oxford, 1983

[4] ICRP Publication 55, "Optimisation and decision making in radiological protection", Pergamon press, Oxford, 1989

[5] ICRP Publication 60, "Recommendations of the ICRP", Pergamon press, Oxford, 1994

[6] ICRP Publication 103, "Recommendations of the ICRP", Pergamon press, Oxford, 2008

[7] ICRP Publication 101, "Assessing Dose of the Representative Person for the Purpose of Radiation Protection of the Public and the Optimisation of Radiological Protection", Pergamon press, Oxford, 2007

[8] Terms and conditions for the operation of the European ALARA Network (EAN), June 2005, Paris

[9] P. Crouäil et al : "Justification, Optimisation and Dose Limits, the Recent Evolution of national Regulations in the European Countries as of January 2001", in: European ALARA Newsletter issue 9, March 2001, Paris

[10] L. Vaillant, C. Lefaure: "Evaluation of the Outside Workers Directive Operational Implementation", CEPN NTE 06/03 Paris, February 2006

[11] "First International Conference on Occupational Radiation Protection", IAEA/ILO, Geneva, Switzerland; 26 to 30 August 2002

[12] "IAEA, ILO, WHO International Conference on National Infrastructures for Radiation Safety", 31 August, 2 September 2003, Rabat, Morocco.

PLANSPIELE IM STRAHLENSCHUTZ - AUSBILDUNGSELEMENT ODER EINSATZPLANUNG ?

TABLE-TOP TRAININGS IN RADIATION PROTECTION – EDUCATIONAL ELEMENT OR EMERGENCY PLANNING ?

A. Stolar
Seibersdorf-Laboratories / Seibersdorf Academy, 2444 Seibersdorf, Österreich

Zusammenfassung
Ausbildung spielt im Notfall-Management eine wichtige Rolle um Personen aller Führungsebenen und Organisationen auf den Ernstfall vorzubereiten. Die Aufgabe, welche Einsatzorganisationen zu bewältigen haben, basiert auf der Anwendung fundamentalen Wissens, gesammelten Know-Hows und der Kenntnis der Schnittpunkte und Fähigkeiten der beteiligten Organisationen. Eine effektive, sichere und ressourcenschonende Weise um effektive Hilfe bei Schadensfällen vorzubereiten, sind Planspiele oder „Tabletop"-Trainings. Was großen Kriegsherren schon vor Jahrhunderten zum Sieg verholfen hat, wird heutzutage vermehrt und auf gesetzlicher Basis verankert in die Notfallplanung eingebracht.

Summary
Education plays an important role in emergency management to prepare members of all levels of management for the worst case scenario. The mission that organizations have to deal with, is based on the application of fundamental knowledge, accumulated know-how and knowledge of the intersections and abilities of the participating organizations. An effective, safe and resource-saving way to get effective help in preparing disasters are table-top trainings. What great warlords helped to win centuries ago, is now increasingly anchored on a statutory basis and introduced in the emergency planning.

Schlüsselwörter: *Planspiel, Einsatzplanung, Notfall-Training*
Keywords: *table-top training, emergency planning, emergency trainings*

1. Einleitung

Unfälle im Strahlenschutz bedürfen fast immer einer Zusammenarbeit mehrerer Organisationen und Behörden. Planspiele sind eine effiziente Variante um Übungen auch räumlich getrennt an einem Modell, das auch elektronischer Natur sein kann, durchzuführen. Organisationen und Behörden können in mehreren Etappen an einem Modell üben und Führungsvorgänge durchführen, die von anderen Beteiligten bewertet werden können, ohne dass im Falle eines Fehlers Personen oder Ressourcen gefährdet werden.

2. Was sind Planspiele?

Ein Planspiel (Einsatzplanspiel) ist eine modellhafte Abbildung von Einsätzen oder einzelnen Abschnitten davon. Die Teilnehmer an einem Planspiel, meist Führungskräfte aus Behörden oder Einsatzorganisationen, übernehmen die Koordination des fiktiven Einsatzes. Sie planen und arbeiten mit anderen Beteiligten am simulierten Geschehen. Durch ihre Entscheidungen beeinflussen die Teilnehmer den gesamten Einsatzerfolg. So lernen sie die Fähigkeiten und Grenzen der eigenen und anderen beteiligten Organisationen kennen, sowie die internen und externen Faktoren, welche Einfluss auf den positiven Ausgang haben.

Planspielteilnehmer erleben semireal typische Probleme der Einsatzleitung. Sie lernen taktische Methoden und Informationsmittel einzusetzen und mit Unsicherheit bei der Entscheidungsfindung umzugehen. Zudem lernen sie Entscheidungen im Team - auch unter Zeitdruck - zu fällen.

Planspiele bieten ein hohes Maß an Wissenstransfer durch erlebte Erfahrungen, welche die Teilnehmer in ihre Praxis umsetzen können. Im Vordergrund steht das ganzheitlich vernetzte Denken und Handeln. Dabei spielen auch Teamarbeit und direkte Auseinandersetzung mit den anderen Planspiel-Teilnehmern eine wesentliche Rolle.

3. Planspiele im Strahlenschutz

Während Planspiele bis vor einigen Jahren nur spartanisch in einigen Stäben zumeist aus Gründen der Fortbildung genutzt wurden, werden sogenannte Geländeplanspiele an realen Objekten immer häufiger als Mittel zur Einsatzplanung verwendet. Erfahrungen aus Übungen stärken die bereits – wenn auch virtuell – erlebte Zusammenarbeit und führen effizienter zum gewünschten Einsatzerfolg.

Die Interventionsverordnung – IntV (BGBL Nr. 145/2007) fordert als gesetzliche Verankerungen der Einsatzplanung bereits, Notfallübungen in regelmäßigen Abständen wiederholt durchzuführen. Unter anderem aufgeführt sind dort die Tabletop-Übungen.

Tabletop-Übung: Alle Übungsteilnehmer diskutieren gemeinsam an einem „runden Tisch" das Übungsszenario. Kommunikation nach außen ist nicht vorgesehen, sondern wird falls notwendig lediglich simuliert. Neue Konzepte, Abläufe, Interventionspläne, Systeme etc. können auf diese Weise geübt und getestet werden. [1]

4. Ergebnisse

Ergebnisse aus Übungen können dokumentiert werden, Probleme sind offengelegt und können gelöst werden. Das Planspiel kann nach den erfolgten Diskussionen und Aufarbeitungen direkt als Führungsmittel für einen möglichen Einsatz verwendet werden.

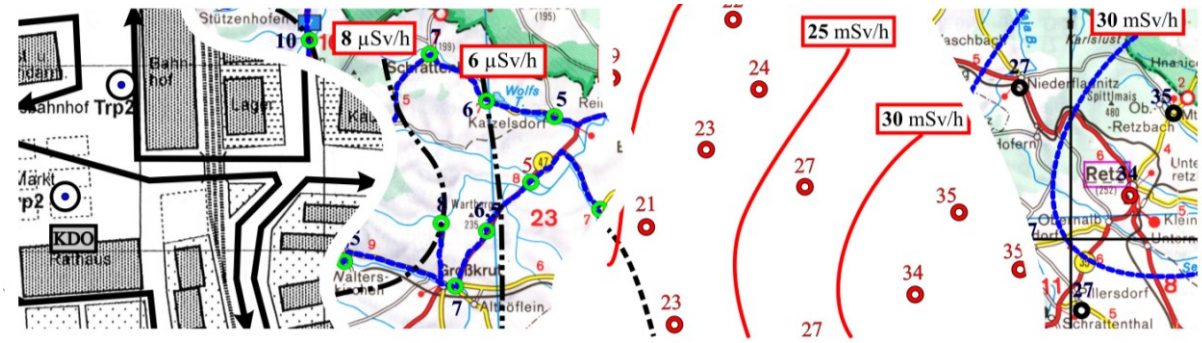


Abb. 1: Ergebnis eines Planspiels mit bereits eingezeichneten Entschlüssen.

5. Literaturverzeichnis

[1] Interventionsverordnung – IntV, BGBL Nr. 145/2007.

[2] Strahlenschutz-Leistungsbewerb Bronze und Silber der Seibersdorf Labor GmbH, 2005

SANIERUNGSSTRATEGIEN FÜR DURCH DEN TSCHERNOBYL-UNFALL KONTAMINIERTE GEBIETE

RURAL AREAS AFFECTED BY THE CHERNOBYL ACCIDENT: RADIATION EXPOSURE AND REMEDIATION STRATEGIES

P. Jacob

Helmholtz Zentrum München, Institut für Strahlenschutz, Neuherberg, Deutschland

Zusammenfassung
Ziele waren die Entwicklung einer international abgestimmten Methodik zur Ableitung von optimierten Sanierungsstrategien in ländlichen Gebieten, die durch den Reaktorunfall von Tschernobyl immer noch betroffen sind, als auch die Erstellung eines Überblicks über die radiologische Situation in den betroffenen Gebieten in Russland, in der Ukraine und in Weißrussland. Ortschaften mit weniger als 10 000 Einwohnern, bei denen (nach den offiziellen Dosiskatalogen für das Jahr 2004) der Dosisrichtwert von 1 mSv überschritten war, wurden als Studienorte definiert. Für die insgesamt 545 Studienorte wurden umfangreiche radioökologische Daten erhoben. Basierend auf ReSCA-Rechnungen (ein für diesen Zweck entwickeltes Software-Tool) wurden ein Überblick über die radiologische Situation in den betroffenen Gebieten erstellt und exemplarisch Sanierungsstrategien für das Jahr 2010 abgeleitet.

Summary
Main objectives of the present work were to develop an internationally agreed methodology for deriving optimized remediation strategies in rural areas that are still affected by the Chernobyl accident, and to give an overview of the radiological situation in the three affected countries, Belarus, Russia and Ukraine. Study settlements had in 2004 less than 10 000 inhabitants and official dose estimates exceeding 1 mSv. Extensive radioecological data were collected for the in total 545 study settlements. Based on ReSCA calculations (a special developed software tool) an overview of the radiological situation was generated and exemplary remediation strategies were derived for 2010.

Schlüsselwörter: *Cäsium, Tschernobyl, Strahlenexposition, Sanierungsmaßnahmen*
Keywords: caesium, Chernobyl, ionizing radiation, rehabilitation, remediation

1. Einleitung

Durch den Tschernobyl-Unfall wurden weite Gebiete Europas radioaktiv hoch kontaminiert [1]. Auch mehr als zwei Jahrzehnte nach dem Unfall übersteigen in einer großen Anzahl ländlicher Ortschaften in Russland, in der Ukraine und in Weißrussland die jährlichen durch den Tschernobyl-Unfall bedingten effektiven Dosen den Wert von 1 mSv [2]. In allen drei Ländern wurden Gesetze oder anderweitige Regelungen erlassen, die eine Optimierung von Schutzmaßnahmen in Ortschaften vorschreiben, in denen die jährlichen effektiven Dosen durch den Tschernobyl-Unfall in einem Bereich von 1 bis 5 mSv liegen. Es fehlten jedoch international akzeptierte Verfahren für eine Optimierung von Schutzmaßnahmen. Aus diesem Grunde initiierte die Internationale Atomenergieorganisation ein Projekt *Radiological support*

for the rehabilitation of the areas affected by the Chernobyl nuclear power plant accident. Dieses Projekt wurde im Jahre 2008 abgeschlossen.

Ein Hauptziel des Projekts *Radiological support for the rehabilitation of the areas affected by the Chernobyl nuclear power plant accident* war die Entwicklung einer international abgestimmten Methodik zur Ableitung von optimierten Sanierungsmaßnahmen in ländlichen Gebieten, die durch den Reaktorunfall von Tschernobyl immer noch betroffen sind. Zu diesem Zweck wurde ein Software-Tool namens ReSCA (*Remediation Strategies after the Chernobyl Accident - Sanierungsmaßnahmen nach dem Unfall von Tschernobyl)* entwickelt [3]. ReSCA basiert auf Erfahrungen mit landwirtschaftlichen Maßnahmen zur Reduktion von Radionuklidkontaminationen in Nahrungsmitteln, die in den ersten zwei Jahrzehnten nach dem Tschernobyl-Unfall in den betroffenen Gebieten gesammelt wurden [4]. ReSCA zeichnet sich durch eine Methode [5] aus, die es erlaubt radioökologische Aussagen über eine große Anzahl von betroffenen Ortschaften und über Sanierungsstrategien für das gesamte betroffene Gebiet bei gleichzeitiger Verwendung ortsspezifischer Eingangsdaten zu erstellen. ReSCA wird bereits seit 2008 in der Ukraine für die Ableitung von Sanierungsstrategien benutzt.

Im Rahmen des Projekts *Radiological support for the rehabilitation of the areas affected by the Chernobyl nuclear powerplant accident* wurden ReSCA Eingangsdaten für alle ländlichen Ortschaften in Russland, in der Ukraine und in Weißrussland, in denen die jährliche Dosis durch den Reaktorunfall von Tschernobyl im Jahre 2004 den Wert von 1 mSv überschritt, zusammengestellt. Basierend auf diesen Daten und auf ReSCA-Rechnungen wurde ein Überblick über die radiologische Situation in den betroffenen Gebieten erstellt, und exemplarisch Sanierungsstrategien für das Jahr 2010 abgeleitet [6]. Diese Arbeiten werden kurz im vorliegenden Beitrag zusammengefasst.

2. Materialien und Methoden

Ortsschaften mit weniger als 10 000 Einwohnern, bei denen die nach den offiziellen Dosiskatalogen [7], [8] für das Jahr 2004 der Dosisrichtwert von 1 mSv überschritten war, wurden als Studienorte definiert. Die für die Studienorte für das Jahr 2004 erhobenen Daten beinhalten

- die Anzahl der Einwohner
- die mittlere ^{137}Cs Kontaminationsflächendichte des Bodens
- die mittleren ^{137}Cs-Konzentrationen in Schweinefleisch, Kartoffeln und Pilzen
- den durchschnittlichen Verzehr von vor Ort gesammelten Pilzen im Vergleich zu dem landesweit durchschnittlichen Verzehr von Pilzen
- die Anzahl der Weideflächen für Kühe.

Die Daten über die einzelnen Weideflächen beinhalten

- die Anzahl der Kühe
- die Verteilung der Bodentypen
- Informationen über früher oder in 2004 angewandten Gegenmaßnahmen
- die mittleren ^{137}Cs-Konzentrationen in Milch und Rindfleisch.

Für jeden der Studienorte wurden Berechnungen der Effektivdosis der repräsentativen Person [9] durchgeführt, die durch die Summe der Mittelwerte der oberen 10% der Verteilungen der Effektivdosis durch externe und durch interne Strahlenexposition definiert wurde. Die Berechnungen der internen Dosis wurden mit einer größeren Anzahl von Datensätzen über

Gesamtkörpermessungen validiert. Das Berechnungsverfahren für externe Strahlenexpositionen wurde bereits in früheren Studien mit TLD Messungen validiert [10], [11].

Kollektive Dosen wurden für diejenigen Studienorte berechnet, in denen nach den ReSCA-Berechnungen die jährlichen Dosen in 2004 den Wert von 1 mSv überschritten. Mit Hilfe von effektiven Halbwertszeiten für landwirtschaftliche Produkte, für die externe Strahlung und für Nahrungsmittel aus Wäldern (insbesondere Pilze) wurde die radiologische Situation in 2010 und 2020 prognostiziert.

Sechs Vorsorgemaßnahmen wurden in den Analysen von Sanierungsstrategien berücksichtig:

- Verbesserung der Weideflächen (radical improvement, RI)
- Verabreichung von Ferrocyn an Kühe (ferrocyn application, FA)
- Fütterung von Schweinen mit unkontaminiertem Futter vor der Schlachtung (clean feed for pigs, FP)
- Anwendung von mineralischen Düngemitteln auf Kartoffelfeldern (mineral fertilizer, MF)
- Informationskampagne über kontaminierte Pilze und andere Waldprodukte (information campaign, IM)
- Beseitigung von kontaminierten Böden aus bewohnten Gebieten (removal of soil, RS).

In ausführlichen Absprachen mit Betroffenen und lokalen Entscheidungsträgern wurden Nebenwirkungen der Vorsorgemaßnahmen durch einen "Akzeptanzgrad" subjektiv quantifiziert. Exemplarisch wurden zwei Sanierungsstrategien für 2010 abgeleitet. In der ersten Sanierungsstrategie spielt der Akzeptanzgrad der einzelnen Vorsorgemaßnahmen eine wesentliche Rolle. In der zweiten Sanierungsstrategie wurden die Vorsorgemaßnahmen nur entsprechend der Kosten pro vermiedene Dosis ausgewählt. Bei der Ableitung der Sanierungsstrategien wurden in Ortschaften, in denen die jährliche Dosis durch erste Vorsorgemaßnahmen unter 1 mSv reduziert wurde, keine weiteren Vorsorgemaßnahmen betrachtet.

3. Ergebnisse

Unter den 545 Studienorten gab es 290, in denen im Jahr 2004 die Effektivdosis der repräsentativen Person den Wert von 1 mSv überschritt. Diese ‚betroffenen' Ortschaften hatten insgesamt 78 172 Einwohner, die meisten von ihnen (57 960) in Russland. Der große Anteil Russlands an den betroffenen Ortschaften wird auf eine im Vergleich zur Ukraine und zu Weißrussland im letzten Jahrzehnt geringere Anwendung von Vorsorgemaßnahmen zurückgeführt.

Die Anzahl der Ortschaften mit jährlichen Dosen von mehr als 1 mSv wird aufgrund natürlicher Migrations- und Fixierungsprozesse und radioaktiven Zerfalls voraussichtlich bis zum Jahr 2020 auf 121 mit insgesamt ungefähr 35 000 Einwohnern zurückgehen. Demzufolge wird die Anzahl der Einwohner in Ortschaften mit jährlichen Dosen von mehr als 1 mSv ohne Sanierungsmaßnahmen nur sehr langsam zurückgehen.

Ein Vergleich mit einem großen Datensatz von Ganzkörpermessungen für insgesamt 91 Ortschaften zeigt, dass die ReSCA-Berechnungen der internen Dosen im Mittel einer etwas konservativen Bewertung der Dosis der repräsentativen Person entsprechen. Allerdings gibt

es in einzelnen Ortschaften beträchtliche Unterschiede: In 10% der Ortschaften unterscheiden sich ReSCA-Berechnungen und Ganzkörpermessungen um mehr als einen Faktor 3.

Die für 2004 berechnete kollektive Dosis in den betroffenen Siedlungen beträgt 66 Personen-Sv, drei Viertel davon traten in Russland auf. Die Verteilung der Dosis auf externe und interne Expositionen ist sehr unterschiedlich in den drei Ländern: in Russland sind beide Expositionspfade gleichermaßen wichtig, in der Ukraine ist die Dosis fast ausschließlich auf die interne Exposition zurückzuführen und in Weißrussland überwiegt die externe Exposition. In den betroffenen Siedlungen in Russland und in Weißrussland ist im Mittel der Konsum von Waldprodukten und von Milch vergleichbar wichtig. Demgegenüber steuert in den betroffenen Ortschaften in der Ukraine der Milchkonsum den wesentlichen Teil zur Strahlenexposition bei.

Die beiden untersuchten Sanierungsstrategien unterscheiden sich insbesondere, falls nur sehr begrenzte Mittel für Vorsorgemaßnahmen zur Verfügung stehen. In der ersten Sanierungsstrategie hat die Verbesserung von Weideflächen höchste Priorität. Dies hat einen mehrere Jahre andauernden Sanierungseffekt auf die Milchkontamination. In der zweiten Sanierungsstrategie werden die Verabreichung von Ferrocyn an Kühen und die Beseitigung von stark kontaminierten Böden aus den besiedelten Gebieten bevorzugt.

Die landesspezifischen Unterschiede der Sanierungsstrategien werden für den Fall diskutiert, dass im Jahre 2010 in Russland 2 Millionen Euro (M€) und in der Ukraine und in Weißrussland jeweils 1 M€ zur Verfügung stehen (Tabelle 1):

- In Russland konzentriert sich die erste Sanierungsstrategie auf die landwirtschaftlichen Maßnahmen RI und FA. Demgegenüber werden die Ressourcen in Sanierungsstrategie 2 zu vergleichbar großen Teilen auf landwirtschaftliche Maßnamen (RI und FA) und auf die Entfernung von kontaminiertem Boden aus bewohnten Gebieten (RS) aufgeteilt
- In der Ukraine reduziert die zweite Sanierungsstrategie die jährlichen Dosen in allen betroffenen Siedlungen unter 1 mSv mit Kosten von weniger als 0,4 M€. Allerdings werden in den folgenden Jahren zusätzliche Mittel für die Fortsetzung der Verabreichung von Ferrocyn an Kühe benötigt. Sanierungsstrategie 1 ist deutlich weniger kosteneffektiv und fordert größere Geldbeträge für die Verbesserung der Weideflächen
- In Weißrussland teilt Sanierungsstrategie 1 die Ressourcen zwischen den landwirtschaftlichen Maßnahmen (RI und FA) und der Beseitigung von kontaminierten Böden aus den bewohnten Gebieten (RS), während Sanierungsstrategie 2 sich auf RS konzentriert.

Eine hohe kollektive Dosis in der Größenordnung von 150 Personen-Sv kann durch die Vorsorgemaßnahmen mit moderaten Kosten vermieden werden. Dies ist fast 3 Mal soviel wie die vorhergesagte kollektive Dosis in 2010 (52 Personen-Sv). Dennoch bleibt die Zahl der Einwohner in den russischen und weißrussischen Ortschaften mit jährlichen Dosen von mehr als 1 mSv weiterhin hoch.

Im Vergleich zu internationalen Werten für die Kosteneffizienz von Maßnahmen zur Verringerung der beruflichen Strahlenexpositionen [12], sind die empfohlenen Sanierungsmaßnahmen für den vom Reaktorunfall von Tschernobyl betroffenen ländlichen Bereich kosteneffektiv (ca. 20 k€ / Person-Sv).

Tabelle 1. Zusammenfassung der Sanierungsstrategie 1 (Akzeptanzgrad der Vorsorgemaßnahmen wichtig) und Sanierungsstraegie 2 (nur die Kosten pro vermiedene Dosis berücksichtigt). "RI" steht für eine Verbesserung der Weideflächen, "FA" für die Verabreichung von Ferrocyn an Kühe und "RS" für die Beseitigung des kontaminierten Bodens aus bewohnten Gebieten. Die anderen drei Vorsorgemaßnahmen spielen nur eine geringe Rolle.

Sanierungs-strategie / Land	Kosten (k€)			Vermiedene Dosis (Person-Sv)			Kosten je vermiedene Dosis (k€/Person-Sv)		
	RI+FA	RS	All	RI+FA	RS	All	RI+FA	RS	All
Sanierungsstrategie 1									
Russland	1721		2024[a]	75.0	–	75.6	23	-	27
Ukraine	1372		1372[a]	45.3	–	45.3	30	-	30
Weissrußland	467	4	1003[a]	6.9	14.1	21.4	68	32	47
Alle	3560	4	4399	127.2	14.1	142.3	28	32	31
Sanierungsmaßnahme 2									
Belarus	116	8	1002[a]	3.7	23.5	27.3	31	38	37
Russland	850	11	2001[a]	56.7	54.2	110.9	15	21	18
Ukraine	378		378[b]	23.5	–	23.5	16	-	16
Alle	1344	20	3381	83.9	77.7	161.7	16	26	21

[a] Willkürlich gewählter Eingabewert; [b] 378 k€ sind ausreichend um in allen ukrainischen Siedlungen die jährliche Dosis im Anwendungsjahr auf unter 1 mSv zu reduzieren

4. Diskussion

Die Stärken der vorliegenden Studie sind:

- ein einheitlicher Ansatz zur Ableitung von Sanierungsstrategien in den vom Reaktorunfall von Tschernobyl nach wie vor betroffenen ländlichen Ortschaften in Russland, Ukraine und Weißrussland,
- eine Methodik, die bei Berücksichtigung der ortsspezifischen radioökologischen Bedingungen gleichzeitig auf die Gesamtheit des betroffenen Gebiets angewandt werden kann
- ein einfacher Algorithmus, der es ermöglicht auch die Nebenwirkungen der Vorsorgemaßnahmen in einfacher Weise zu berücksichtigen
- ein Verfahren für die Berechnung der Dosis der repräsentativen Person, das anhand einer umfangreichen Datenbank der Ganzkörpermessungen validiert wurde
- eine erste Bewertung der radiologischen Situation in den drei vom Reaktorunfall von Tschernobyl betroffenen Ländern, die auf ortsspezifischen Daten basiert.

Zu den möglichen Schwächen der Studie gehören:

- zu allgemeine Annahmen der Modellparameter für eine Entscheidung über spezifische Sanierungsmaßnahmen in den einzelnen Ortschaften. Dies ist insbesondere der Fall bezüglich der Kosten für die Trockenlegung der feuchten Moorböden und die Beseitigung von kontaminiertem Boden
- subjektive Annahmen über den Akzeptanzgrad der Vorsorgemaßnahmen
- Zeit-Abhängigkeiten werden nur insofern in Betracht gezogen, als die durch in 2010 implementierte Maßnahmen in 2010 und Folgejahren vermiedene Dosen berücksichtigt werden. Die Anwendung von Maßnahmen in Folgejahren wurde nicht berücksichtigt.

Dieser Beitrag ist ein Nachdruck eines Artikels in „Intervention und Nachhaltigkeit im Strahlenschutz“ SSK-Klausurtagung Berlin 13.-14.11.2008, im Druck

5. Literaturverzeichnis

[1] UNSCEAR: Sources and effects of ionizing radiation. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. UNSCEAR 2000 Report to the General Assembly. Volume II. Annex J. Exposures and effects of the Chernobyl accident. United Nations, New York, 2000

[2] Balonov, M.: Third annual Warren K. Sinclair keynote address: Retrospective analysis of impacts of the Chernobyl accident. Health Phys **93**, 383-409, 2007

[3] Ulanovsky, A., Jacob, P., Fesenko, S., Bogdevitch, I., Kashparov, V., Sanzharova, N.: ReSCA – Remediation strategies after the Chernobyl accident. 2008 Zur Veröffentlichung eingereicht

[4] Fesenko, S.V., Alexakhin, R.M., Balonov, M.I., Bogdevitch, I.M., Howard, B.J., Kashparov, V.A., Sanzharova, N.I., Panov, A.V., Voigt, G., Zhuchenka, Y.M.: An extended critical review of twenty years of countermeasures used in agriculture after the Chernobyl accident. Sci Total Environ **383**, 1-24, 2007

[5] Jacob, P., Fesenko, S., Firsakova, S.K., Likhtarev, I.A., Schotola, C., Alexakhin, R.M., Zhuchenko, Y.M., Kovgan, L., Sanzharova, N.I., Ageyets, V.: Remediation strategies for rural territories contaminated by the Chernobyl accident. J Environ Radioactivity **56**, 51-76, 2001

[6] Jacob, P., Fesenko, S., Bogdevitch, I., Kashparov, V., Sanzharova, N., Grebenshikova, S., Isamov, N., Panov, A., Ulanovsky, A., Zhuchenko, Y.: Rural areas affected by the Chernobyl accident: Radiation exposure and remediation strategies. Zur Veröffentlichung eingereicht, 2009

[7] Russische Regierung: Information Bulletin. Average annual effective doses of irradiation in 2004 to the residents of settlements of the Russian Federation assigned to zones of radioactive contamination by the RF Governmental Act No. 1582 of 18 December 1997 “On approving the list of settlements located within the radioactive contamination zone after the accident at the Chernobyl NPP”. Moscow (in russisch), 2006

[8] Likhtarev, I.A., Kovgan, L.M., Boyko, Zn., Ivanova, O.M., Masuk, S.V.: General dosimetric passportisation of settlements in Ukraine radioactive contaminated after Chernobyl accident. Summarised data for 2001-2004 p. (Collection 10), MES, Kiev (in russisch), 2005

[9] ICRP: Assessing dose of the representative person for the purpose of radiation protection of the public and the optimisation of radiological protection: broadening the process. ICRP Publication 101, Elsevier, Amsterdam, 2007

[10] Golikov, V., Balonov, M., Erkin, V., Jacob, P.: Model validation for external doses due to environmental contaminations by the Chernobyl accident. Health Phys **77**, 654-661, 1999

[11] Ramzaev, V., Yonehara, H., Hille, R., Barkovsky, A., Mishine, A., Sahoo, S.K., Kurotaki, K., Uchiyama, M.: Gamma-dose rates from terrestrial and Chernobyl radionuclides inside and outside settlements in the Bryansk region, Russia in 1996-2003. J Environ Radioactivity **85**, 205-227, 2006

[12] Hardemann, F., Pauwels, N., Van de Walle, B., Deboodt, P., De Meester, P.: The monetary value of the person-Sievert: A practical approach in case of occupational exposures. Health Phys **74**, 330-336, 1998

LANGZEITENTWICKLUNG DER STRAHLENEXPOSITON DER BEVÖLKERUNG IN RADIOAKTIV KONTAMINIERTEN GEBIETEN DES KREISES KORMA (BELARUS)

ON THE LONG-TERM DEVELOPEMENT OF POPULATION DOSE IN RADIAOACTIVELY CONTAMINATED PARTS OF KORMA COUNTY (BELARUS)

H.Dederichs, J.Pillath, B.Heuel-Fabianek, P.Hill, R.Lennartz

Geschäftsbereich Sicherheit und Strahlenschutz, Forschungszentrum Jülich GmbH, Jülich

Zusammenfassung

In einem durch den Tschernobyl-Reaktorunfall kontaminierten Gebiet in Weißrussland wurden radiologische Langzeitmessungen über neun Jahre (1998 – 2007) hinweg durchgeführt. Währenddie interne Strahlenexposition der Menschen in der Gemeinde Volincy (Kreis Korma) - hervorgerufen u. a. durch die vorhandene Kontamination und die mit zunehmenden zeitlichen Abstand zum Unfall nachlassende Vorsicht beim Verzehr selbsterzeugter Lebensmittel – von einem hohen Niveau sehr deutlich abnahm, zeigte sich bei der externen Dosis ein differenziertes Bild. Generell ist hier zwar eine Abnahme zu beobachten, im organischen Bodenanteil nimmt die Belastung jedoch immer noch zu. Dies gilt jedoch nicht für genutzte Ackerflächen und Gärten.

Neben den Messungen erfolgte auf Basis eines sehr guten Vertrauensverhältnisses auch eine individuelle Beratung der Menschen zur Reduzierung der internen Belastung. Als Folge der Beratungen und des Rückgangs der Aktivität in der Umwelt (Oberboden, Pflanzen) konnte die interne Dosis deutlich reduziert werden, so dass heute nur noch eine leicht erhöhte interne Strahlenexposition vorliegt, die gesundheitlich als nicht relevant anzusehen ist. Die interne Dosis im Jahr 2011 wird unter 0,2 mSv/a fallen, im Jahr 2020 unter 0,1mSv/a. Die Gesamtdosis wird dagegen (durch die externe Dosis verursacht) trotz abnehmender Tendenz auch in späteren Jahren noch über den natürlichen Untergrundwerten liegen.

Bei regelmäßigen Kontrollen der internen Belastung und individueller Beratung zu dosisreduzierenden Maßnahmen besteht auch in naher Zukunft keine besondere Gefahr für die Bevölkerung im untersuchten Gebiet. Auch in ehemaligen Sperrgebieten ist eine Ansiedlung heute wieder denkbar, wenn geeignete Verhaltensregeln in Bezug auf die Ernährung eingehalten werden.

Abstract

Radiological long-term measurements were performed between 1998 and 2007 in a region in Belarus that was affected by the Chernobyl accident. The internal radiation exposure of the inhabitants in the village of Volincy (Korma County) – caused by the existing contamination and an increasing lack of precaution over time with regard to eating home-grown food – has experienced a significant decrease from a very high level. The external exposure, however, reveals a different picture. Although an overall decrease was observed, the organic constituents of the soil show an increase in contamination. This increase was not observed in soils from cultivated land or gardens.

In addition to the measurements, a relationship based on mutual trust allowed us to offer the inhabitants individual advice on how to reduce internal contamination. As a result of this advice and the decreasing environmental contamination (topsoil and crops), the internal dose was reduced significantly. Today, the internal exposure has only increased slightly and has no significant negative influence on the health of the people. The internal dose will decrease to less than 0.2 mSv/a in 2011 and to below 0.1 mSv/a in 2020. Despite this, the cumulative dose will remain significantly higher than normal background values due to external exposure.

If internal exposure is checked on a regular basis and advice is offered on an individual basis, there should be no specific danger for the people in the region in the near future. Resettlement may even be possible in former prohibited areas provided that people comply with appropriate dietary rules.

U – Umwelt

ANTHROPOGENE RADIONUKLIDE IN DER UMWELT UND DARAUS RESULTIERENDE STRAHLENEXPOSITIONEN

MAN-MADE RADIONUCLIDES IN THE ENVIRONMENT AND RESULTING RADIATION EXPOSURES

R. Michel

Zentrum für Strahlenschutz und Radioökologie, Leibniz Universität Hannover

Zusammenfassung
Dieser Beitrag gibt einen Überblick über die Quellen anthropogener Radioaktivität in der Umwelt und quantifiziert ihren Beitrag zur Strahlenexposition des Menschen. Die Relevanz der verschiedenen Radionuklide wird diskutiert und die Frage der Wirkungen geringer Strahlendosen angesprochen.

Summary
This contribution gives a survey about the sources of man-made environmental radioactivity and quantifies some of the resulting radiation exposures. The relevance of the different radionuclides with respect to the radiation exposures is discussed. Finally, the question of the effects of small doses is addressed.

Schlüsselwörter: *Umweltradioaktivität, Strahlenexposition Strahlenrisiko*
Keywords: *environmental radioactivity, radiation exposure, radiation risk*

1. Quellen anthropogener Umweltradioaktivität

Seit mehr als 50 Jahren ist es eine Aufgabe der Radioökologie, die künstliche Umweltradioaktivität zu überwachen und die resultierenden Strahlenexpositionen zu quantifizieren. Künstlich erzeugte Radionuklide in der Umwelt stammen aus

- Explosionen von Kernwaffen,
- Ableitungen aus kerntechnischen Anlagen im Normalbetrieb,
- Freisetzungen bei Stör- und Unfällen in kerntechnischen Anlagen,
- Transportunfällen (Flugzeugabsturz, Satellitenabsturz, etc.),
- Anwendungen von Radionukliden in Forschung, Technik und Medizin,
- Radionukliden in Verbraucherprodukten
- der Freigabe radioaktiver Abfälle,
- unsachgemäßer (End-)Lagerung radioaktiver Abfälle,
- der Anwendung von abgereichertem Uran für militärische Zwecke,
- dem Verlust und/oder der Zerstörung von Radionuklidquellen und
- böswillige oder verbrecherische Akten.

Hinzu kommen durch menschliche Aktivitäten erhöhte Konzentrationen natürlicher Radionuklide in der Umwelt, z.B. aus Abbau und Verarbeitung von Uran- und Thoriumerzen und aus TENORM-Industrien, die aus Gründen des Strahlenschutzes nicht außer Acht gelassen werden können. Dabei ist der Übergang zwischen künstlicher und natürlicher Radioaktivität

fließend, da viele wichtige künstliche Radionuklide, z.B. ^{3}H, ^{14}C, ^{36}Cl, ^{41}Ca und ^{129}I, auch natürlicher Weise vorkommen.

Trotz der Fülle von Informationen zum Vorkommen künstlicher Radionuklide in der Umwelt und die dadurch bewirkten Strahlenexpositionen, die im Laufe eines halben Jahrhunderts angesammelt wurde und weiter fortgeschrieben wird und z.B. ihren Niederschlag in den Berichten von UNSCEAR findet [1], sind in der Gesellschaft massive Informationsdefizite über Umweltradioaktivität und die daraus resultierenden Strahlenexpositionen zu verzeichnen. So wurden z. B. beim Design der bisher umfangreichsten epidemiologischen Studie zur Wirkung ionisierender Strahlung auf den Menschen in Deutschland [2] die radioökologischen Grundlagen völlig vernachlässigt.

Tab. 1: Freisetzungen und Ableitungen künstlicher Radionuklide aus verschiedenen Quellen.

Jahr	**Kerntechnische Unfälle**	freigesetzte Aktivität in 10^{15} Bq	
1947	NRX, Kanada	0,4	total
1950	Techa River, Sowjetunion	100	langlebig
1951	Windscale, Großbritannien	13,5	total
1957	Kyshtym, Sowjetunion	74	langlebig
1958	SL1, USA	0,002	I-131
1967	Karatschai, Sowjetunion	0,022	langlebig
1968	Lucens, Schweiz	0,003	Edelgase
1978	Three Miles Island, USA	< 500	Edelgase
		< 0,001	I-131
1983	Sellafield, Großbritannien	0,2	total
1986	Tschernobyl, Sowjetunion	20 000	total
		1 760	I-131
1993	Tomsk-7, Sowjetunion	0,0015	β-γ-langlebig
		6E-06	Pu-239
Verlorene Radionuklidquellen			
1987	Goiania, Brasilien	0,051	Cs-137
2001	Lja, Georgia	1	Sr-90
Explosionen von Kernwaffen in der Atmosphäre			
545 Mt TNT ≅ 25 000 Hiroshima Bomben		240 000	H-3
1945 – 1987		220	C-14
		600	Sr-90
		150 000	Zr-95
		12 000	Ru-106
		700 000	I-131
		1 000	Cs-137
		30 000	Ce-144
		je 10	Pu-239 & Pu-240
		1 140 000	total
2000	**1 DWR pro Jahr mit der Fortluft**	< 0,01	total (< 1E-7 I-131)
2000	**1 DWR pro Jahr mit dem Abwasser**	< 0,03	total (< 1E-6 Spaltprodukte)
2000	**nuklearmedizinische Kliniken**	< 2E-6	I-131 pro Jahr
2000	**Patienten nach Diagnose**	1E-04	I-131 pro Jahr
2000	**entlassene Patienten nach Therapie**	0,004	I-131 pro Jahr

Tab. 1 führt exemplarisch einige Daten über Freisetzungen und Ableitungen anthropogener Radionuklide in die Umwelt auf. Die angegebenen Daten, in einer der Allgemeinheit unverständlichen Einheit von 10^{15} Bq, überspannen einen Bereich von mehr als 12 Zehnerpotenzen. Betrachtet man dann noch die Unterschiede in der Art der Freisetzung (hohen Atmosphäre bis bodennah) und der Verteilung der Radionuklide (global, regional, bis extrem kleinräumig) sowie die Auswirkungen auf Menschen, die von letalen deterministischen Effekten bis hin zu rechnerisch ermittelbaren, aber epidemiologisch nicht erkennbaren stochastischen Risiken reichen, dann wird die ganze Problematik der Vermittelbarkeit der Bedeutung anthropogener Umweltradioaktivität in der Gesellschaft klar. Es resultiert eine Angst vor „kleinen Dosen", die sich aus den bei hohen und höchsten Dosen beobachteten Effekten ableitet, und die sich dadurch verstärkt, dass Radioaktivität und Strahlung nicht sinnlich erfahrbar sind. Der Satz, dass alles ist eine Frage des Maßes ist, wird emotional nicht akzeptiert.

Die SSK hat deshalb im Jahr 2008 in ihrer Stellungnahme zu der oben angesprochenen epidemiologischen Studie zum Auftreten von Krebs im Kindesalter in der Umgebung deutscher Kernkraftwerke [2], in einer wissenschaftlichen Begründung die Strahlenexpositionen durch Umweltradioaktivität am Beispiel Deutschlands ausführlich dargestellt und bewertet [3].

2. Natürliche und anthropogene Strahlenexpositionen

In Tab. 2 sind für Deutschland verschiedene Beiträge zur Strahlenexposition des Menschen zusammengestellt. Die aus anthropogener Umweltradioaktivität herrührende Strahlenexposition des Menschen kann nicht unabhängig von sonstigen Strahlenexpositionen, insbesondere von der natürlichen Strahlenexposition, betrachtet werden. Alle Strahlenqualitäten, die in anthropogenen Expositionen relevant sind, kommen auch natürlicher Weise vor. Dabei ist in Deutschland und mit wenigen lokalen oder regionalen Ausnahmen weltweit die dominierende, alle Menschen betreffende Exposition die durch natürliche Radionuklide und Strahlung; siehe hierzu [4]. Auf die natürliche Strahlenexposition von im Mittel 2,1 mSv/a (mit einem 95%-Häufigkeitsbereich von 1,2 mSv/a bis 4,6 mSv/a) addieren sich die übrigen Beiträge zu Exposition.

Die Expositionen durch künstliche Umweltradioaktivität, die alle Menschen betreffen, stammen im Wesentlichen aus dem Fallout der oberirdischen Kernwaffenversuche und dem Unfall von Tschernobyl. Während die über 50 Jahre integrierten Expositionen durch den Fallout der oberirdischen Kernwaffenexplosionen von 1,2 mSv für Westeuropa sehr homogen darstellen, z.B. [5], variieren die Folgedosen aus dem Unfall in Tschernobyl für Deutschland aufgrund der Inhomogenität des Fallouts um den Faktor vier [6].

Zur Bedeutung diffuser anthropogener Umweltradioaktivität, wie z.B. Ausscheidungen von entlassenen Patienten aus der Nuklearmedizin nach Diagnose und Therapie oder Ableitungen radioaktiver Stoffe aus Forschung, Technik und Medizin liegen keine verlässlichen Schätzungen vor. Sie können nur generisch abgeschätzt und aus den Ergebnissen von Immissionsmessungen plausibel gemacht werden. Dabei ist zu betonen, dass die Empfindlichkeit (geforderte Nachweisgrenzen) der in Deutschland durchgeführten Immissionsmessungen hinreicht, um Strahlenexpositionen von 0,001 mSv pro Jahr nachzuweisen.

Den höchsten Anteil anthropogener Strahlenexposition ist der medizinischen Diagnostik zuzuschreiben. Dabei ist die mittlere Exposition, die in den Parlamentsberichten der Bundesregierung, z.B. [7], angegeben wird, kein Maß für die tatsächliche Exposition einer Einzelperson der Bevölkerung, da diese Expositionen nur diejenige betreffen, die tatsächlich medizi-

nisch diagnostische Maßnahmen erfahren. Gleiches gilt für Exposition durch nahe Verwandte nach Nuklearmedizin oder durch die kosmische Strahlung bei Flugreisen.

Tab. 2: Reale und potentielle Strahlenexpositionen durch natürliche Radioaktivität und Strahlung sowie durch anthropogene Umweltradioaktivität in Deutschland.

Exposition	**Effektive Dosis oder -bereich**	**Betroffene**
Natürliche Strahlenexposition	2,1 mSv pro Jahr (95 %-Häufigkeitsbereich 1,2 mSv - 4,6 mSv pro Jahr)	alle
Kernwaffenversuche	1963: 0,15 mSv pro Jahr 2000: 0,005 mSv pro Jahr integriert über 50 Jahre: 1,2 mSv	
Auswirkungen von Tschernobyl in Deutschland	Mittelwert ganz Deutschland: 1986: 0,11 mSv pro Jahr 1990: 0,025 mSv pro Jahr Seit 2000: < 0,02 mSv pro Jahr integriert über 50 Jahre (seit 1986): 0,5 mSv – 2,2 mSv	
Medizinische diagnostische Strahlenexposition, Bevölkerungsmittel in Deutschland	1972: 0,5 mSv pro Jahr 2006: 1,9 mSv pro Jahr	Hypothetische „mittlere“ Person
Medizinische diagnostische Strahlenexposition	0,01 mSv – 20 mSv pro Anwendung	Nur Betroffene
Exposition durch nahe Verwandte nach Nuklearmedizin	< 1 mSv pro Jahr	
Flugreisen	0,006 mSv pro h (Nordatlantik-Route)	
Maximale Strahlenexposition für alle Altersgruppen an den ungünstigsten Einwirkungsstellen in der Umgebung von Kernkraftwerken	< 0,01 mSv pro Jahr (globale Aussage in den Parlamentsberichten) individuelle KKW in Deutschland in verschiedenen Jahren: < 0,0001 mSv – 0,02 mSv pro Jahr	Hypothetische Referenzpersonen
Reale Exposition der Referenzperson in der Umgebung von Kernkraftwerken durch Ableitungen	<<< 0,01 mSv pro Jahr	Nur dort ansässige Bevölkerung

Da in diesem Beitrag Strahlenexpositionen durch NORM und TENORM Industrien nicht behandelt werden, bleibt noch die Strahlenexposition durch Ableitungen radioaktiver Stoffe aus Kernkraftwerken und andern kerntechnische Anlagen im Normalbetrieb zu betrachten. Diese werden in den Parlamentsberichten global mit < 0,01 mSv pro Jahr angegeben. Diese Angaben beziehen sich jedoch auf hypothetische Referenzpersonen mit extrem konservativen Eigenschaften. Es handelt sich um aus den Ableitungen unter Verwendung der tatsächlichen Meteorologie berechnete potentielle Strahlenexpositionen an den ungünstigsten Einwirkungsstellen, an denen sich die Referenzpersonen ganzjährig aufhalten und an denen ihre gesamten Lebensmittel gewonnen werden. Dabei ist die globale Aussage „< 0,01 mSv pro Jahr“ zusätz-

lich konservativ, da die Ergebnisse für individuelle Kernkraftwerke im Bereich < 0,0001 mSv – 0,02 mSv pro Jahr liegen. Für die reale in der näheren Umgebung von Kernkraftwerken lebende Bevölkerung liegen die Expositionen deutlich niedriger. Realistische Ermittlungen dieser Exposition werden bisher von den Behörden mit Hinweis auf die Geringfügigkeit der Dosen der Referenzpersonen als finanziell nicht gerechtfertigt angesehen.

Die zu der Berechnung der Strahlenexposition der Bevölkerung aus den Ableitungen kerntechnischer Anlagen alternative Methode, aus den Immissionen die Strahlenexposition zu ermitteln, scheitert daran, dass die Umweltradioaktivität bereits durch den Fallout der oberirdischen Kernwaffenversuche nachhaltig kontaminiert ist (Tab. 3), sodass die Immissionen durch die Ableitungen aus den Kernkraftwerken im Allgemeinen nicht nachweisbar sind.

Tab. 3: Langlebige Spalt- und Aktivierungsprodukte und Pu-Isotope in der Umwelt als Folge der oberirdischen Kernwaffenexplosionen in Deutschland für die Jahrtausendwende [3].

Depositionsdichten		Aktivitätskonzentrationen	
Sr-90	1,5 - 2 kBq/m^2	H-3 im Niederschlag	Natürlich: 1,3 Bq/L = 11 TU 1963: ca. 150 Bq/L 2004/2005: 1 – 2 Bq/L
Cs-137	2 - 4 kBq/m^2	C-14 im CO_2 der Atmosphäre	Natürlich 1850: 0,227 Bq/g C 1963: ca. 0,45 Bq/g C Heute: ca. 0,24 Bq/g C
Pu-239/240	50 - 60 Bq/m^2		

Die Berechnungen der Strahlenexposition der Referenzpersonen an den ungünstigsten Einwirkungsstellen in der Umgebung deutscher Kernkraftwerke weisen ^{14}C mit einem Beitrag zur Exposition von mehr als 95 % als das dosisbestimmende Radionuklid aus. Untersuchungen von ^{14}C in Biomaterial aus der Umgebung deutscher [8] und schweizerischer [9] Kernkraftwerke zeigen jedoch, dass kraftwerksbedingte Erhöhungen des ^{14}C sehr kleinräumig sind, sodass die Realitätsnähe der berechneten Strahlenexpositionen in Frage steht und der experimentellen Überprüfung bedarf. Dies ist im Falle des ^{14}C möglich.

3. Strahlenexposition und Risiken stochastischer Schäden

Die Frage nach den durch künstliche Radionuklide in der Umwelt verursachten Strahlenexpositionen wird stets vor dem Hintergrund der durch sie möglicherweise verursachten biologischen Strahlenwirkungen gestellt. Vor diesem Hintergrund muss folgender Grundsatz zur Ermittlung des Strahlenrisikos betont werden: „**Die zur Betrachtung des Strahlenrisikos eines Menschen relevante Strahlenexposition ist die Summe aller Strahlenexpositionen über alle Expositionspfade.“**

Damit gibt es keine kleinen Strahlenexpositionen, da jede zusätzliche Strahlenexposition sich auf die natürliche Exposition addiert. Die Frage ist lediglich, ob die zusätzlichen Expositionen die Gesamtstrahlenexposition oder zumindest ihre Varianz verändern. Dabei ist bei Betrachtung der effektiven Dosen noch zu beachten, ob besondere Expositionsszenarien zu außergewöhnlichen Organdosen führen. Die Benutzung der Kollektivdosis zur Aufsummierung geringster Dosen von Einzelpersonen in großen Kollektiven zur Abschätzung des Strahlenrisikos und daraus abgeleiteter nicht sichtbarer attributiver Todesfälle, wie es durch UNSCEAR viele Jahre gemacht wurde, ist keine geeignete Vorgehensweise. Bei der Betrachtung des Strahlenrisikos durch die natürliche Strahlenexposition hat die SSK diese Problematik 2007 dargestellt [10]. Für die Risikoschätzungen für Strahlenexpositionen durch anthropogene

Umweltradioaktivität sei auf die Stellungnahmen der SSK zu den Folgen des Unfalls von Tschernobyl [6] und zur KiKK-Studie [3] verwiesen.

4. Literaturverzeichnis

[1] United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (UNSCEAR): Reports to the General Assembly 1958 - 2008. United Nations. www.unscear.org, besucht am 29.6.2009

[2] Kaatsch, P.; Spix, C.; Schmiedel, S.; Schulze-Rath, R.; Mergenthaler, A.; Blettner, M.: Epidemiologische Studie zu Kinderkrebs in der Umgebung von Kernkraftwerken. 2007; www.bfs.de oder www.imbei.uni-mainz.de, besucht am 29.6.2009

[3] Strahlenschutzkommission (SSK): Bewertung der epidemiologischen Studie zu Kinderkrebs in der Umgebung von Kernkraftwerken (KiKK-Studie), Stellungnahme der SSK, verabschiedet auf der 227. Sitzung der SSK am 25./26.09.2008; SSK: Bewertung der epidemiologischen Studie zu Kinderkrebs in der Umgebung von Kernkraftwerken (KiKK-Studie), Wissenschaftliche Begründung der SSK, verabschiedet auf der 232. Sitzung der SSK am 16.12.2008, http://www.ssk.de; besucht am 29.6.2009

[4] Michel, R.; Ritzel, S.; Vahlbruch, J.-W.: Natürliche Strahlenexposition: Horrorszenario oder alles ganz normal? In: Fachverbandes für Strahlenschutz e. V (Hrsg.): Strahlenschutz-Aspekte bei natürlicher Radioaktivität. 38. Jahrestagung des Fachverbandes für Strahlenschutz e. V, Dresden 18. - 22.09.2006. TÜV Rheinland Group, Köln, 2006

[5] Völkle, H.: Zur Strahlenexposition der Bevölkerung durch den radioaktiven Ausfall der Kernwaffenversuche der 50er- und 60er-Jahre. 18. Jahrestagung des Fachverbandes Strahlenschutz „Strahlenexposition der Bevölkerung“, 6. - 10. Oktober 1985, Travemünde /Finnjet. FS-85-37-T, 1985

[6] Strahlenschutzkommission (SSK): 20 Jahre nach Tschernobyl, Eine Bilanz aus Sicht des Strahlenschutzes. Stellungnahme der Strahlenschutzkommission**.** Verabschiedet auf der 206. Sitzung der SSK am 01.03.2006, www.ssk.de, besucht am 29.6.2009

[7] Strahlenschutzkommission (SSK): Einfluss der natürlichen Strahlenexposition auf die Krebsentstehung in Deutschland. Stellungnahme der SSK mit wissenschaftlicher Begründung**.** Verabschiedet auf der 220. Sitzung der SSK am 05./06.12.2007, www.ssk.de, besucht am 29.6.2009

[8] Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU): Unterrichtung durch die Bundesregierung: Umweltradioaktivität und Strahlenbelastung im Jahr 2006. Parlamentsbericht 2006, 16. Wahlperiode, Drucksache 16/6835, 23.10.2007, http://dip21.bundestag.de/dip21/btd/16/068/1606835.pdf; besucht am 29.6.2009

[9] Levin, I., Kromer, B., Barabas, M., Münnich, K.O.: Environmental distribution and long-term dispersion of reactor $^{14}C0_2$ around two German nuclear power plants. Health Physics 54 (2), p. 149, 1988

[10] Schweizer Eidgenossenschaft - Bundesamt für Gesundheit (BAG): Jahresbericht 2005 – Umweltradioaktivität und Strahlendosen in der Schweiz. Kap. 7.1: Tritium, Kohlenstoff-14, und Krypton-85, 2005, http://www.bag.admin.ch, besucht am 29.6.2009

RADIOAKTIVE STOFFE IM MEER – QUELLEN UND IHRE WEIT REICHENDEN AUSWIRKUNGEN

Kartierung von Radionukliden in der Nordsee – Aktuelle Konzentration der Radionuklide Tritium, Sr-90, Tc-99, I-129, Cs-137, Pu-Isotope und Am-241

H. Nies, I. Goroncy, J. Herrmann, BSH, Hamburg
Tosch L., Daraoui A, Gorny M, Jakob D, Sachse R, Michel R, ZSR Universität Hannover/D
Alfimov V, Synal H.-A, ETH Zürich/Ch
S.P. Nielsen, RISØ Research Centre, Roskilde, Dk.
A.L. Rudjord, M. Dwadall, T. Gävert, Statens Strålevern (NRPA), Norwegen

Radionuklide im Meer stammen aus verschiedenen Quellen:

- § globaler Fallout aus den oberirdischen Kernwaffentests
- § Ableitungen aus den nuklearen Wiederaufbereitungsanlagen Sellafield und La Hague
- § Fallout aus dem Unfall von Tschernobyl
- § Versenkung radioaktiver Abfälle in arktischen Gebieten oder der Tiefsee
- § Atom-U-Boot Komsomolets in der Norwegischen See und
- § Ableitungen aus Kernreaktoren

In Nord- und Ostsee spielen die beiden letztgenannten Quellen kaum eine Rolle. Radioaktive Kontamination der Meere wird je nach Radionuklid über große Distanzen mit den Meeresströmungen verfrachtet.

In einem vom BMU bzw. BfS geförderten Forschungsvorhaben wurde in Zusammenarbeit des Bundesamtes für Seeschifffahrt und Hydrographie (BSH) mit dem Zentrum für Strahlenschutz und Radioökologie an der Leibniz Universität Hannover, der ETH Zürich, dem Forschungszentrum RISØ in Dänemark und der norwegischen Strahlenschutzbehörde (NRPA) eine aktuelle Bestandaufnahme von I-129, I-127, Tc-99 sowie Tritium, Sr-90, Cs-137, den Transuranen Plutonium und Americium in der Nordsee vorgenommen. Im August 2005 wurde die gesamte Nordsee einschließlich des Kanals mit dem Forschungsschiff GAUSS beprobt. Diese Kampagne wurde durch Proben aus der Irischen See und arktischen Gebieten im Rahmen bestehender Kooperationen des BSH ergänzt.

Technetium-99 und Iod-129 sind langlebige Radionuklide mit einer Halbwertszeit von $2{,}1\ 10^5$ bzw. $15{,}7 \times 10^6$ Jahren. Hauptquellen sind die nuklearen Wiederaufbereitungsanlagen Sellafield an der Irischen See und La Hague im Kanal. I-129 wurde mittels AMS, das stabile I-127 mittels ICP-MS bestimmt. Tc-99 in den Wasserproben wurde am Forschungszentrum RISØ und am Norwegischen Strahlenschutzzentrum bestimmt. Alle anderen Radionuklide wurden im Rahmen der Monitoringaufgaben des BSH im Labor in Hamburg-Sülldorf bestimmt.

Durch oberirdische Kernwaffenexplosionen, kerntechnische Unfälle und vor allem durch Emissionen aus Wiederaufarbeitungsanlagen wurden die natürlichen Vorkommen des langlebigen Radionuklids I-129 (T = 15.7 Ma) nachhaltig verändert. In Westeuropa dauern diese Veränderungen an. Zwischen 1992 und 1999 erhöhten sich die I-129/I-127 Isotopenverhältnisse in der Deutschen Bucht um mehr als eine Zehnerpotenz.

I-129 und Tc-99 erweisen sich im Meerwasser als weitgehend konservativer Tracer. Die Ergebnisse werden im Hinblick auf die relative Bedeutung der Freisetzungen aus den Wiederaufarbeitungsanlagen in Sellafield und La Hague und auf die Transportprozesse in der Nordsee und im Nordostatlantik diskutiert. Es ergeben sich typische Verteilungsmuster aufgrund der unterschiedlichen Ableitungen und Quellen der untersuchten Radionuklide. Es

bieten sich auch Vergleiche der Kontaminationsmuster mit anderen Radionukliden und deren charakteristischen Quellen wie Cs-137, Sr-90 und Tritium. Die Hauptquelle von Cs-137 in der Nordsee ist der Ausstrom von Ostseewasser, das infolge des Unfalles von Tschernobyl noch eine höhere Kontamination aufgrund des geringen Wasseraustausches mit dem Weltozean aufweist. Einen ähnlichen Effekt haben wir beim Sr-90, dessen Quelle aber der globale Fallout in der Ostsee ist.

Tritium als sowohl natürliches wie künstliches Radionuklid zeigt wesentliche Abhängigkeit seiner Aktivitätskonzentration vom Süßwassereintrag, so dass vor den großen Flüssen Rhein, Maß und Schelde sowie der Elbe ebenfalls deutliche Konzentrationserhöhungen zu beobachten sind. Der Abfluss salzärmeren Wassers aus der Ostsee ist im Bereich des norwegischen Küstenstromes zu sehen, aber auch von den Ableitungen aus Sellafield und La Hague. Es ist das einzige Radionuklid, das in der Nordsee auch aus Kernkraftwerken entsprechend dem Abbrand nachweisbar ist. Die Vorbelastung aus der Anlage La Hague ist jedoch in der südlichen Nordsee deutlich zu erkennen. Die Ableitungen stiegen im Gegensatz zu fast allen Radionukliden in den letzten Jahren an.

Die beobachteten I-129/I-127 Isotopenverhältnisse im Untersuchungsgebiet liegen zwischen 10^{-8} und 2×10^{-6}, d.h. mindestens vier bis sechs Zehnerpotenzen höher als das natürliche Isotopenverhältnis in der marinen Hydrosphäre von etwa $1{,}5 \times 10^{-12}$. Werte der I-129/I-127 Isotopenverhältnisse von einigen 10^{-10}, die heute für die ozeanische Mischungsschicht fernab von Emittenten angenommen werden, konnten in diesem Vorhaben nur in Proben des indischen Ozeans und des Pazifiks vor Hawaii beobachtet werden. Auch im Nordatlantik lagen die Isotopenverhältnisse deutlich höher und reichten von $1{,}4 \times 10^{-8}$ (78°49.74’ N, 5°01.44’O) bis $1{,}7 \times 10^{-7}$ (59°50.52’ N, 4°13.40’O). Das niedrigste Isotopenverhältnis im Nordatlantik lag bei $4{,}4 \times 10^{-9}$ (74°48.39'N; 01°58.84'O).

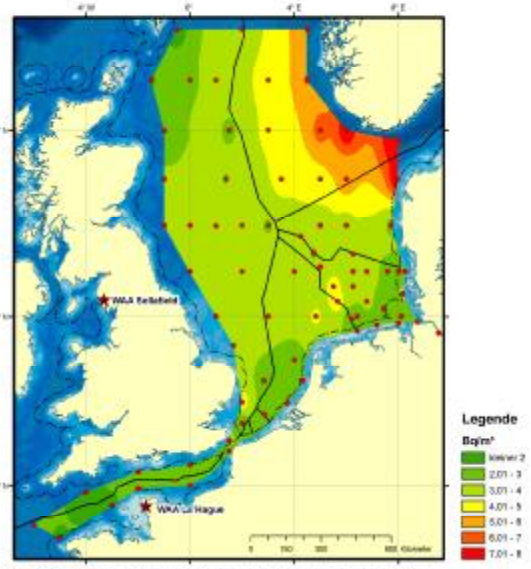
Der Einfluss der Wiederaufarbeitungsanlage von La Hague erweist sich als dominierend in der Nordsee, nicht zuletzt wegen der Konservativität des I-129 im Meerwasser und der Tatsache, dass die Ableitungen aus Sellafield stets niedriger als die aus La Hague lagen und im Jahr 2005 signifikant gesenkt wurden.

Die Ergebnisse der Sr-90, Tc-99 und Cs-137 Analysen zeigen, dass im Allgemeinen die Konzentrationen in der Nordsee in den letzten Jahren stark zurückgingen. In den Jahren 1994 bis 2003 hatte die Wiederaufbereitungsanlage Sellafield relativ hohe Ableitungen an Tc-99 in die Irische See, die zu einem signifikanten Anstieg der Tc-99 in den Folgejahren in der Irischen See, der Nordsee und dem Norwegischen Küstenstrom führten. Entsprechend des Wassermassentransportes in den europäischen Meeren wurde diese Kontamination verfrachtet. Inzwischen sind in der Nordsee die Konzentrationen jedoch wieder gering. Die Ableitungen an Cs-137 aus der Anlage Sellafield und La Hague sind in den letzten Jahren extrem niedrig, so dass auch die Konzentration dieses Radionuklids inzwischen in der Nordsee sehr niedrig ist. Ihre Konzentration liegt zwischen 2 $Bq \cdot m^{-3}$ im Oberflächenwasser des Atlantik bis 6 $Bq \cdot m^{-3}$ im Skagerrak, beeinflusst durch den Ausstrom aus der Ostsee, die stärker durch den Fallout von Tschernobyl beaufschlagt wurde. Beim Tc-99 ist aber nach wie vor deutlich die hohe Ableitung zwischen 1994 und 2004 aus der Anlage Sellafield zu erkennen.

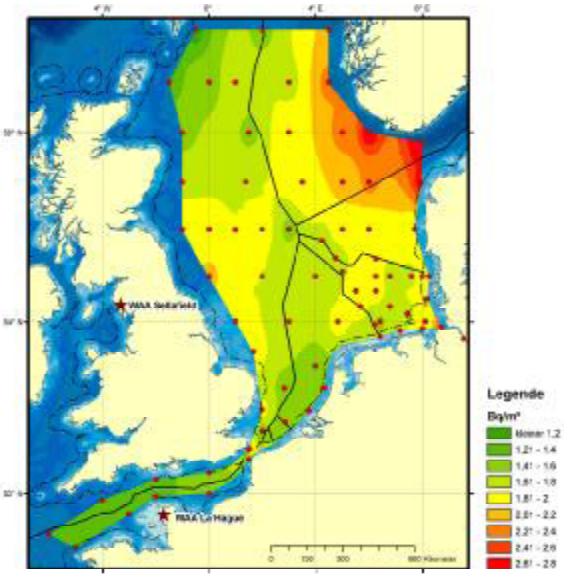
Die Kontamination der Transurane Pu-238, Pu-239,240 sowie Am-241 und Cm-243 zeigt deutlich den Einfluss der Wiederaufbereitungsanlagen Sellafield und La Hague, der durch die Nuklidverhältnisse zu erkennen ist. In keinem Fall ist ein Nuklidverhältnis zu finden, das auf den reinen globalen Fallout hinweisen würde.

In den folgenden Abbildungen ist die geographische Verteilung einiger der untersuchten Radionuklide im Wasser der Nordsee im Sommer 2005 dargestellt.

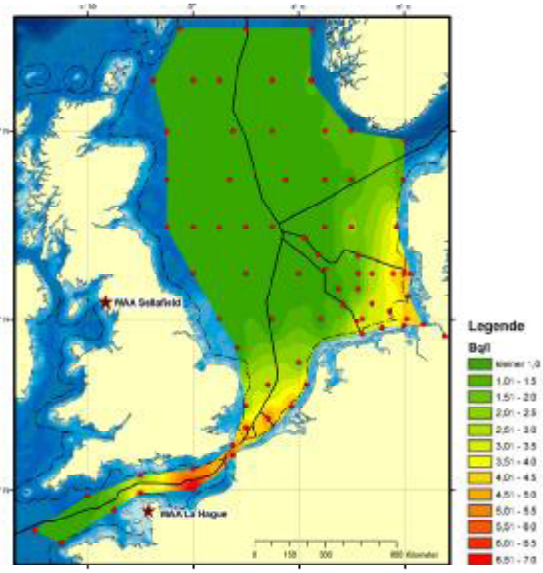
Cs-137



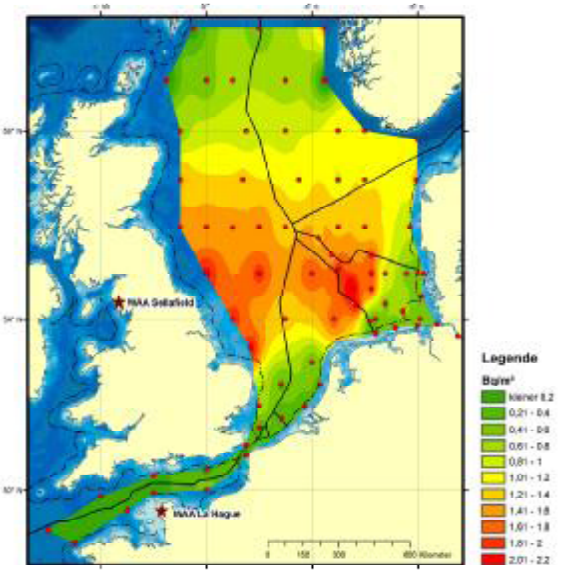
Sr-90



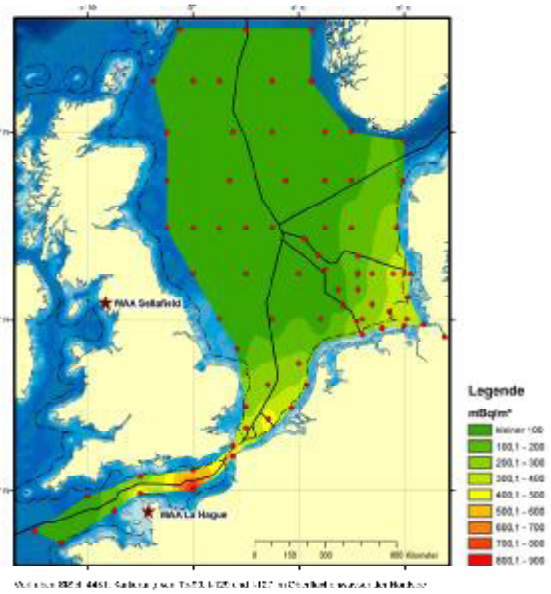
H 3



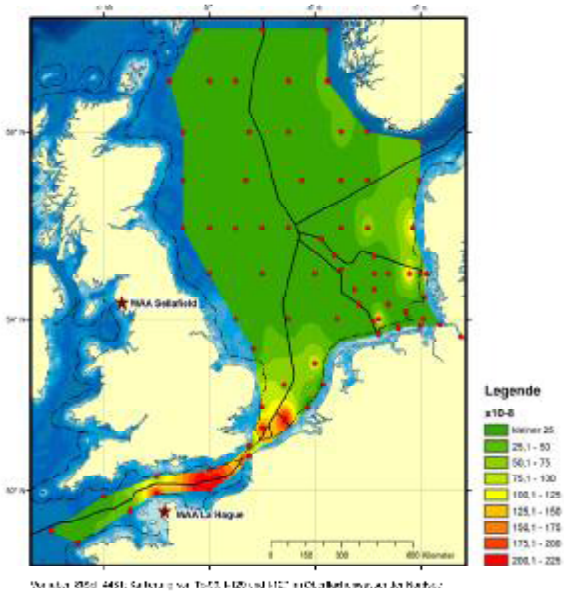
Tc-99



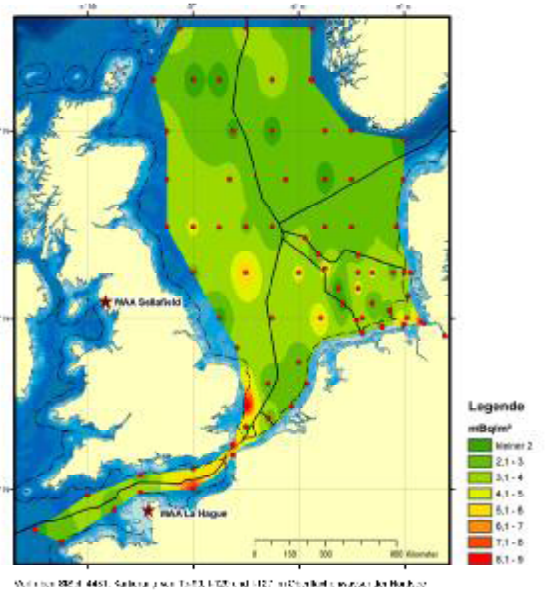
I-129



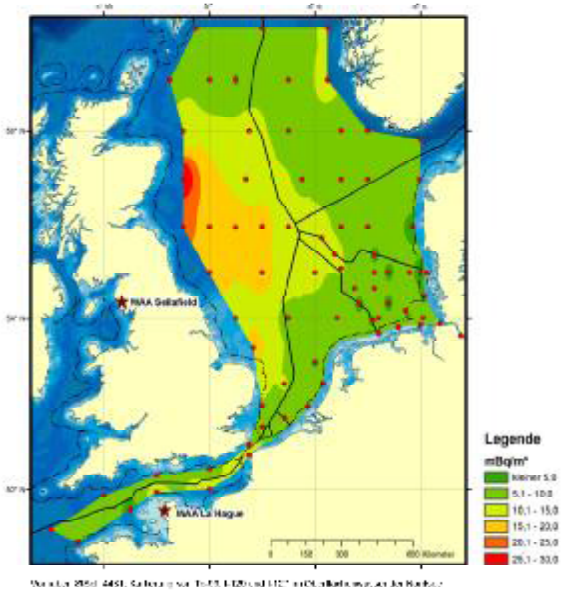
I-129 / I-127 Atomverhältnis

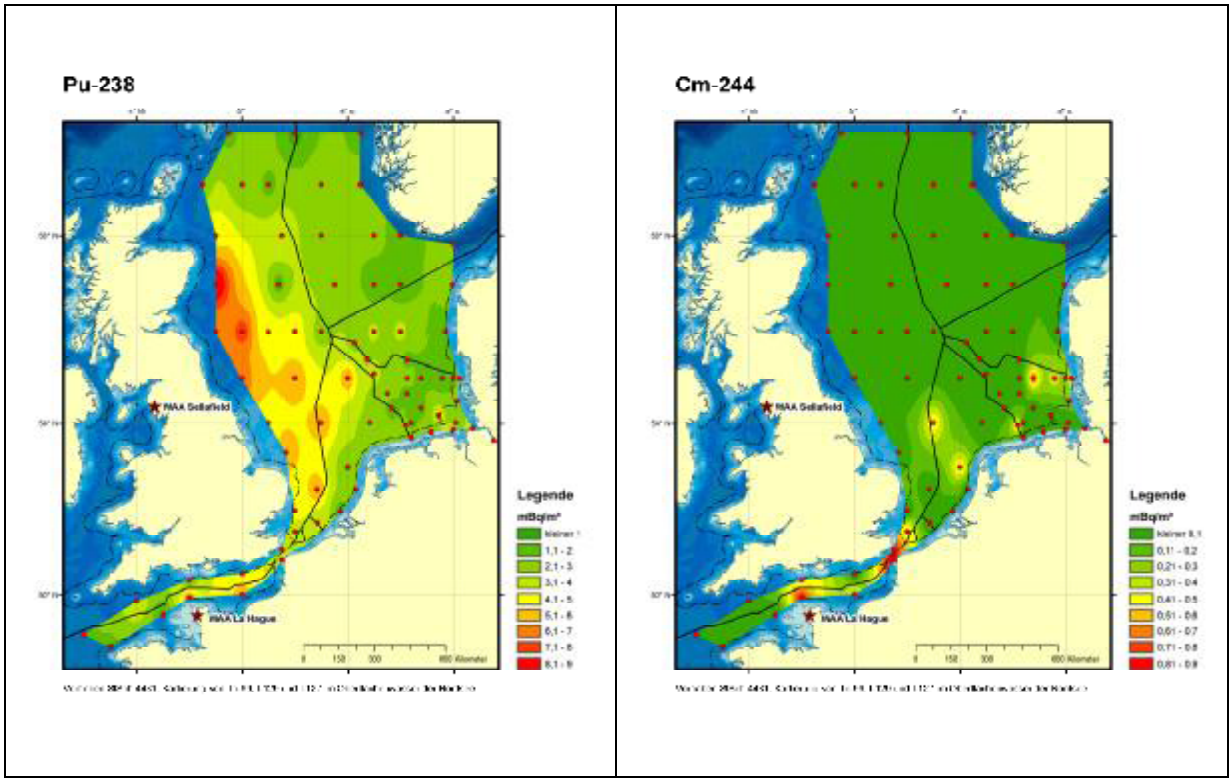


Am-241



Pu-239 / 240





Abbildungen: Die Verteilung der Radionuklide Cs-137, Sr-90, Tritium, Tc-99, I-129, Atomverhältnis I-129/I-127, Am-241, Pu-239+240, Pu-238 und Cm-244 im Oberflächenwasser der Nordsee im Sommer 2005. Die Positionen der Probeentnahmeorte sind als rote Punkte dargestellt.

Die Ergebnisse zeigen, dass in verschiedenen Gebieten der Nordsee charakteristische Kontaminationen und Aktivitätsverhältnisse vorliegen, da die Quellen unterschiedlich sind und infolge des Strömungssystems der Nordsee die Radionuklide zum Teil über weite Strecken verteilt werden.

Die Einleitungen an I-129 und Tc-99 aus den Anlagen Sellafield und La Hague waren sehr unterschiedlich. Infolge ihrer extrem langen Halbwertszeit kann der Driftweg dieses Signals über die nächsten Jahrhunderte (!) durch den Weltozean verfolgt werden. Sie können damit ein Werkzeug für künftige Klimauntersuchungen in Zusammenhang mit der Zirkulation des Weltozeans dienen.

Modellrechnungen vervollständigen das Bild der gefundenen geographischen Verteilungen der untersuchten Radionuklide.

Danksagung: Die Untersuchungen wurden zum Teil durch das Bundesamt für Strahlenschutz unter dem Förderkennzeichen StSch4481 gefördert. Hierfür sei herzlich gedankt. Der Abschlussbericht des Forschungsvorhabens wird als Bericht des BSH herausgegeben.

IMMISSIONS-MESSUNGEN VON TRITIUM UND RADIOKARBON IN DER SCHWEIZ

IMMISSION MEASUREMENTS OF TRITIUM AND RADIOCARBON IN SWITZERLAND

J. Eikenberg[1], H. Beer[1], M. Jäggi[1], C. Parussudis[1], M. Rüthi[1], I. Zumsteg[1]

1 Paul Scherrer Institut, CH-5232 Villigen PSI / Schweiz

Diesen Beitrag finden Sie aus drucktechnischen Gründen wegen verspäteter Einsendung im Kapitel „Nachträge“ am Ende dieses Tagungsbandes.

ZUR DOSISRELEVANZ DER EINZELNEN EXPOSITIONSPFADE BEI EMISSIONEN AUS KERNKRAFTWERKEN

ON THE IMPORTANCE OF THE DIFFERENT CONTRIBUTIONS TO PUBLIC RADIATION EXPOSURE DUE TO RELEASES FROM NUCLEAR POWER STATIONS

A. Beutmann[1)], B. Bucher[2)], E. Kümmerle[3)], W. Kukla[4)], E. Pomplun[3)], H. Völkle[5)], A. Wicke[6)]

[1)] Verein für Kernverfahrenstechnik und Analytik, Rossendorf eV, Dresden/D
[2)] Eidgenössisches Nuklearsicherheitsinspektorat, Villigen/CH
[3)] Forschungszentrum Jülich GmbH, Jülich/D
[4)] EnBW Kernkraftwerk Obrigheim GmbH, Obrigheim/D
[5)] Bundesamt für Gesundheit, Bern/CH und Physikdepartement Universität Freiburg/CH
[6] Forschungszentrum Karlsruhe, Karlsruhe/D

Zusammenfassung
Die Umgebungsüberwachung von Kernkraftwerken dient dem Nachweis, dass die behördlichen Auflagen bezüglich Emissionen einhalten sind. Sämtliche möglichen Beiträge zur externen und internen Strahlenexposition der Umgebungsbevölkerung werden erfasst und dies sowohl für den Normalbetrieb als auch für den hypothetischen Fall der vollständigen Ausschöpfung der Genehmigungswerte. Diese Messprogramme sind optimiert im Bezug auf Art und Menge der Emissionen bei Normalbetrieb und Störfällen, räumliche und zeitliche Ausbreitung in der Umwelt und den Übergang in die Nahrungskette. Moderne Anlagen werden durch technische Massnahmen laufend verbessert und optimiert, sodass Emissionen über Abluft und Abwasser nur zu unbedeutenden Dosen von weniger als 0.01 mSv/Jahr führen; dabei dominiert der Beitrag durch die ^{14}C-Emissionen (rund 90%).

Summary
Radioactivity around nuclear power station is monitored continuously, covering all possible pathways to external and internal irradiation. The monitoring program is optimized in regard to measuring points, frequency, sampling and measurement techniques, and takes into account dispersion of radioactivity in air and water as well as transfer into foodstuffs. Calculations are made for the different contributions to irradiation for normal operation and for the hypothetic case of maximum allowed releases. Modern nuclear power stations are technically optimized in order to minimize radiation exposure of the population to less than 0.01 mSv/year, the most important dose contribution (more than 90 %) being carbon-14.

Schlüsselwörter: *Kernkraftwerke, Strahlendosen, Umgebungsüberwachung*
Keywords*: Nuclear Power Plant, Radiation Exposure, Environmental Monitoring*

1. Emissionen radioaktiver Stoffe aus Kernkraftwerken

Im Kernreaktor entstehen bei der Spaltung eines ^{235}U-Kerns zwei radioaktive Spaltfragmente (bei A ≈ 90 und bei A ≈ 140), die – infolge Neutronenüberschuss – über mehrere, meist kurzlebige β^--Zerfälle in stabile Isotope übergehen. Gleichzeitig werden ein bis 3 Neutronen freigesetzt, was eine sich selbst erhaltende Kettenreaktion ermöglicht. Zusätzlich entstehen im

Reaktor durch Neutroneneinfang auch radioaktive Aktivierungs- od. Korrosionsprodukte. Diese Radioaktivität wird zum grössten Teil in den Brennelementen zurückgehalten und kann erst – falls sie in der Zwischenzeit nicht schon zerfallen ist – bei der Wiederaufarbeitung des Kernbrennstoffes freiwerden. Ein kleiner Anteil der mittel- und langlebigen Radionuklide gelangt in den Kühlkreislauf und wird aus diesem entweder als Gase (Edelgase, Tritium, ^{14}C) aus dem Kondensator abgesaugt oder fällt bei der Wasseraufbereitung als radioaktiver Abfall, etwa Ionenaustauscherharze, Filter oder radioaktives Abwasser an. Durch verschiedene technische Massnahmen wird erreicht, dass so wenig Radioaktivität wie möglich über Abluft und Abwasser in die Umwelt gelangt. Bei den Edelgasen sorgen Verzögerungsstrecken und Aktivkohlefilter dafür, dass ein Grossteil bis zur Emission zerfällt. Radioaktives Jod wird durch Aktivkohle zurückgehalten, radioaktive Aerosole durch entsprechende Filter. Abwässer werden filtriert, mittels Ionenaustauscher gereinigt bzw. verdampft und als Kondensat mit Abwasser abgeleitet. Lediglich bei Tritium und ^{14}C werden solche Rückhalteverfahren nicht eingesetzt bzw. von den Aufsichtsbehörden bisher nicht gefordert.

Bei Kernkraftwerken findet ein laufender Optimierungsprozess statt, an dem sowohl die Betreiber, als auch die Hersteller und die Behörden beteiligt sind. Er umfasst einerseits technische Massnahmen, u.a. wiederkehrende Prüfungen, zu Erhöhung von Sicherheit, Sicherung und Verfügbarkeit der Anlage als auch solche zur Reduktion der radioaktiven Emissionen. Dabei werden sowohl die Technik, als auch die Auswahl und Ausbildung des Personals und die Organisation des Betriebes (u.a. die Sicherheitskultur) regelmässig überprüft und verbessert. Eine Folge davon ist, dass sowohl die Strahlendosen des Eigen- und Fremdpersonals als auch die Emissionen radioaktiver Stoffe und als Folge davon die Strahlendosen bei der Umgebungsbevölkerung in den letzten Jahrzehnten deutlich gesenkt werden konnten und letztere heute meist unter 1/100 mSv pro Jahr liegen.

2. Ermittlung der Dosen in der Umgebung der Kernkraftwerke

Die Emissionen radioaktiver Stoffe über Abluft und Abwasser werden vom Betreiber laufend quantitativ erfasst und zuhanden der Aufsichtsbehörde bilanziert. Diese führt zur Verifizierung eigene, unabhängige Kontrollmessungen durch. Die Emissionslimiten werden von der Bewilligungsbehörde in Deutschland und der Schweiz (hier inkl. Direktstrahlung) so festgelegt, dass Personen, die in der Nahumgebung wohnen, auch unter den ungünstigsten Annahmen nicht mehr als eine zusätzliche Strahlendosis von 0.3 mSv/Jahr erhalten können. Aufgrund der Emissionen berechnet die Behörde die hypothetische, maximale Strahlendosis für die Umgebungsbevölkerung. Dies erfolgt mittels mathematischer Modelle für die Ausbreitung in der Atmosphäre und im Wasserkreislauf, radioökologischer Modelle (Übersicht über die Expositionspfade siehe Abb. 1a) für den Übergang in Pflanzen, Tiere und in die Lebensmittel und Modellen der Dosisberechung für alle möglichen Pfade der externen und internen Bestrahlung [1, 2, 3]. Solche Rechnung sind um eine, wenn nicht gar zwei Grössenordnungen konservativ, d.h. sie überschätzen die tatsächlichen Dosen um einen Faktor 10 bis 100. Bei einer störfallbedingten Freisetzung ist weiter der Zeitfaktor zu berücksichtigen. Abb. 1b zeigt, wann nach einem solchen Ereignis welcher Belastungspfad radiologisch relevant ist und entsprechend beim Messprogramm zu berücksichtigen ist.

Zusätzlich zur lückenlosen Emissionsüberwachung wird bei jedem Kernkraftwerke eine Umgebungsüberwachung durchgeführt, die alle möglichen Belastungspfade erfassen soll um eine zusätzliche Redundanz zur Überwachung an der Quelle zu schaffen. Bei modernen Leichtwasserreaktoren sind die Emissionen im Normalbetrieb meist so gering, dass auch mit sehr empfindlichen Verfahren meist keine radioaktiven Immissionen in der Umgebung der Anla-

gen nachgewiesen werden können. Ausnahmen sind ^{14}C, Tritium in Gewässern, sowie gewisse Aktivierungsprodukte, die sich vor allem in den Sedimenten akkumulieren. Die verwendeten Probenahme- und Messverfahren sind an verschiedenen Stellen, u. a. auch in der Lose-Blatt-Sammlung des Fachverband für Strahlenschutz eingehend beschrieben und bewertet [3, 4]. Bei der Optimierung, d. h. der Auswahl der Messpunkte und Überwachungsmassnahmen sind zwei Punkte von Bedeutung: Die Messverfahren sollen sich gegenseitig ergänzen und es soll berücksichtig werden, welche Belastungspfade im Normalbetrieb und bei Störfällen die grössten Dosisbeiträge liefern, in dem Sinne, dass für die wichtigsten Belastungspfade eine genügende Redundanz vorhanden ist. Das soll nachfolgend anhand von Berechungen für deutsche und schweizerische Kernkraftwerken dargelegt werden.

3. Bewertung der Überwachungsmassnahmen

Zur Bewertung der einzelnen Überwachungsmassnahmen im Bezug auf ihre Wirksamkeit und ihre Eignung für die Umgebungsüberwachung eines Werkes können die nachfolgend aufgelisteten Kriterien benutzt werden. Dabei sind sowohl der bestimmungsgemässe Betrieb, kleinere Störfälle im Bereich der Emissionsgrenzwerte, aber auch Unfälle mit deutlicher Überschreitung der Emissionsgrenzwerte zu berücksichtigen, da Art und Zusammensetzung der Freisetzung unterschiedlich sein können. Bei der Auswahl der Messpunkte, der zu untersuchenden Proben und der Messverfahren ist zusätzlich zum Spektrum der Emissionen auch auf die Ausbreitungsbedingen in Luft und Wasser, die Geländeform, die Bevölkerungsverteilung, die angebauten landwirtschaftliche Produkte, etc. Rücksicht zu nehmen. Abb. 2 zeigt wie effizient die einzelnen Überwachungsmassnahmen im Bezug auf einzelne Expositionspfade sind. Hier einige Kriterien zur Bewertung der einzelnen Überwachungsmassnahmen:

1) Messempfindlichkeit: Vorgängig ist die minimale Aktivität bzw. Dosis oder Dosisleistung zu bestimmen, die mit einem Messverfahren noch erfasst werden kann,
2) Es ist zu berücksichtigen, auf welche Nuklide, Nuklidgruppen oder Emissionspfade oder Dosiskomponente ein Messverfahren anspricht,
3) Es ist abklären, wieweit ein Verfahren Immissionen des Werkes von solchen einer Vorbelastung (natürliche Radioaktivität, Emissionen einer andern Quelle, Kernwaffen-Fallout etc.) unterscheiden kann,
4) es ist zu überlegen, welche räumliche (z.B.: Messpunkt, Mittel über Ortschaft oder ganze Gegend) oder zeitliche (z.B.: Tages-, Woche-, Jahreswerte) Auflösung erwünscht ist,
5) Schnelligkeit eines Verfahrens: Schnellverfahren sind in der Regel weniger genau und weniger empfindlich als die aufwendigeren, klassischen Nachweisverfahren,
6) Aufwand: für Probenahme und Messung, Material und Messgeräten sowie erforderliche Fachkenntnisse und Ausbildung der für die Messungen eingesetzten Fachkräfte,
7) Ortsfeste oder mobile Messstellen: Für die Überwachung eines langfristigen Trends sollte immer an derselben Stelle gemessen werden; im Störfall sind die Messpunkte jedoch entsprechend der aktuellen Windrichtung auszuwählen,
8) Labormessung haben sowohl eine höhere Zuverlässigkeit als auch eine grössere Genauigkeit und Empfindlichkeit; auf der andern Seite sind Vor-Ort-Messung mit automatischer Datenfernübertragung schneller und eignen sich besser für Warnnetze,
9) Ermittlung der Messunsicherheit: Es soll ein Unsicherheits-Budgets erstellt werden, das sämtliche Beiträge zur Unsicherheit des Endresultates umfasst: Probennahme, Probenvorbereitung, Kalibrierung, Zählstatistik, Auswerteprogramme, Kalibrierstandards, verwendeten kernphysikalische Daten, Modellparameter, etc.
10) Qualitätssichernde Massnahmen (Zertifizierung und Akkreditierung nach ISO-Standards) sind heute Stand der Technik. Dazu gehören auch die regelmässige Teilnahme an

Ringversuchen und Vergleichsmessungen. Sie ermöglichen systematische Fehler zu eliminieren, die Qualität der Messungen eines Labors laufend zu überprüfen, und die berechnete Messunsicherheit praktisch zu verifizieren.

Dosisberechnungen gemäss den in Kap. 2 beschriebenen Verfahren wurde für verschieden Fälle durchgeführt und zum Dosis-Schutzziel der Genehmigungsbehörde in Bezug gesetzt. In Abb. 3a und 3b sind die Ergebnisse für eine Normableitung von 3.7×10^{10} Bq/Jahr für den Abluft bzw. den Abwasserpfad (Nahbereich) für die Altergruppe grösser 17 Jahre graphisch dargestellt. Abb. 3a zeigt die berechneten Strahlendosen für Erwachsene, und zwar einerseits für den hypothetischen Fall der maximalen Emissionslimiten und andererseits für realistische Emissionswerte für die Umgebung eines deutschen Siedewasserreaktors, Abb. 3b für jene eines deutschen Druckwasserreaktors und Abb. 4 für das Schweizer Kernkraftwerke Gösgen (Druckwasserreaktor). Aus den Graphiken ist ersichtlich, dass der grösste Dosisbeitrag im Normalbetrieb vom ^{14}C stammt, und die hypothetische (konservativ gerechnete) Gesamtdosis um etwa 2 Grössenordnungen unter dem Schutzziel von 0.3 mSv/Jahr liegt.

4. Schlussfolgerungen

1) Beim Abluftpfad überwiegt bei Normalbetrieb der Dosisbeitrag durch ^{14}C (über 90%). Regelmässige ^{14}C-Messungen bei Schweizer Kernanlagen durch die Universität Bern erzeigen in der Nahumgebung Erhöhungen gegenüber dem weltweiten ^{14}C-Pegel von bis 20 % (entsprechend einer zusätzlichen jährlichen Strahlenexposition von wenigen μSv). Dem ist beizufügen, dass der ^{14}C-Pegel in der Nordhemisphäre in den 50er- und 60er-Jahren als Folge der Kernwaffenversuche bis auf das Doppelte des weltweiten, natürlichen (d. h. kosmogenen) ^{14}C-Pegels (von 0.226 Bq/g Kohlenstoff) angestiegen war.
2) Beim Abwasserpfad überwiegt der Dosisbeitrag durch Tritium.
3) Die berechneten (konservativen) Dosisberechnungen ergeben weniger als 1 % der Dosislimite des Schutzziels von 0.3 mSv/Jahr, sowohl der schweizer (hier inkl. Direktstrahlung) als auch der deutschen Genehmigungsbehörden. Ein Ausschöpfen der Emissionslimiten würde zu Dosen führen, die immer noch eine Grössenordnung tiefer als der Schutzziel-Wert wären.
4) Diese Dosisberechnungen gehen von konservativen Annahmen bezüglich Lebens- und Ernährungsgewohnheiten aus. Die tatsächlichen Dosen unter realistischen Annahmen dürften (auch in der Nahumgebung) um mindestens eine Grössenordnung tiefer liegen.
5) Die sehr tiefen Emissionen modernere Kernkraftwerke sind auf eine fortlaufende technische und betriebliche Optimierung zurückzuführen. Einzig bei den ^{14}C-Emissionen über die Abluft (dessen Produktion ist an die Leistung gekoppelt und daher berechenbar) sowie bei den Tritium-Emissionen wurden solche Massnahmen bisher nicht als sinnvoll erachtet und daher auch von der Genehmigungsbehörde nicht gefordert. Für diese beiden Radionuklide werden von der Behörde keine Emissionslimiten für die Abluft festgelegt.
6) Die Überwachungsprogramme für den Routinebetrieb in Deutschland und in der Schweiz stimmen weitgehend überein; es werden vergleichbare Probeentnahme- und Messverfahren angewendet. Ein regelmässiger Erfahrungsaustausch findet u. a. im Rahmen des FS/AKU und der Deutsch-Schweizerischen Kommission für die Sicherheit kerntechnischer Einrichtungen (DSK) statt.
7) Für die Umgebungsmessungen bei Stör- und Unfällen spielen die automatischen Warnnetze oder Fernüberwachung eine immer wichtigere Rolle.
8) Wichtig ist eine ganzheitliche Interpretation der Überwachungsdaten, ausgehend von einer klaren Formulierung von Ziel und Zweck der Messprogramme verbunden mit dem Vergleich zu anderen anthropogenen Umweltauswirkungen und Gesundheitsrisiken.

5. Literaturverzeichnis

[1] Entwurf der Allgemeine Verwaltungsvorschrift zu § 47 StrlSchV: Ermittlung der Strahlenexposition durch die Ableitung radioaktiver Stoffe aus kerntechnischen Anlagen oder Einrichtungen vom 13.05.2005

[2] Richtlinie zur Emissions- und Immissionsüberwachung kerntechnischer Anlagen: Der Bundesminister für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, GMBl. Nr. 14-17 vom 23.3.2006, S.253 – S.336,

[3] Empfehlungen zur Überwachung der Umweltradioaktivität. Loseblattsammlung des Arbeitskreises Umweltüberwachung des Fachverband für Strahlenschutz e.V. FS-78-15-AKU; ISSN 1013-4506

[4] Messanleitungen für die Überwachung der Radioaktivität in der Umwelt und zur Erfassung radioaktiver Emissionen aus kerntechnischen Anlagen. Hrsg.: Der Bundesminister für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Bonn; Gustav Fischer-Verlag, Stuttgart (1992).

[5] Bekanntmachung der Dosiskoeffizienten zur Berechnung der Strahlenexposition vom 23. Juli 2001; Bundesanzeiger Nr. 160a vom 28.08.2001, Bundesanzeiger Verlag.

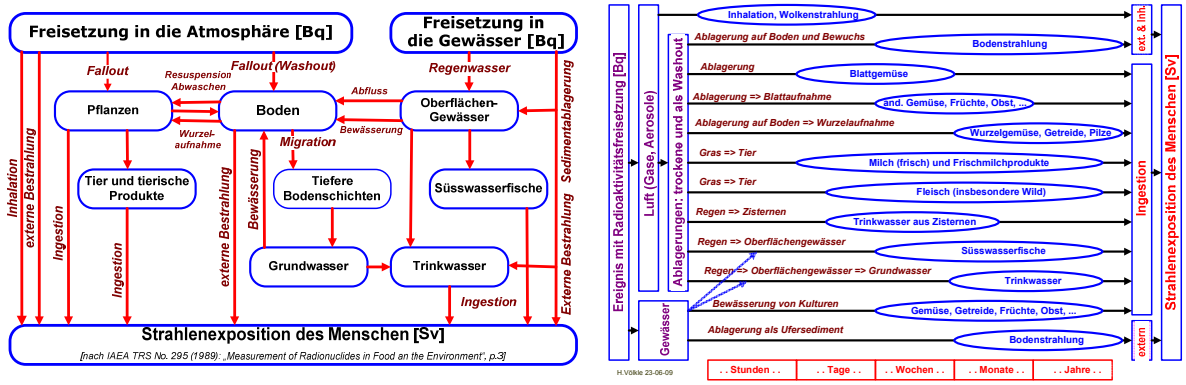


Abb. 1a, b : <u>Links</u>: Übersicht über die verschiedenen radiologischen Expositionspfade in der Umgebung von Kernkraftwerken
<u>Rechts</u>: Zeitskala (pseudo-logarithmisch) bei einer störfallbedingten Freisetzung

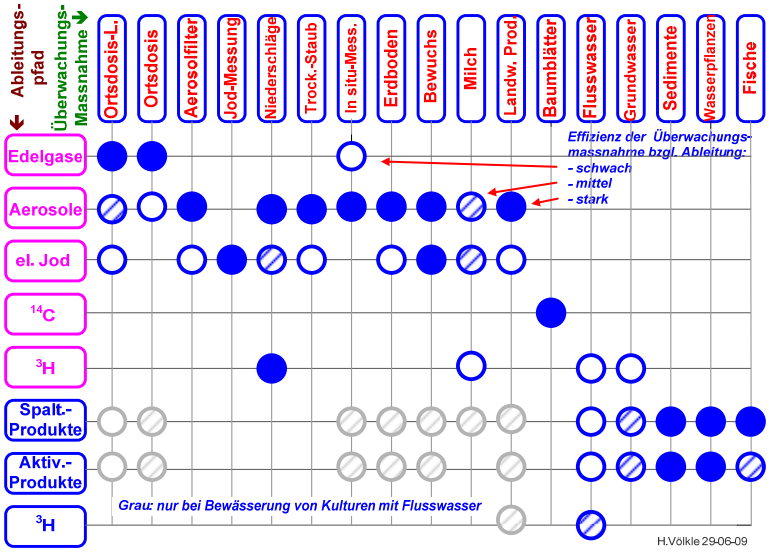


Abb. 2: Effizienz der einzelnen Überwachungsmassnahmen bezüglich der Emissionspfade

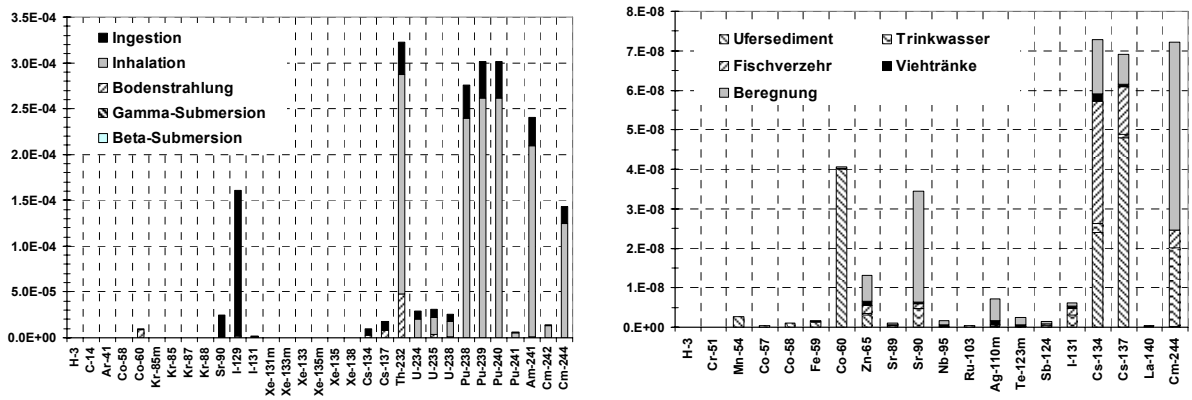


Abb. 3a, b: **Links:** Berechnete effektive Dosen [Sv/Jahr] für die Altersgruppe grösser 17 Jahre für eine Normableitung von 3.7×10^{10} Bq/Jahr über den Abluftpfad
Rechts: Berechnete effektive Dosen [Sv/Jahr] für die Altersgruppe grösser 17 Jahre für eine Normableitung von 3.7×10^{10} Bq/Jahr über den Abwasserpfad

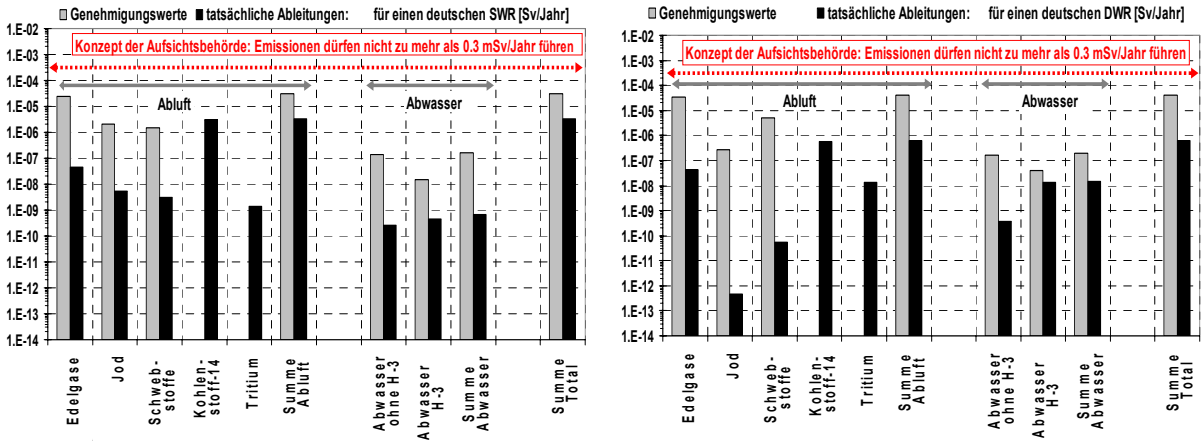


Abb. 4a, b: **Links:** Berechnete effektive Dosen [Sv/Jahr] für die Umgebung eines deutschen Siedewasserreaktors
Rechts: Berechnete effektive Dosen [Sv/Jahr] für die Umgebung eines deutschen Druckwasserreaktors

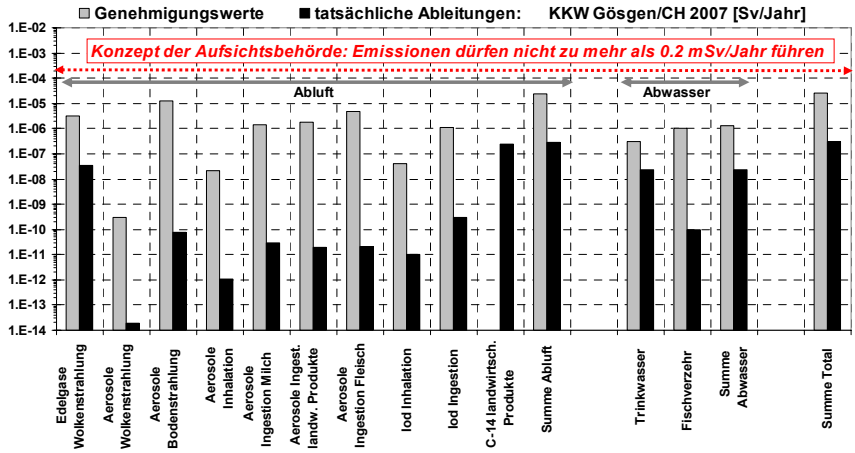


Abb. 5: Berechnete effektive Dosen [Sv/Jahr] für die Umgebung des Kernkraftwerkes Gösgen / Schweiz (Druckwasserreaktor)

RADIOAKTIVE STOFFE IN ABFALLANLAGEN

RADIOACTIVE MATERIAL IN WASTE RECYCLING FACILITIES

G. Kraus[1)], Th. Allinger[2)], H. Löwer[3)], B. Müller-Kiemes[1)]

[1)]Hessisches Umweltministerium HMUELV, Wiesbaden, Deutschland
[2)]Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie HLUG, Kassel, Deutschland
[3)]Regierungspräsidium Gießen, Gießen, Deutschland

Zusammenfassung
Anlagen der Entsorgungs- und Recyclingwirtschaft (Abfallanlagen) werden zunehmend mit hochempfindlichen radiologischen Eingangsmesseinrichtungen ausgestattet, um radioaktive Stoffe aus dem Wirtschaftskreislauf zu entfernen und die Kontamination von Endprodukten zu vermeiden. Derartige Anlagen unterliegen nicht dem Strahlenschutzrecht und haben i. d. R. kein fachkundiges Personal, so dass die mittlerweile dort regelmäßig vorkommenden Funde radioaktiver Stoffe zu radiologisch wie rechtlich schwierigen Situationen führen.
Für diese Problematik wurde in Hessen ein Konzept für die Zusammenarbeit von Anlagenbetreibern und Strahlenschutzbehörden vereinbart, um unnötigen behördlichen Aufwand und unangemessene Kosten für die Anlagenbetreiber zu vermeiden, gleichzeitig aber eine ordnungsgemäße Abwicklung entsprechender Funde zu garantieren.

Summary
Waste and metal recycling facilities are increasingly equipped with highly sensitive radiation measuring systems in order to remove radioactive materials from economic cycles and to avoid contamination of products. Such facilities are not amenable to radiation protection legislation and usually do not have appropriately qualified personnel. In consequence, the detection of radioactive material at such facilities results in radiologically and legally difficult situations.
To solve this problem, Hessen has developed a concept for the cooperation of recycling facilities and competent authorities in order to avoid unnecessary effort and cost, but simultaneously to guarantee a correct handling of such situations.

Schlüsselwörter: *Radioaktivität in Abfall und Schrott, Fund, Erlangung, NORM/TE-NORM*
Keywords: *radioactivity in waste and scrap, orphaned sources, NORM/TE-NORM*

1. Einleitung

Anlagen der Entsorgungs- und Recyclingwirtschaft (Abfallanlagen) unterliegen in der Regel nicht strahlenschutzrechtlichen Bestimmungen. Die Betreiber solcher Anlagen sind in Folge über einschlägige Regelungen nicht informiert und besitzen keine Fachkunde im Strahlenschutz. Aufgrund eigener Interessen, z. B. der Reinhaltung und Vermarktungsfähigkeit von rezyklierbarem Material, statten sie ihre Betriebe jedoch zunehmend mit hochempfindlichen radiologischen Eingangs-Messeinrichtungen aus, die bereits geringfügige Erhöhungen der Gammaortsdosisleistung (ODL) von etwa 5 nGy/h erkennen können.
In Folge wird in Hessen mittlerweile die Mehrzahl der behördlich bekannten Fälle von Fund und Erlangung radioaktiver Stoffe an derartigen Anlagen registriert. Dabei bilden Stoffe aus den Bereichen NORM/TE-NORM, Nuklearmedizin, ältere Produkte mit Ra-226++ sowie

kleinere Strahlenquellen aus ehemals medizinischer oder industrieller Anwendung („orphaned sources“) den Schwerpunkt. Unabhängig von einer strahlenschutzrechtlichen Bewertung sind auffällig gewordene Materialien i. d. R. nicht mehr marktfähig und müssen konsequent aus dem Wirtschaftskreislauf entfernt werden, um

- eine schleichende radioaktive Verunreinigung bestimmter Materialströme zu vermeiden,
- eine illegale Entsorgung zu verhindern (z.B. Deponierung in der Natur),
- eine unkontrollierte Weitergabe zu verhindern, die zu weiteren Alarmen an anderen Stellen führen würde mit entsprechendem Aufwand für weitere Betreiber und Behörden.

Die Notwendigkeit derartiger Maßnahmen zeigen die immer wieder auftretenden Fälle radioaktiv verunreinigter Materialien, die im z. T. großen Maßstab auf dem Markt auftauchen (zuletzt 2008/2009: Co-60 verunreinigter Edelstahl aus Indien). Die überwiegende Zahl dieser Fälle ist auf unsachgemäße Entsorgung radioaktiver Stoffe und unbeabsichtigtes Einbringen in Recyclingprozesse zurück zuführen.

2. Rechtliche Situation

Die maßgeblichen rechtlichen Regelungen zum Thema „Fund und Erlangung radioaktiver Stoffe“ in Deutschland finden sich in den §§ 71, 102 Strahlenschutzverordnung-StrlSchV. Wer radioaktive Stoffe findet oder ohne Willen bzw. Wissen die tatsächliche Gewalt darüber erlangt, hat dies der zuständigen Behörde mitzuteilen, sobald er von der Radioaktivität der Stoffe Kenntnis gewinnt. Ausgenommen sind Stoffe, deren Aktivität die Freigrenzen der StrlSchV nicht überschreitet. Der „Finder“ i. S. des § 71 StrlSchV bedarf keiner Genehmigung, wenn er die radioaktiven Stoffe bis zur Entscheidung der zuständigen Behörde lagert, befördert oder handhabt. Für Arbeiten mit Materialien, die natürlich vorkommende Radionuklide enthalten, die nicht Rückstände im Sinne der Anl. XII Teil A StrlSchV sind und durch die eine erheblich erhöhte Strahlenexposition von Einzelpersonen der Bevölkerung möglich ist, kann die zuständige Behörde gemäß § 102 StrlSchV Schutzmaßnahmen anordnen. Als Richtwert für „erheblich erhöht“ gilt ein Jahreswert von 1 mSv für die Einzelperson der Bevölkerung. Die genannten Regelungen gewinnen ihre eigentliche Bedeutung aber erst in Verbindung mit der Legaldefinition des Begriffs „radioaktiver Stoff“. Der Fund eines Stoffs mit Aktivität unterhalb der Freigrenzen oder eines Materials, für den die zuständige Behörde keine erhebliche Erhöhung einer Strahlenexposition konstatiert, kann atomrechtlich „außer Acht gelassen“ werden. Ein solcher Stoff/solches Material ist „nicht radioaktiv“ im atomrechtlichen Sinne, verbleibt damit außerhalb des Strahlenschutzrechts und muss im Rahmen abfallrechtlicher (und ggf. anderer) Bestimmungen betrachtet werden.

3. Messtechnische Situation

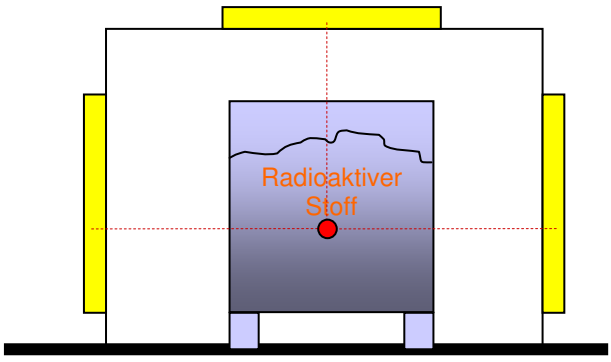


Abb. 1 Abschätzung der Detektierbarkeit radioaktiver Stoffe in Schrottladungen

Abb. 1 zeigt eine typische Messsituation bei der Eingangskontrolle eines Metallrecyclers. Ein LKW der Breite 2,5 m durchfährt eine Portalmessanlage zwischen den im Abstand von ca. 4,5 m montierten Detektoren. Der Container hat eine ca. 5 mm dicke Eisenwand und eine Ladung Schrott mittlerer Dichte von 1 g/cm^3, in der mittig ein radioaktiver Stoff liegt. Bei einer Nachweisgrenze von 5 nGy/h können unter diesen Bedingungen aufgrund von Abstand, Abschirmeffekt von Ladung und Containerwand und abhängig von den relevanten Gammaenergien gerade noch die in Tab. 1 genannten Aktivitäten erkannt werden.

Tab. 1 Nachweisbarkeit radioaktiver Stoffe in Schrottladungen

Radionuklid	Co-60	Cs-137	Ir-192	Am-241
Aktivität einer Punktquelle mittig in der Ladung	6,5 MBq	150 MBq	550 MBq	auch Aktivitäten > PBq werden nicht erkannt
Vielfaches der Freigrenze gem. Anl. III Tab. 1 Sp. 2 StrlSchV	65	15.000	55.000	-

4. Konzept „Fund radioaktiver Stoffe in Abfallanlagen“

Über die o. g. grundsätzlichen Regelungen der StrlSchV hinaus gibt es keine verbindlichen Vorgaben, insbesondere keine definierten Verfahren zur Prüfung des Unter-/Überschreitens von Freigrenzen und keine konkreten Szenarien für den § 102 StrlSchV, die am Fundort sinnvoll angewandt werden könnten. Die qualifizierte Bewertung eines Funds allein auf Basis von Messungen der ODL ist de facto unmöglich, insbesondere nicht durch einen fachunkundigen „Finder“. Gleichzeitig besteht bei derartigen Vorgängen häufig erheblicher Zeitdruck, um Transport- und Produktionsvorgänge nicht unnötig zu verzögern. Eine angemessene und gleichzeitig rechtlich korrekte Behandlung derartiger Ereignisse, die in Praxis eine große Bandbreite aufweisen, ist daher problematisch.
Aufgrund dieser Vorüberlegungen wurde für Hessen ein Konzept „Fund radioaktiver Stoffe in Abfallanlagen“ entwickelt, das folgende Grundsätze abbildet:

- Das Konzept geht von einer gütlichen Zusammenarbeit Betreiber-Behörde aus.
- In jedem Fall einer Feststellung erhöhter Messwerte hat der Anlagenbetreiber die Mitteilungspflicht gemäß § 71 StrlSchV. Diese Mitteilungspflicht kann nicht durch das Zuziehen einer Fachfirma ersetzt werden.
- Zuständig sind die Strahlenschutzfachkräfte (SFK) der regionalen Behörden. Ersatzweise steuern die allgemeinen Ordnungsbehörden (Polizei, Feuerwehr) die Mitteilung über etablierte Alarmierungswege für Zwischenfälle mit radioaktiven Stoffen.
- Die SFK begeben sich zeitnah vor Ort, bewerten den Fund und entscheiden über das weitere Vorgehen. Erklärtes Ziel ist die konsequente Entfernung von als radioaktiv bestätigten Funden aus dem Wirtschaftskreislauf.
- Die Rücksendung auffälliger Lieferungen an den Absender i. S. des „Verursacherprinzips“ auf der Basis (vermeintlich) erfüllter GGVSE-Bestimmungen (z. B. ODL < 5 µSv/h am Fahrzeug) ist in Hessen nicht zulässig.
- Bei Schwierigkeiten insbesondere im Zusammenhang mit Maßnahmen der Gefahrenabwehr zieht die SFK die Polizei hinzu (z.B. Widerstand bei Sicherstellung, Fahrer flüchtet mit auffälliger Lieferung).

Abb. 2 beschreibt den grundsätzlichen Ablauf eines Funds an einer Abfallanlage vom verifizierten Alarm an der radiologischen Eingangs-Messeinrichtung über die Mitteilung an die örtlich zuständige Behörde bis zur Entlassung der verursachenden Objekte ins Abfallrecht,

zur Freigabe radioaktiver Stoffe oder zur Verbringung radioaktiver Abfälle an die Landessammelstelle (LSSt).

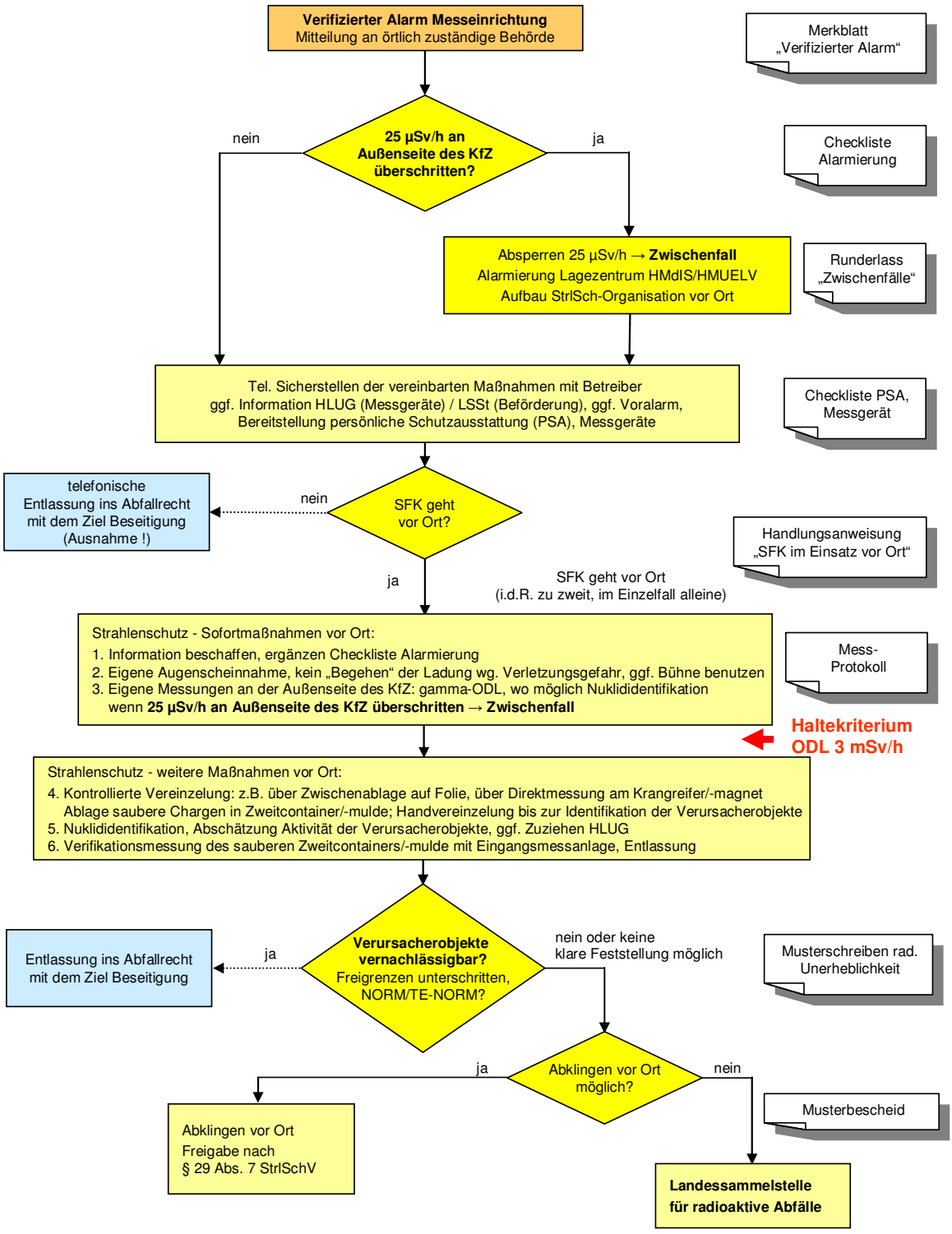


Abb. 2 Flussdiagramm Fund radioaktiver Stoffe an einer Anfallanlage

Zum Schutz der SFK und des Betreiberpersonals enthält das Konzept zwei Dosisleistungsschwellen. ODL-Werte > 25 µSv/h an der Außenseite des Fahrzeugs schließen NORM/TE-NORM als Ursache nahezu aus, es muss hier von größeren Aktivitätsmengen nicht

natürlichen Ursprungs ausgegangen werden. In solchen Fällen hat der Betreiber die auffällige Lieferung in ein kontrolliertes Areal auf dem Firmengelände zu verbringen und den Bereich 25 µSv/h abzusperren. Die SFK begeben sich unverzüglich vor Ort und behandeln den Fund nach den Regeln eines Zwischenfalls mit radioaktiven Stoffen [1]. Ab einem Messwert von 3 mSv/h sind eigenständige Maßnahmen der SFK in jedem Fall abzubrechen und der Fundort ist mit 25 µSv/h abzusperren. In solchen Fällen ist in Absprache mit HMUELV und HLUG ein konkretes Bergekonzept zu entwickeln, wobei ggf. auch andere Behörden und Fachfirmen zugezogen werden (z.B. ZUB, KHG).

ODL-Werte ≤ 25 µSv/h an der Außenseite des Fahrzeugs/Containers sind nach bisherigen Erfahrungen die Regel und können sowohl durch künstliche Radionuklide in der Ladung verursacht werden als auch durch NORM/TE-NORM Stoffe, die dicht an der Außenwand des Fahrzeugs/Containers liegen. Auch wenn größere Aktivitätsmengen nicht natürlichen Ursprungs abgeschirmt durch die Ladung nicht ausgeschlossen werden können, ist hier zunächst keine unmittelbare Gefahrenabwehr erforderlich. Der Betreiber verbringt die auffällige Lieferung in ein kontrolliertes Areal möglichst auf dem Firmengelände und bereitet die Vereinzelung vor (Absperrung, Kennzeichnung, Freifläche, leerer Zweitcontainer/-mulde, evtl. Folie, Kran/Magnet, Werkzeug).

Mitteilungen über Funde der hier betrachteten Art werden i. d. R. zu üblichen Betriebs-/ Dienstzeiten eingehen. Wenn sichergestellt ist, dass die Sofortmaßnahmen des Betreibers verlässlich ausgeführt werden, kann für den Einsatz der SFK vor Ort mit dem Betreiber der Anlage und dem Fuhrunternehmer/Fahrer ein für alle Beteiligten passender Termin vereinbart werden. Als Richtwert zählt die Bewertung des Funds durch die SFK vor Ort innerhalb des nächsten Arbeitstags (Ausnahme: bei Zwischenfall unverzüglich).

Die zuständigen SFK sollen vor Ort mindestens die Funktionen ODL- und Kontaminationsmessung, Dokumentation und Kommunikation realisieren (i. d. R. zwei Personen). Persönliche Schutzausstattung, Mess- und Bergeausrüstung und das grundsätzliche Vorgehen bei der Suche nach radioaktiven Stoffen ist an anderer Stelle im Detail beschrieben [2]. Ziel der Maßnahmen ist die Vereinzelung der auffälligen Lieferung, die Identifikation der Verursacherobjekte und nachfolgend die Bestimmung von deren Nuklidvektor und Aktivität (NaJ-Spektrometrie, Abstandsmessungen). Dabei ist das „Begehen“ der Ladung wg. der Verletzungsgefahr auch im Zuge der Vereinzelung zu unterlassen. Messungen in der Nähe von Kranmagneten sind mit Vorsicht zu bewerten, weil die Elektronik der Messgeräte durch die starken Magnetfelder gestört werden kann. Ferner ist zu bedenken, dass auch nuklearmedizinisch behandelte Personen (z. B. Fahrer) Portalanlagen auslösen können. Für hochauflösende Gammaspektroskopie und notwendige Beförderungsvorgänge können HLUG bzw. Landessammelstelle angefordert werden.

Zentrale Entscheidung der SFK im Rahmen eines Funds ist, ob ein Verursacherobjekt im atomrechtlichen Sinne „vernachlässigbar“ ist, damit nicht dem Atomrecht unterliegt und primär nach abfallrechtlichen Regelungen zu behandeln ist. Diese Entscheidung trifft die SFK nach eigener Messung/Bewertung vor Ort. Dabei muss auch i. R. des Abfallrechts die Entfernung des Materials aus dem Wirtschaftskreislauf sichergestellt sein (z. B. durch Deponierung oder Verbrennung, andernfalls drohen Wiederholungsalarme). Im Zweifelsfall muss die zuständige Abfallbehörde zugezogen werden. Für die Entscheidung gelten folgende Grundsätze:

- Kernbrennstoffe gelten generell nicht als vernachlässigbar.
- Sonstige radioaktive Stoffe einschließlich Ra-226++ gelten als vernachlässigbar, wenn durch Messung oder Rechnung sichergestellt ist, dass Freigrenzen unterschritten sind.

- NORM/TE-NORM gelten grundsätzlich als vernachlässigbar. Eine Einstufung als überwachungsbedürftiger Rückstand gem. Anl. XII StrlSchV wird aufgrund der geringen Massen i. d. R. nicht erforderlich sein. Bei voluminösen Objekten unbekannter Zusammensetzung ist allerdings sicherzustellen, dass sich kein anderer radioaktiver Stoff abgeschirmt und unerkannt im Inneren befindet. Im Einzelfall kann nach Abwägung des Aufwands / der erreichbaren Optimierung / der damit möglicherweise verbundenen Strahlenexposition des Personals eine Dekontamination i. S. von Optimierung nach § 6 StrlSchV durchgeführt werden. Diese Dekontaminationsarbeiten sind durch den Betreiber zu organisieren und unter Einhaltung der Schutzbestimmungen durchzuführen. Die SFK beraten und unterstützen ggf. durch Messungen.

Dem Betreiber kann nach der Entscheidung „vernachlässigbar“ auf Wunsch ein Schreiben der Strahlenschutzbehörde über die radiologische Unerheblichkeit des Verursacherobjekts zur Verfügung gestellt werden.

Bei nicht vernachlässigbaren Verursacherobjekten ist die Möglichkeit einer Freigabe nach § 29 Abs. 7 StrlSchV zu prüfen. Wenn eine sichere Aufbewahrungsmöglichkeit auf dem Betriebsgelände existiert und ein rechnerisch garantiertes Abklingen unter den Freigabewert innerhalb von zwei Wochen anzunehmen ist, kann die Freigabe auch vor Ort erteilt werden. Alle anderen Fälle sind unter Einhaltung der Bestimmungen der GGVSE als radioaktiver Abfall an die Landessammelstelle abzugeben (ggf. Abklingen über längere Zeiträume und Freigabe dort, Abwarten von Ermittlungen der Staatsanwaltschaft, etc.).

5. Bisherige Erfahrungen

Das Konzept wurde bei den bisher beteiligten Betreibern von Abfallanlagen durchweg positiv aufgenommen, weil es für den Fund radioaktiver Stoffe eine unkomplizierte, zeitnahe und kostengünstige Abwicklung bietet, gleichzeitig eine behördlich attestierte Rechtssicherheit schafft. Für die hessischen SFK liefert das Konzept fachlich und rechtlich belastbare Rahmenbedingungen für die große Bandbreite denkbarer Fälle.
Seit Einführung im Jahr 2008 wurden mehr als zehn Fälle zufriedenstellend bewältigt. Für die häufiger auftretenden Fundarten hat sich bereits eine erfreuliche Routine in der Abwicklung eingestellt. Standardisotope aus der Nuklearmedizin (I-131, Tc-99m, Sm-153) oder aus industrieller Anwendung (Am-241, Co-60, Cs-137) können i. d. R. vor Ort identifiziert und hinreichend genau quantifiziert werden. Auch die Unterscheidung zwischen NORM und Produkten mit Radium (Leuchtfarben, elektronische Bauteile) oder Thorium (optische Elemente) ist meist möglich. An bestimmten Anlagen können einzelne Fundarten wie NORM aus den Bereichen Feuerfestindustrie oder Tresorbau mittlerweile telefonisch abgewickelt werden. Problematisch sind dagegen voluminöse NORM-Objekte unbekannter Herkunft und Zusammensetzung. Auch bei nur geringfügig erhöhter ODL müssen Aspekte wie Homogenität der Aktivitätsverteilung, Eigenabsorption und Abschirmwirkung geprüft werden. Hier sind im Einzelfall zusätzliche Laboruntersuchungen erforderlich.

6. Literaturverzeichnis

[1] Gemeinsamer Runderlass HMdI, HMdJ und HMULV „Zwischenfälle mit radioaktiven Stoffen außerhalb der kerntechnischen Anlagen in Biblis und Hanau, einschließlich der Beförderung“ vom 03.11.2008 (StAnz. Hessen 49/2008 S. 3125)

[2] Handlungsanweisung für Strahlenschutzfachkräfte im Einsatz vor Ort, HMUELV 2008

RADIOÖKOLOGIE DES IOD-129: VOM MEER ZUM KONTINENT

RADIOECOLOGY OF IODINE-129: FROM SEA TO LAND

R. Michel[1)], L. Tosch[1)], M. Gorny[1)], H. Nies[2)], J. Herrmann[2)], I. Goroncy[2)], V. Alfimov[3)], H.-A. Synal[3)]

[1)] Zentrum für Strahlenschutz und Radioökologie, Leibniz Universität Hannover, Deutschland
[2)] Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie, Hamburg, Deutschland
[3)] Labor für Ionenstrahlphysik (LIP), ETH Zürich, Schweiz

Zusammenfassung
Oberflächenwasserproben aus dem Ärmelkanal, der Nordsee, der Irischen See, der Ostsee und dem Nordostatlantik wurden auf Iod-129 und Iod-127 untersucht. Die Iod-127 Konzentrationen sind mit Ausnahme der Ostseeproben im Meerwasser nahezu konstant (39 ± 4) ng/g. Die $^{129}I/^{127}I$-Isotopenverhältnisse erstrecken sich von 4×10^{-9} bis 3×10^{-6}. Die größten $^{129}I/^{127}I$-Isotopenverhältnisse werden im Englischen Kanal östlich von La Hague beobachtet. Selbst die kleinsten $^{129}I/^{127}I$-Isotopenverhältnisse im westlichen Kanal und östlich der Shetlandinseln liegen drei Größenordnungen über dem pränuklearen $^{129}I/^{127}I$-Isotopenverhältnis von $1{,}5 \times 10^{-12}$ das für die marine Hydrosphäre angenommen wird. Die Emissionen aus La Hague können im Kanal und nachfolgend auch in der Nordsee verfolgt werden. Der Vergleich mit unseren bisherigen Arbeiten zeigt das Ungleichgewicht von Iod-127 und Iod-129 in den Umweltkompartimenten. Iod-129 erweist sich als ein sehr konservativer Tracer im Meerwasser. Die Variation der $^{129}I/^{127}I$-Isotopenverhältnisse wird ausschließlich durch die Beimengungen von anthropogenem Iod-129 bestimmt.

Summary
Surface seawater samples from the English Channel, the North Sea, the Irish Sea, the Baltic Sea and the North Atlantic were analyzed for iodine-127 and iodine-129. The iodine-127 concentrations in seawater are except for the Baltic Sea relatively constant (39 ± 4) ng/g. The observed $^{129}I / ^{127}I$ isotopic ratios range between 4×10^{-9} and 3×10^{-6}. The highest isotopic ratios are seen in the English Channel in the east of La Hague. Even the lowest observed isotopic ratios in the western part of the English Channel and at the Shetland Islands are three orders of magnitude higher than the natural ratio which is estimated for the marine hydrosphere to 1.5×10^{-12}. The emissions from La Hague can be followed through the English Channel and subsequently the North Sea. Comparing these results with our earlier studies shows the disequilibrium of iodine-127 and iodine-129 in the environmental compartments. Iodine-129 turns out to be a conservative tracer in seawater. The variability of the $^{129}I/^{127}I$ isotopic ratios is exclusively determined by admixture of anthropogenic ^{129}I.

Schlüsselwörter: *Iod-129, Seewasser, Beschleunigermassenspektrometrie*
Keywords: *Iodine-129, seawater, accelerator mass spectrometry*

1. Einleitung

Durch oberirdische Kernwaffenexplosionen, kerntechnische Unfälle und vor allem durch Emissionen aus Wiederaufarbeitungsanlagen wurden die natürlichen Vorkommen des langlebigen Radionuklids ^{129}I ($T_{1/2}$ = 15.7 Ma) nachhaltig verändert. In Westeuropa dauern diese

Veränderungen an. Zwischen 1992 und 1999 erhöhten sich die $^{129}I/^{127}I$-Isotopenverhältnisse in der Deutschen Bucht um mehr als eine Zehnerpotenz [1]. Natürliches ^{129}I entsteht bei der Spontanspaltung von ^{238}U und durch Spallationsreaktionen von Xenon mit kosmischer Strahlung. Künstliches ^{129}I wird bei der neutroneninduzierten Spaltung von ^{235}U und ^{239}Pu gebildet. Das natürliche oder auch pränukleare $^{129}I/^{127}I$-Isotopenverhältnis kann mit etwa $1{,}5 \times 10^{-12}$ für die marine Hydrosphäre angenommen werden [2]. Der globale Fallout durch oberirdische Kernwaffentests verursacht ein Isotopenverhältnis von etwa 10^{-10}, dies wird heute nur noch fernab der Emittenten angetroffen.

2. Probennahme und Analytik

In einem vom BMU/BfS geförderten Forschungsvorhaben wurde in Zusammenarbeit des Bundesamtes für Seeschifffahrt und Hydrographie (BSH) mit dem ZSR der Leibniz Universität Hannover, der ETH Zürich und weiteren Institutionen eine aktuelle Bestandaufnahme von ^{129}I, ^{99}Tc und anderen Radionukliden in der Nordsee, dem Englischen Kanal und dem Nordostatlantik vorgenommen. Mit dem BSH-Forschungsschiff „Gauß“ wurde im August 2005 das genannte Gebiet beprobt. Zusätzlich wurden seit Mai 2005 Proben in der Deutschen Bucht an mehreren Positionen während routinemäßiger Monitoringfahrten des BSH entnommen. Proben der Irischen See und dem Nordatlantik wurden im Rahmen bestehender Kooperationen des BSH im Jahre 2006 genommen [3]. Darüber standen Ostseeproben aus dem Jahr 2007 und einige exotische Wasserproben zur Verfügung.

Das an der Oberfläche entnommene Seewasser wurde in Polyethylenflaschen gefüllt und mit Natriumhydroxidplätzchen versetzt. ^{129}I wurde mittels Beschleunigermassenspektrometrie (AMS) an der ETH Zürich am Standort Hönggerberg gemessen. Zur Vorbereitung der AMS-Messung musste das Iod als Silberiodid aus der Probe isoliert werden. Zu diesem Zweck wurde Woodwardiod zu etwa 100 ml Seewasser als Träger zugegeben. Das Iod wurde mit Calciumhypochlorid zum Iodat oxidiert und anschließend mit Natriumhydrogensulfit zum Iodid reduziert. Nach Abtrennung des Iodids mittels Ionenaustauschersäule wurde Iodid mit Silbernitrat in salpetersaurer Lösung als Silberiodid gefällt. ^{127}I wurde mit ICP-MS (Massenspektrometrie mit induktiv gekoppeltem Plasma) am Institut für Anorganische Chemie -Lehrgebiet Analytische Chemie- der Universität Hannover bestimmt. Die Probenvorbereitung der ICP-MS-Messung beschränkte sich auf das Filtern des Wassers durch einen Zellulosenitratfilter mit der Porengröße 0,4 µm und einer anschließenden (meist 1:10) Verdünnung.

3. Ergebnisse und Diskussion

Die ^{127}I-Konzentrationen im Meerwasser variieren nur sehr wenig (39 ± 4) ng/g. Dies gilt nicht für Ostsee- und Elbewasser. Die $^{129}I/^{127}I$-Isotopenverhältnisse des gesamten Beprobungsgebiets erstrecken sich von 6×10^{-9} bis 3×10^{-6} über vier Größenordnungen. Die kleinsten $^{129}I/^{127}I$-Isotopenverhältnisse aus der Nordsee und dem Kanal werden im westlichen Bereich des Kanals nahe dem Atlantik und östlich der Shetlandinseln im Nordwesten der Nordsee gemessen. Die größten Kontaminationen sind im Abstrom von La Hague im östlichen Bereich des Englischen Kanals und in der direkten Umgebung Sellafields in der Irischen See anzutreffen (Abb. 1). In diesen Bereichen liegen die $^{129}I/^{127}I$-Isotopenverhältnisse bei mehr als 3×10^{-6} und damit sechs Größenordnungen über dem natürlichen Isotopenverhältnis und vier Größenordnungen über dem Hintergrundisotopenverhältnis von 10^{-10}, das durch oberirdische Kernwaffentests verursacht wird. Die Emissionen der Wiederaufarbeitungsanlage in La Hague können im Kanal und entlang der französischen, belgischen, niederländischen und deutschen Küste bis nach Dänemark verfolgt werden.

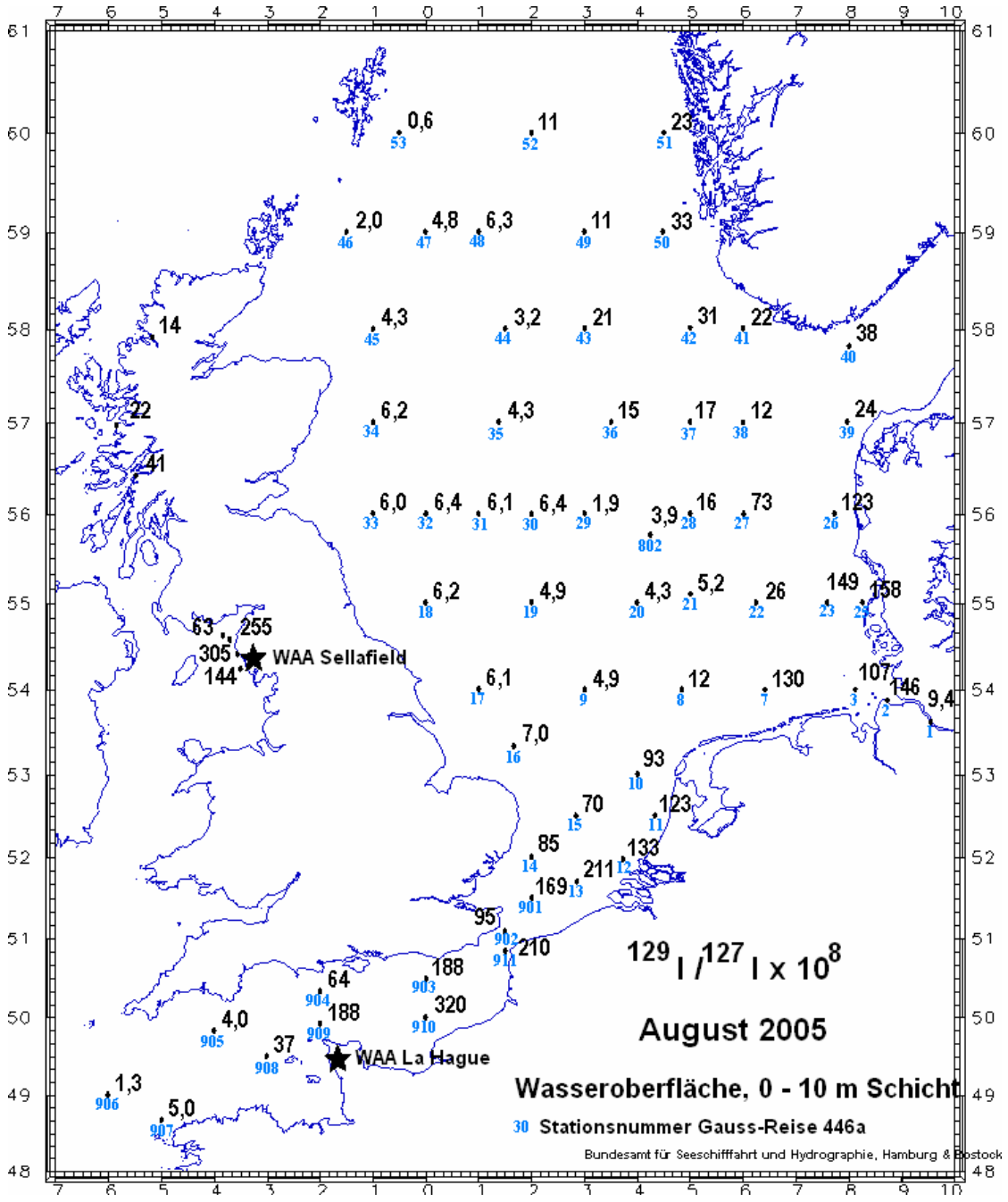


Abb. 1: $^{129}I/^{127}I$-Isotopenverhältnisse im Oberflächenwasser der Nordsee, des Englischen Kanals und der Irischen See in 10^{-8}. Die Proben aus der Irischen See und von der Schottischen Küste stammen aus dem Jahre 2006, alle anderen Proben wurden 2005 entnommen. Die kleinen Ziffern stehen für die Stationsnummern, die großen im Fettdruck darüber für die experimentellen Daten.

Von Station 910 bis Station 26 nimmt das $^{129}I/^{127}I$-Isotopenverhältnisse entlang der Küste nur etwa um Faktor drei ab (Abb. 1). Im weiteren nördlichen Verlauf macht sich die Beeinflussung durch Ostseewasser aus dem Skagerrak bemerkbar. Die Kontamination des beschriebenen Küstenbereichs wird durch die Ableitungen von La Hague geprägt, eine Vermischung mit Wasser aus der zentralen Nordsee findet dort nicht statt. Aufgrund der Tidenbewegungen im Kanal erstreckt sich der Einfluss von La Hague auch nach Westen auf die Stationen 908 und

905. Die Kontamination der Stationen 906 und 907 konnte unter Einbeziehung von ^{99}Tc-Ergebnissen Sellafield zugeschrieben werden.

Das aus Sellafield stammende ^{129}I weist kein so eindeutiges Transportmuster auf. Von Sellafield ausgehend fließt die Hauptströmung des Wassers nach Norden. Auf einer kurzen Strecke innerhalb der Irischen See nimmt das ^{129}I/^{127}I-Isotopenverhältnis auf ein Fünftel ab. Die entlang der schottischen Küste entnommenen Proben weisen ein weiteres Abnehmen der ^{129}I/^{127}I-Isotopenverhältnisse in nördlicher Richtung auf. Dies wird auf Verdünnungseffekte durch den Zufluss von Atlantikwasser erklärt, das wenig Iod-129 in sich trägt. Im Vergleich zum küstennahen Bereich bei Sellafield wird an der Nordwestküste Schottlands eine um mehr als den Faktor 21 verringertes ^{129}I/^{127}I-Isotopenverhältnis beobachtet (Abb. 1). Die Beeinflussung in südlicher Richtung und ist deutlich erkennbar, signifikante Wassermengen finden ihren Weg aus der Irischen See in südlicher Richtung zum Einlass des Kanals.

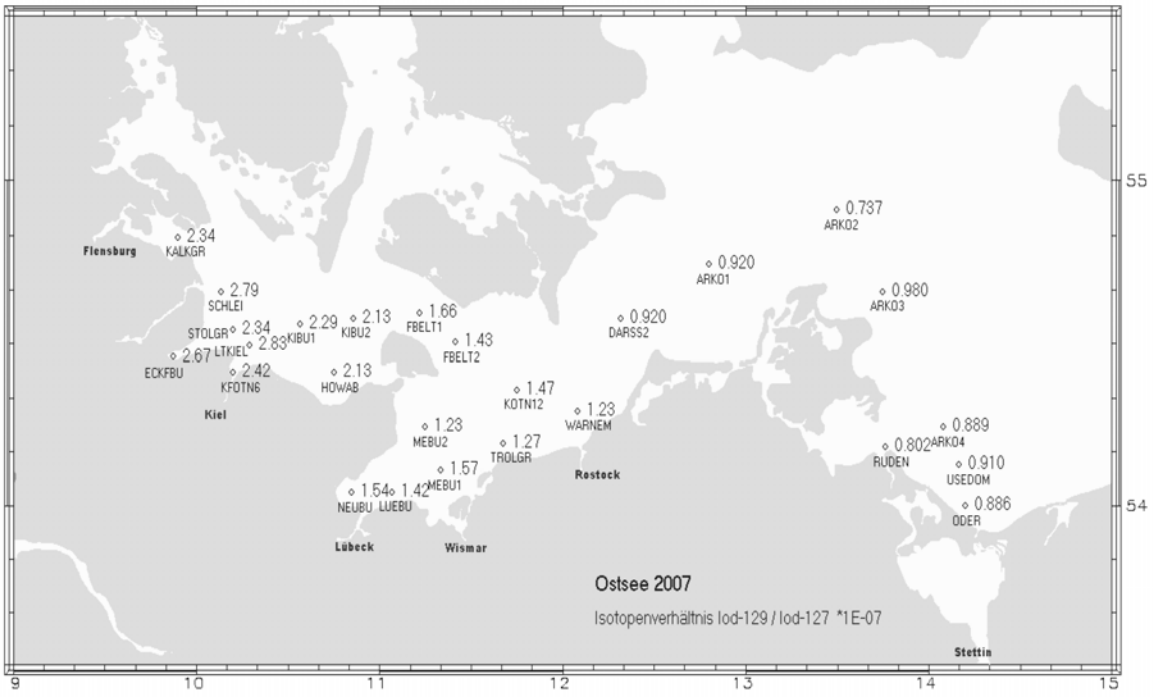


Abb. 2: ^{129}I/^{127}I-Isotopenverhältnisse im Oberflächenwasser der Ostsee in 10^{-7} im Juni 2007. Unter den Messwerten sind die Kürzel der Stationsnamen angegeben.

In der Ostsee streuen die ^{129}I/^{127}I-Isotopenverhältnisse nur um den Faktor sechs und damit deutlich weniger als die in der Nordsee und dem Englischen Kanal gefundenen Isotopenverhältnisse. Als allgemeiner Trend ist festzuhalten, dass in der Ostsee die ^{129}I/^{127}I-Isotopenverhältnisse mit kleiner werdenden Abstand zur Nordsee ansteigen (s. Abb. 2). Das größte Isotopenverhältnis von $2{,}8 \times 10^{-7}$ wird nahe der Schleimündung gemessen. Die geringste Kontamination wird mit $7{,}4 \times 10^{-8}$ im Arkonabecken bei der Station Arko 2 festgestellt.

Eine signifikante Kontamination der Ostsee durch den Reaktorunfall von Tschernobyl liegt für Iod-129 nicht vor, der überwiegende Teil des in der Ostsee gefundenen Iod-129 ist den flüssigen Emissionen der Wiederaufarbeitungsanlagen in Sellafield und La Hague zuzuordnen. Der Mittelwert der Iod-127-Konzentrationen aller untersuchten Ostseewasserproben liegt

bei 15,8 ± 3,5 ng/g. Die ^{127}I-Konzentrationen nehmen in der Ostsee mit zunehmendem Abstand zur Nordsee ab, es findet ein nur langsamer Austausch mit Nordseewasser statt.

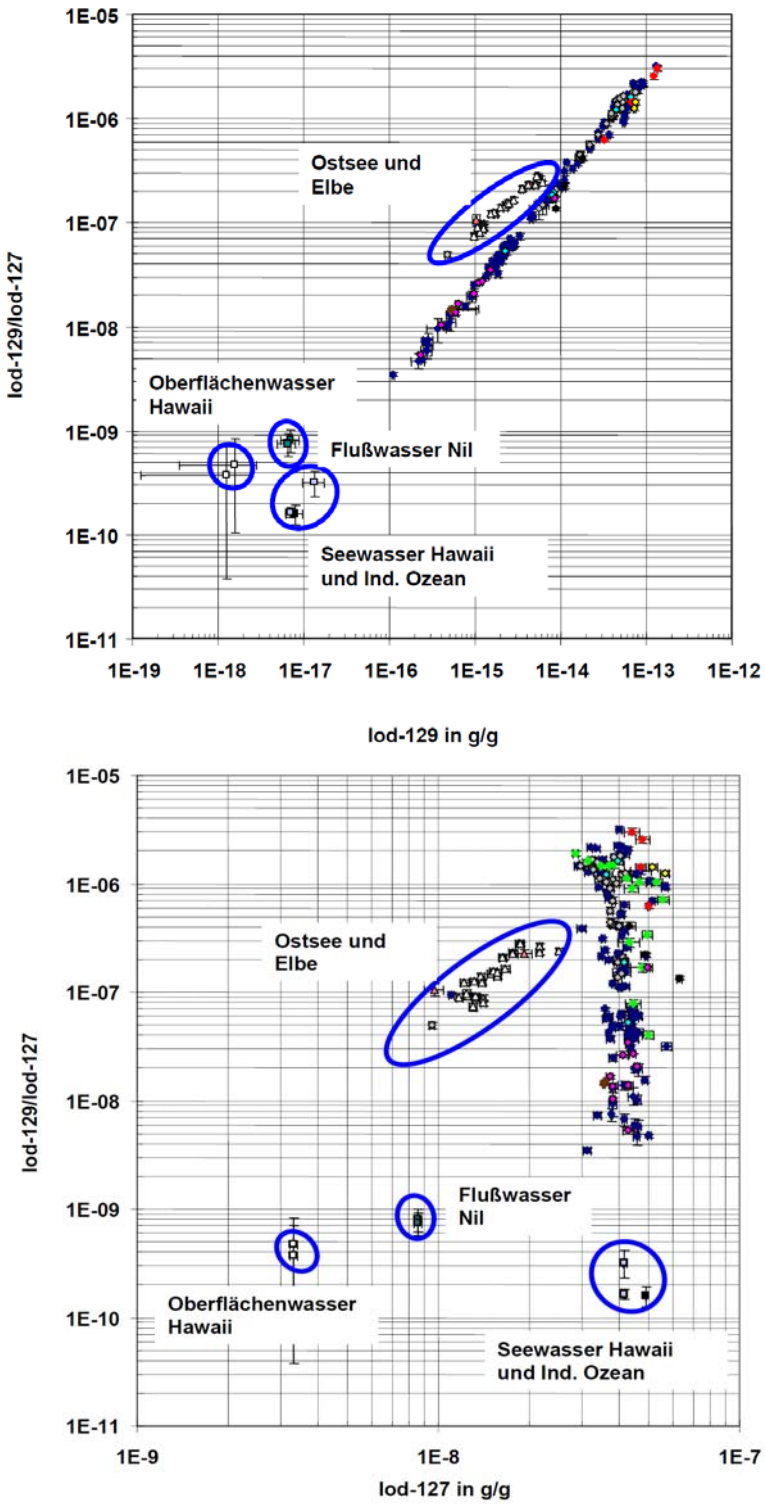


Abb. 3: Auftragung der ^{129}I/^{127}I-Isotopenverhältnisse gegen die ^{129}I-Konzentrationen (oben) bzw. gegen die ^{127}I-Konzentrationen (unten) in Oberflächenwasser der Nordsee, der Irischen See, dem Nordatlantik, der Ostsee sowie einiger Wasserproben fernab der Emittenten.

Abb. 3 (unteres Bild) zeigt in der Auftragung der $^{129}I/^{127}I$-Isotopenverhältnisse gegen die ^{127}I-Konzentrationen, dass mit Ausnahme der eingezeichneten Sonderfälle die Konzentrationen des stabilen Iods nur wenig variieren. Dagegen erstrecken sich die $^{129}I/^{127}I$-Isotopenverhältnisse unter Einbeziehung einiger exotischer Wasserproben über fünf Zehnerpotenzen. Die analysierten Meerwasserproben zeigen ^{127}I-Konzentrationen von etwa 32 bis 65 ng/g. Durch Eintrag salzarmen Wassers aus der Ostsee oder vom Festland über die Flüsse kann die ^{127}I-Konzentrationen herabgesetzt werden. Außergewöhnlich hohe ^{127}I-Konzentrationen werden aufgrund der biologischen Aktivität im Wattenmeer gefunden.

Die Auftragung der $^{129}I/^{127}I$-Isotopenverhältnisse gegen die ^{129}I-Konzentrationen zeigt, dass die $^{129}I/^{127}I$-Isotopenverhältnisse ausschließlich durch die Beimengungen von anthropogenen Iod-129 bestimmt werden (Abb. 3, oberes Bild). Alle Seewasserproben liegen auf einer Geraden deren kleinsten Isotopenverhältnisse von Seewasserproben fernab der Emittenten gebildet werden. Die Punkte der größten Isotopenverhältnisse stammen von Wasserproben aus der direkten Umgebung der Wiederaufarbeitungsanlagen. Ostseewasser ist deutlich salzärmer und stellt deswegen kein klassisches Meerwasser dar. Die Punktwolke der Ostseeproben scheint in die Punktwolke der übrigen Meerwasserproben überzugehen. Lediglich Wasserproben von Hawaii, dem Indischen Ozean und das Flusswasser aus dem Nil zeigten $^{129}I/^{127}I$-Isotopenverhältnisse, die in der Größenordnung des globalen Fallouts liegen.

Wie in [3] ausführlich dargestellt, können die anthropogenen Veränderungen des ^{129}I in Westeuropa [2], insbesondere ^{129}I im Niederschlag in Norddeutschland, vollständig durch die Ableitungen aus Sellafield und La Hague ins Meer und den anschließenden Übergang des Iod in die Atmosphäre erklärt werden. Hinweise auf signifikante Immissionen aus den atmosphärischen Ableitungen der Wiederaufarbeitungsanlagen liegen fernab der Emittenten nicht vor.

4. Danksagung und Haftungsausschluss

Dieses Projekt wurde vom Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU) gefördert (Vorhaben StSch 4481). Die Ergebnisse geben die Meinung des Auftragnehmers wieder und müssen nicht der Meinung des Auftraggebers entsprechen.

5. Literaturangaben

[1] Fehn, U., Holdren, G., Elmore, D., Brunelle, T., Teng, R. und Kubik, P.: Determination of natural and anthropogenic ^{129}I in marine sediments, Geophysical Research Letters 13, p. 137, 1986

[2] Michel, R.; Klipsch, K.; Ernst, Th.; Gorny, M.; Jakob, D.; Vahlbruch, J.; Synal, H.-A.; Schnabel, C.: Long-lived Radionuclides in the Environment: On the Radioecology of Iodine-129. In Barescut, J.C.; Gariel, J.C.; Péres J.M. (Hrsg.) Radioprotection 40, Suppl. 1, p. S269, 2005

[3] Nies, H.; Goroncy, I.; Herrmann, J.; Michel, R.; Daraoui, A.; Gorny, M.; Jakob, D.; Sachse, R.; Tosch,L.; Nielsen, S.P.; Dawdall, M.; Rudjord, A.L.; Gäfvert, T.: Vorhaben StSch 4481: Kartierung von Tc-99, I-129 und I-127 im Oberflächenwasser der Nordsee, Abschlussbericht, Dezember 2008; http://www.zsr.uni-hannover.de/veroeff.htm; besucht am 29.6.2009

BESTIMMUNG VON PLUTONIUM-ISOTOPEN IN DER UMWELT MITTELS AMS UND ALPHASPEKTROMETRIE

DETERMINATION OF PLUTONIUM ISOTOPES IN THE ENVIRONMENT USING AMS AND ALPHA-SPECTROMETRY

T. Bisinger[1)], S. Hippler[1)], R. Michel[1)], L. Wacker[2)], H.-A. Synal[2)]

[1)]Zentrum für Strahlenschutz und Radioökologie, Leibniz Universität Hannover, Deutschland
[2)]Institut für Teilchenphysik, ETH Zürich, Schweiz

Zusammenfassung
Die Bestimmung von Aktivitätskonzentrationen sowie Isotopenverhältnissen der verschiedenen Plutonium-Isotope ist von besonderem Interesse in der Radioökologie. Die Kombination aus Beschleunigermassenspektrometrie (AMS) und Alphaspektrometrie ermöglicht die Untersuchung aller dosis-relevanter Plutonium-Isotope. Der große Vorteil der AMS liegt darüber hinaus in der Messung der $^{240}Pu/^{239}Pu$-Isotopenverhältnisse, der Bestimmung von ^{241}Pu, den kurzen Messzeiten sowie der geringen Nachweisgrenze (10^6 Atome). Proben aus den hoch kontaminierten Gebieten um Tschernobyl (Ukraine), der Nordsee, der Irischen See, Niedersachsen und vom Bikini-Atoll wurden per Alphaspektrometrie untersucht, um das der AMS derzeit noch nicht zugängliche Isotop ^{238}Pu zu bestimmen. Die AMS-Messungen wurden mit dem 600 kV Tandem-Beschleuniger der ETH Zürich durchgeführt. Die gemessenen Isotopenverhältnisse ermöglichen Rückschlüsse auf den Ursprung der Kontamination. Dadurch kann Plutonium, welches während des Reaktorunglücks von Tschernobyl emittiert wurde, von dem Plutonium unterschieden werden, welches aus dem globalen Fallout oder anderen Quellen stammt.

Summary
The determination of the activity concentrations and isotopic ratios of the plutonium isotopes is of special interest in the field of radioecology. The combination of accelerator mass spectrometry (AMS) and alpha-spectrometry enables the determination of all dose-relevant plutonium isotopes. Further advantages are the determination of $^{240}Pu/^{239}Pu$ isotopic ratios and of the β-emitting ^{241}Pu, short analysis times and high sensitivity (10^6 atoms). Samples from the highly contaminated areas near Chernobyl (Ukraine), the North Sea, the Irish Sea, Lower Saxony and from the Bikini atoll were investigated using alpha spectrometry for the determination of ^{238}Pu, which cannot be detected via AMS at present. The AMS measurements were conducted with the 600 kV compact AMS system of the ETH Zurich. The measured isotopic ratios of the analysed samples provide information on the origin of the plutonium. Thus, the plutonium emitted in the environment from Chernobyl accident can be distinguished from the plutonium released through the global fallout or other sources.

Schlüsselwörter: *Plutonium, AMS, Alphaspektrometrie*
Keywords: *Plutonium, AMS, Alpha-spectrometry*

1. Einleitung

Plutonium wurde auf verschiedenen Wegen in die Umwelt eingebracht. Eine der Hauptquellen stellen die 1954–1962 durchgeführten Kernwaffentests dar. Des Weiteren setzen Wiederaufarbeitungsanlagen wie zum Beispiel Sellafield (Großbritannien) und La Hague (Frankreich) Plutonium über das Abwasser frei. Verschiedene Unfälle wie in Block 4 des Kernkraftwerks Tschernobyl, Unfälle mit B52-Bombern in Thule (Grönland) und Palomares (Spanien) sowie Unfälle mit dem US-Navigationssatelliten (SNAP-9A) setzten

Plutonium in die Umwelt frei. Jede dieser Plutonium-Quellen hat eine spezifische Isotopenzusammensetzung, die von der Reaktorart, Abbrand, Neutronenfluss und weiteren Faktoren abhängt [1]. Die Plutonium-Isotope ^{238}Pu ($t_{½}$ = 87.8 a, E_{α} = 5.499 MeV), ^{239}Pu ($t_{½}$ = 2.4·10^4 a, E_{α} = 5.157 MeV), ^{240}Pu ($t_{½}$ = 6.6·10^3 a, E_{α} = 5.168 MeV) und der Betastrahler ^{241}Pu ($t_{½}$ = 14.4 a) sind wertvolle Indikatoren für die Bestimmung der Herkunft des Plutoniums. Der Nachweis dieser anthropogenen Actinoide gestaltet sich schwierig, da die Konzentrationen meist sehr gering und die Halbwertszeiten sehr groß sind. Speziell bei der Alphaspektrometrie ist eine Auflösung des Multipletts von ^{239}Pu und ^{240}Pu nicht möglich. Die Kombination aus AMS und Alphaspektrometrie ermöglicht die Untersuchung aller dosisrelevanten Plutonium-Isotope.

2. Materialien und Methoden

2.1 Probenvorbereitung

Proben aus der Ukraine wurden aus unterschiedlich kontaminierten Gebieten um den Reaktor von Tschernobyl entnommen. Speziell handelt es sich dabei um Boden und ein Bodenprofil aus Christinowka (64 km vom Reaktor), Boden aus Nowe Scharno (64 km vom Reaktor) Boden aus Lewkow (156 km vom Reaktor) und Moos aus Pripyat (3 km vom Reaktor). Des Weiteren wurde Sediment aus der Irischen See, Bodenproben vom Bikini-Atoll und Bodenproben aus Niedersachsen entnommnen. Alle Proben wurden in einem Kammerofen zur Zerstörung der organischen Matrix verascht. Die Boden- und Pflanzenproben (3–10 g) wurden mit konz. HF und konz. HNO_3 behandelt. Die Sedimentproben (5 g) wurden mit Königswasser behandelt. Zur Quantifizierung wurde ^{242}Pu als Tracer zugegeben (50 mBq für Alphaspektrometrie, 5 mBq für AMS). Die Wasserproben (1–100 l) wurden angesäuert und mit ^{242}Pu-Tracer versetzt. Nach Zugabe von Eisenträger wurde das Eisenhydroxid mit konz. Ammoniaklösung ausgefällt, der Niederschlag abgenommen und zentrifugiert.

2.2 Chemische Trennung

Die chemische Trennung per Festphasenextraktion eignet sich sowohl für die Probenpräparation der AMS als auch für die der Alphaspektrometrie. Hierbei ist eine besonders sorgfältige Abtrennung von ^{238}U notwendig, da dies zu Störungen bei der Bestimmung des ^{239}Pu mittels AMS führt. Die besten Resultate für die chemische Trennung und die Uran-Dekontamination werden unter Verwendung von TEVA®-Resin (TrisKem International, Frankreich) erzielt [2]. Alle Proben wurden in einer Lösung aus $Al(NO_3)_3$ in verd. HNO_3 aufgenommen. Nach Einstellung der Oxidationsstufe mittels Natriumnitrit und Eisensulfamat wird die Probelösung auf die konditionierte TEVA-Säule gegeben. Zur Entfernung von Uran wurde die Säule mit 3 M HNO_3 gespült, mit 9 M HCl in ein Chloridsystem überführt und eventuell vorhandene Thoriumreste eluiert. Das Plutonium wurde mit 5 ml Hydroxylamin (c = 0,1 %) eluiert.

2.3 Herstellung des Messpräparats

Für die alphaspektrometrische Messung wurde das Plutonium bei I = 950 mA und U = 7,5 V 2 h lang elektrolytisch auf einem Edelstahlplanchet abgeschieden [3]. Nach der Messung des Planchets mittels Alphaspektrometrie konnte das Plutonium mit 10 ml 3 M Salpetersäure abgelöst werden. Nach Zugabe von $Fe(NO_3)_3$ wurde das Plutonium per Eisenhydroxid-Fällung mitgefällt, eingedampft und in einem Ofen bei 800°C für 4 h gebrannt. Das

Plutonium, welches sich dann in einer Eisenoxid-Matrix befand wurde mit Aluminiumpulver gemischt und in ein für die Messungen per AMS geeignetes Target überführt.

3. Messmethoden

Die alphaspektromerischen Messungen wurden unter Verwendung eines Canberra Model 7200 Dual Alpha Spectrometer durchgeführt. Der Abstand vom Detektor (300 mm^2) betrug 15 mm. Die AMS-Messungen erfolgten am 600 kV-Tandem-Beschleuniger der ETH Zürich. Die Cs-Sputterionenquelle erzeugt PuO^--Ionen, die durch den ersten Analysiermagneten in das Beschleunigersystem eingebracht werden. Im Gasstripper werden Moleküle zerstört und vor allem die äußeren Elektronen, welche für die chemischen Bindungen verantwortlich sind, abgestreift. Die nun positiv geladenen Pu-Ionen werden im zweiten Analysiermagneten selektiert und Pu^{3+} im Gasionisationsdetektor detektiert [4]. Die Nachweisgrenzen der AMS sind mehr als eine Größenordnung niedriger als die der Alphaspektrometrie. Die niedrigsten Nachweisgrenzen (10^6 Atome) können bei Verzicht auf die alphaspektrometrischen Messungen erreicht werden, da für die Messung per AMS eine geringere Aktivität an ^{242}Pu-Tracerlösung ausreichend ist. Geringere Tracer-Mengen reduzieren die Verunreinigungen durch andere Plutonium-Isotope die in der Tracerlösung als Blank agieren und die Nachweisgrenzen für die Bestimmung der absoluten Aktivitäten beeinflussen.

4. Ergebnisse

Um die Vereinbarkeit der beiden Messmethoden untereinander zu vergleichen wurden Bodenproben aus Christinowka zunächst per Alphaspektrometrie und anschließend per AMS gemessen. Die Ergebnisse der ^{239,240}Pu Aktivitätskonzentrationen (Bq kg^{-1}) sind in Abb. 1 dargestellt und stimmen sehr gut überein (R^2=0,99).

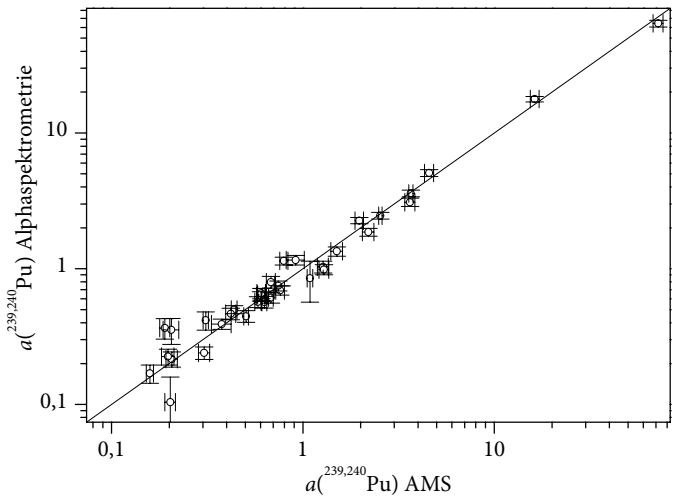


Abb. 1: Vergleich der per AMS und Alphaspektrometrie erhaltenen ^{239,240}Pu-Aktivitätskonzentrationen

Der tiefenabhängige Verlauf des ^{240}Pu/^{239}Pu-Isotopenverhältnisses im Bodenprofil “Christinowka" ist in Abb. 2 dargestellt. In den oberen 5 cm des Bodens dominiert das Plutonium aus Block 4 von Tschernobyl, während sich in tieferen Bodenschichten das ^{240}Pu/^{239}Pu-Isotopenverhältnis dem Literaturwert von (0,176 ± 0,014) des globalen Fallouts annähert.

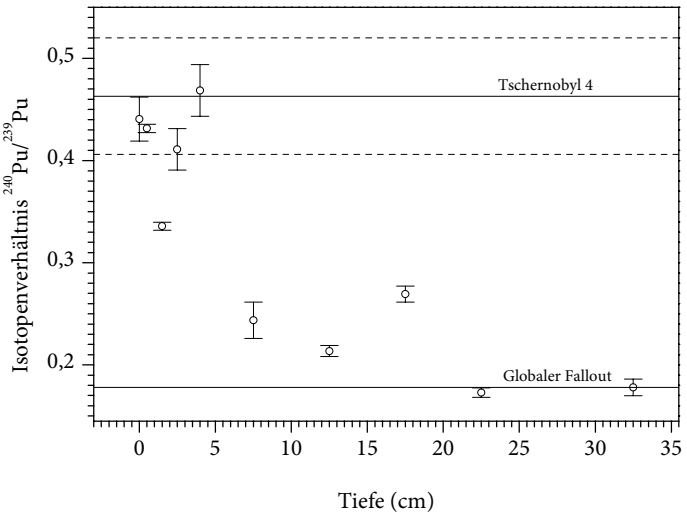


Abb. 2: Tiefenabhängiger Verlauf des $^{240}Pu/^{239}Pu$-Isotopenverhältnisses in Christinowka

Die $^{240}Pu/^{239}Pu$-Isotopenverhältnisse und die ^{239}Pu-Aktivitätskonzentrationen in Wasser aus der Nordsee sind in Abb. 3 und Abb. 4 angegeben. Am Pentland Firth wurden leicht erhöhte $^{240}Pu/^{239}Pu$-Isotopenverhältnisse nachgewiesen. Dies deutet auf Plutonium aus der Wiederaufarbeitungsanlage Sellafield hin. Dort treten auch die höchsten ^{239}Pu-Aktivitätskonzentrationen auf. In einer Probe vom Pentland Firth wurde das niedrigste Isotopenverhältnis (0,8) und die höchste Aktivitätskonzentration (39,5 mBq/m^3) gemessen; hier wurde Plutonium von der naheliegenden Wiederaufarbeitungsanlage Dounreay freigesetzt. Die $^{240}Pu/^{239}Pu$-Isotopenverhältnisse in der Deutschen Bucht sind erhöht, was auf Tschernobyl-Plutonium, welches vom Kontinent mit den Flüssen ins Meer transportiert wurde, zurückgeführt wird.

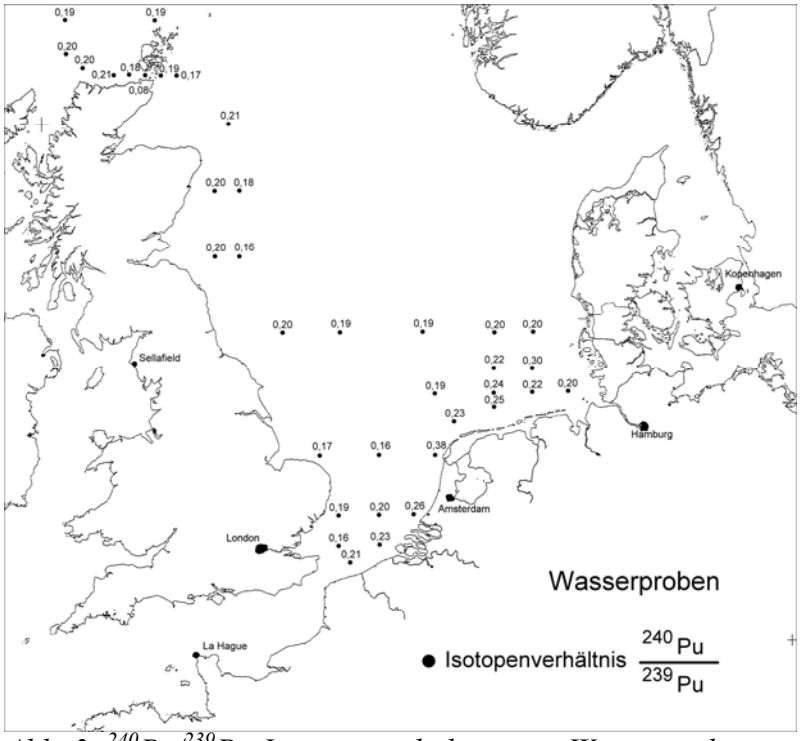


Abb. 3: $^{240}Pu/^{239}Pu$-Isotopenverhältnisse in Wasserproben aus der Nordsee

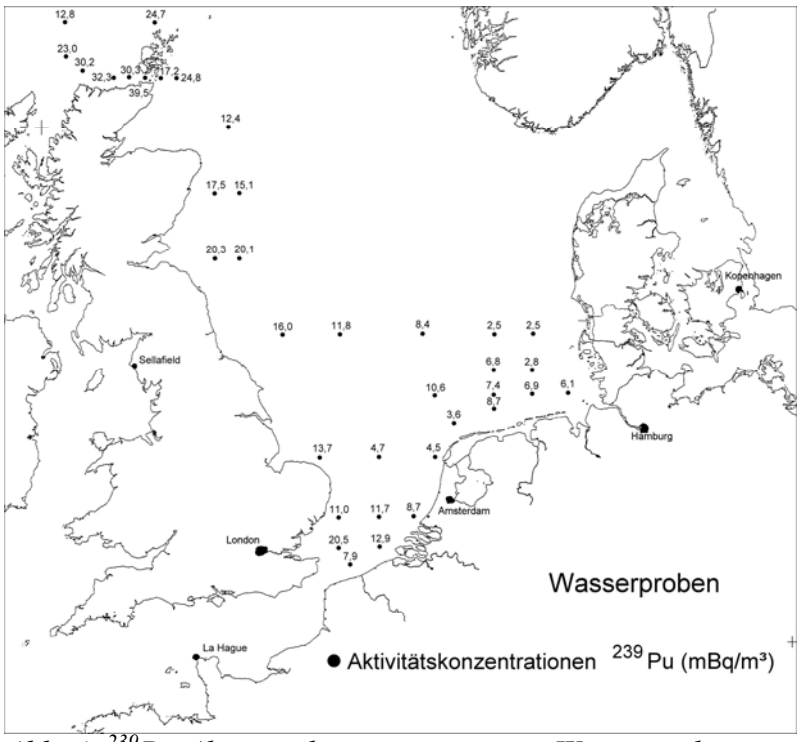


Abb. 4: ^{239}Pu-Aktivitätskonzentrationen in Wasserproben aus der Nordsee

Die gemessenen ^{240}Pu/^{239}Pu- bzw. ^{238}Pu/^{239}Pu-Isotopenverhältnisse und die zugehörigen Literaturwerte sowie die ^{239,240}Pu– und ^{241}Pu-Aktivitätskonzentrationen unterschiedlich kontaminierter Gebiete sind in Tab. 1 aufgeführt. Die Isotopenverhältnisse in Christinowka, Nowe Scharno und Pripyat sind typisch für Plutonium aus Tschernobyl. Im entfernteren Lewkow wurden niedrigere Isotopenverhältnisse gefunden, da hier nur ein geringer Teil des Plutoniums aus Tschernobyl stammt. Die sehr hohen Aktivitätskonzentrationen in Pripyat erklären sich durch die unmittelbare Nähe zum Reaktor.

Tab. 1: Isotopenverhältnisse und Aktivitätskonzentrationen unterschiedlich kontaminierter Gebiete

Probenahmeort	Isotopenverhältnis		Aktivitätskonzentration (Bq kg^{-1})	
	^{240}Pu/^{239}Pu	^{238}Pu/^{239}Pu	$a(^{239,240}\mathrm{Pu})$	$a(^{241}\mathrm{Pu})$ Dez 2008
	Messergebnisse			
Christinowka	0,48 ± 0,02	0,007 ± 0,001	1,97 ± 0,1	83,6 ± 10,4
Nowe Scharno	0,35 ± 0,02	0,0038 ± 0,0006	1,09 ± 0,04	19,6 ± 0,04
Pripyat	0,49 ± 0,001	0,0045 ± 0,0007	1346	33403
Lewkow	0,27 ± 0,02	0,0036 ± 0,0006	0,38 ± 0,04	
Irische See	0,26 ± 0,006	0,0014 ± 0,0002	924	8392
Bikini Atoll	0,31 ± 0,004	$a(^{238}\mathrm{Pu}) < \mathrm{NWG}$	27,1 ± 0,82	38,3 ± 3,14
Niedersachsen	0,19 ± 0,004	$a(^{238}\mathrm{Pu}) < \mathrm{NWG}$	0,109 ± 0,004	
	Literaturdaten		**Referenzen**	
Globaler Fallout	0,18–0,19	$(1{,}77 \pm 0{,}32) \cdot 10^{-4}$	[5, 6]	
Tschernobyl	0,34–0,57	~ 0,0043	[7, 8]	
Sellafield	0,05–0,25	~ 0,0012	[9–11]	
Bikini Atoll	0,29–0,35	$(7{,}9 \pm 0{,}9) \cdot 10^{-6}$	[12]	

Sediment aus Sellafield zeigt durch die typischen Isotopenverhältnisse und die hohen Aktivitätskonzentrationen deutlich den Einfluss der Wiederaufarbeitungsanlage. Das im Boden des Bikini-Atolls gefundene Isotopenverhältnis ist typisch für die durch den Kernwaffentest „Bravo“ kontaminierte Region. Die Bodenprobe aus Niedersachsen zeigt ein typisches Fallout-Isotopenverhältnis für Nördliche Breiten.

5. Danksagung

Die Autoren danken Ingo Goroncy vom BSH Hamburg für die Entnahme und Vorbereitung der Wasserproben und Sedimentproben aus der Nord- und der Irischen See.

6. Literaturverzeichnis

[1] Z. Varga, Anal. Bioanal. Chem. (2007) 389, 725–732

[2] Eichrom Technologies, Rev. 1.0., 2006 (ACW16)

[3] Lee, M. H., Pimpl, M., Appl. Radiat. Isot. 50 (1999), 851–857

[4] L. Wacker, E. Chamizo, L. K. Fifield, M. Stocker, M. Suter, H.A. Synal, Nucl. Instr. and Meth. B 240 (2005), 452–457

[5] K. O. Buesseler, E. R. Sholkovitz, Geochim. Cosmochim. Acta 51, 2623–2637 (1987)

[6] United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (UNSCEAR), Ionization radiation: Sources and Biological Effects, NY: UNSCEAR (1982)

[7] V. A. Kutkov, Environmental impact of Radioactive Releases, IAEA 1995, 625–630

[8] United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (UNSCEAR), Sources and Effects of Ionizing Radiation, Bd. 2: Effects. NY: UNSCEAR (2002)

[9] P. J. Kershaw, K. E. Sampson, W. McCarthy, R. D. Scott, J. Radioanal. Nucl. Chem. 198, 1, 113–124 (1995)

[10] P. J. Kershaw, A. Baxter, Deep-Sea Res. II, 42 (1995), 1413–1448.

[11] P. J. Kershaw, D. S. Woodhead, S. J. Malcolm, D. J. Allington, M. B. Lovett, J. Environ. Radioact. 12 (1990), 201–241

[12] M. Yamamoto, T. Ishiguro, K. Tazaki, K. Komura, K. Ueno, Health Phys. 40, 744–748

MIGRATION UND INVENTARE VON IOD-129 UND IOD-127 IN BÖDEN

MIGRATION UND INVENTORIES OF IODINE-129 AND IODINE-127 IN SOILS

A. Daraoui[1], R. Michel[1], M. Gorny[1], D. Jakob[1], R. Sachse[1], V. Alfimov[2], H.-A. Synal[2]

[1] Zentrum für Strahlenschutz and Radioökologie, Leibniz Universität Hannover, Deutschland
[2] Labor für Ionenstrahlphysik (LIP), ETH Zürich, Schweiz

Zusammenfassung
Bodenprofile aus Bayern und Chile wurden auf ^{129}I mittels Beschleunigermassenspektrometrie (AMS = accelerator mass spectrometry) und auf ^{127}I mittels induktiv gekoppelte Plasma-Massenspektrometrie (ICP-MS) untersucht. In den bayrischen Bodenprofilen lag die mittlere ^{129}I-Depositionsdichte bei ($109 \times 1{,}5^{\pm 1}$) mBq m^{-2} (geometrischer Mittelwert und geometrische Standardabweichung). In diesem Fall sind die europäischen Wiederaufarbeitungsanlagen Sellafield und La Hague die dominierende Quelle von ^{129}I und nicht der Reaktorunfall von Tschernobyl. Die $^{129}I/^{127}I$-Isotopenverhältnisse in den bayrischen Bodenprofilen liegen zwischen 10^{-7} und 10^{-10} und damit um das 100- bis 1000-fach höher als in den chilenischen Böden. Die integralen ^{129}I Depositionsdichten liegen auf dem chilenischen Festland, auf der Osterinsel und in der Antarktis nur zwischen 0,3 und 2 mBq m^{-2}. In diesen Bodenprofilen wurden erstmals $^{127}I/^{129}I$ Isotopenverhältnisse in der Pedosphäre von 10^{-12} beobachtet. Diese Verhältnisse können in Übereinstimmung mit Untersuchungen rezenter mariner Sedimente als pränukleare Gleichgewichtsisotopenverhältnisse angesehen werden. Die chilenischen Profile erlauben die Bestimmung des ^{129}I Fallout aus den oberirdischen Kernwaffenexplosionen, ungestört von Kontaminationen durch die Ableitungen aus Wiederaufarbeitungsanlagen.

Summary
Soil profiles from Bavaria in southern Germany and from Chile were analysed for ^{129}I by accelerator mass spectrometry (AMS) and for ^{127}I by inductively coupled plasma mass spectrometry (ICP-MS). The deposition density of ^{129}I in the soils from Bavaria was ($109 \times 1.5^{\pm 1}$) mBq m^{-2} (geometric mean and geometric standard deviation). The dominant sources of ^{129}I in Bavaria are the reprocessing plants La Hague and Sellafield and not the Chernobyl fallout. The $^{129}I/^{127}I$ isotopic ratios of the Bavarian soils were measured between 10^{-7} and 10^{-10}, 100- to 1000-time higher than the ratios observed for the samples from Chile. The ^{129}I integral deposition densities in Chile, Easter Island and Antarctica were between 0.3 and 2 mBq m^{-2}. In these soils, the observed $^{129}I/^{127}I$ ratios were about 10^{-12}. This value is consistent with the results from the marine sediments representing the pre-nuclear equilibrium ratios. The soils from Chile allow the determination of the ^{129}I fallout from the atmospheric nuclear weapons explosions undisturbed from contaminations due to releases from reprocessing plants.

Schlüsselwörter*: Iod-129, Cäsium-137, IAEA-Soil-375, Beschleunigermassenspektrometrie.*
Keywords: *Iodine-129, Cesium-137; Soil, IAEA-Soil-375; Accelerator mass spectrometry.*

1. Einleitung

Natürliches ^{129}I ($T_{1/2}$ = 15,7 Ma) entsteht durch Spontanspaltung von Uran in der Erdkruste und im Ozean und durch Wechselwirkung der galaktischen kosmischen Strahlung mit Xenon in der Erdatmosphäre. Anthropogenes ^{129}I wird bei der Spaltung von ^{235}U und ^{239}Pu mit thermischen Neutronen mit Isobarenausbeuten von 0,74 % bzw. 1,6 % erzeugt. Durch oberirdische Kernwaffenexplosionen, Abteilungen aus Wiederaufarbeitungsanlage und kerntechnische Unfälle wurde anthropogenes ^{129}I in die Umwelt freigesetzt. Als Folge wurden die natürlichen $^{129}I/^{127}I$-Gleichgewichtsisotopenverhältnisse nachhaltig verändert [1].

Der Iod-Gehalt in Böden ist das Ergebnis des Eintrags durch nasse und trockene Deposition von atmosphärischem Iod. Die Untersuchung von ^{127}I und ^{129}I in Böden ist aus verschiedenen Gründen von Interesse. Erstens können Hinweise auf die Migration der Iod-Isotope durch die Untersuchung von Bodenprofilen gewonnen werden. Zweitens ist die Bestimmung der integralen Depositionsdichten von ^{129}I sowohl im Hinblick auf die Bilanzierung der anthropogenen Veränderungen als auch für die retrospektive Dosimetrie der Strahlenexposition durch ^{131}I nach dem Unfall von Tschernobyl möglich. Drittens ist die Untersuchung der Tiefenverteilung von Iod in Böden im Hinblick auf den Transfer des Iod in die Vegetation und die Abhängigkeit von bodenkundlichen Parametern von Bedeutung. Schließlich erlaubt die Untersuchung pränuklearer Böden Informationen über die natürlichen $^{129}I/^{127}I$-Gleichgewichtsisotopenverhältnisse in der terrestrischen Biosphäre zu gewinnen.

In dieser Arbeit berichten wir über die Untersuchung der Deposition und des Migrationsverhalten von ^{127}I, ^{129}I und ^{137}Cs in Böden. Wir vergleichen die Iod-Konzentrationen und $^{129}I/^{127}I$-Isotopneverhältnisse in der nördlichen und südlichen Hemisphäre mit pränuklearen Daten.

2. Experimentelles

Im Sommer 1998 und 1999 wurden 5 Bodentiefprofile aus Bayern (Braunerde unter Nadelwald, Waldkraiburg; Braunerde unter Wiese, Untereichet; Pseudogley-Braunerde unter Laubwald, Untereichet; Parabraunerde-Braunerde unter Laubwald, Salzburghofer; Hochmoor unter Wiese, Petting) gezogen [2]. Auf einer Fläche von ca. 50 – 100 m² wurden pro Standort vier Bodenprofile bis zu einer Tiefe von 50 cm gezogen. Bei den Profilen eines Standortes wurden die einzelnen Schichten gleicher Tiefe vereinigt. In den Jahren 1998 und 2004 wurden 8 Bodentiefprofile in Chile entnommen: 2 Profile von der Osterinsel bis 30 cm Tiefe, 4 Profile vom chilenischen Festland in der 9. und 10. Region bis 80 cm Tiefe und 2 Profile aus der Antarktis (Lago Pinguinera; Lago Base) bis 8 cm Tiefe.

Die einzelnen Bodenschichten wurden getrocknet, zerkleinert und durch ein Sieb von 2 mm Porenweite gesiebt. Nach gamma-spektrometrischer Untersuchung auf ^{137}Cs wurden die Proben, wie unten beschrieben, verbrannt und das Iod aus den Verbrennungsgasen abgetrennt. Die Bestimmung der ^{127}I-Gehalte erfolgt mittels ICP-MS an der Leibniz Universität Hannover, Abteilung Analytische Chemie. Die $^{129}I/^{127}I$ Verhältnisse wurden mittels Beschleunigermassenspektrometrie (AMS) an der ETH Hönggerberg in Zürich bestimmt.

Es wurde eine Trockenveraschung unter Sauerstoffüberschuss und eine alkalische Hydrogensulfit Auffanglösung benutzt [3]. Die Apparatur besteht aus zwei ineinander verschiebbaren Quarzglasrohren mit Zuleitungen für Sauerstoff und Stickstoff. Die Proben wurden im verschiebbaren Innenquarzglasrohr platziert und mit einem Bunsenbrenner erwärmt. Nach der

Vorverbrennung wurde das Innenquarzrohr langsam in den auf 1200 °C aufgeheizten Röhrenofen geschoben. Das freigesetzte, elementare Iod wurde in einer alkalischen Natriumhydrogensulfitlösung zu Iodid reduziert. Die Bestimmung der chemischen Ausbeute erfolgte mittels ^{125}I-Tracer. Ein Aliquot der Lösung wurde für die Bestimmung von ^{127}I entnommen. Die restliche Probenlösung wurde mit einer 100 µL Woodward-Iod-Lösung versetzt und zur Bestimmung der ^{127}I/^{129}I-Verhältnisse mittels AMS als Silberiodid ausgefällt. Parallel zu den Proben wurden Blanks hergestellt, um den ^{129}I-Blindwert des Probenaufarbeitungsverfahrens zu bestimmen. Pro Blankanalyse wurde ein ^{129}I-Eintrag zwischen 2 und 7 fg festgestellt.

Zur Kontrolle der Analysenverfahren wurde der Referenzstandard IAEA Soil-375 [4] analysiert. Jeweils 5 g IAEA Soil-375 wurden nach dem gleichen Verfahren wie die Bodenproben untersucht. Dabei lag der Mittelwert der Aktivitätskonzentrationen aus 14 Bestimmungen für ^{129}I bei (1,62 ± 0,12) mBq kg^{-1}. Dieser Wert ist 5 % niedriger als der empfohlene Wert (1,7 mBq kg^{-1}) [4], stimmt aber sehr gut überein mit den neuen Ergebnissen (1,59 ± 0,08) mBq kg^{-1}) von Jiang et al. [5]. Die ^{127}I-Konzentration betrug (1,65 ± 0,08) µg g^{-1} in guter Übereinstimmung mit den Vergleichsdaten von Szidat et al. [6], die (1,70 ± 0,04) µg g^{-1} ermittelten.

3. Ergebnisse und Diskussion

Die Aktivitätskonzentrationen von ^{137}Cs und ^{129}I, die Gehalte von ^{127}I und die ^{129}I/^{127}I-Isotopenverhältnisse in den Bodenprofilen sind in Abb. 1 dargestellt. Die ^{137}Cs-Aktivitätskonzentrationen in den Bodenprofilen aus Bayern liegen zwischen 228 und 1028 Bq kg^{-1} in den oberen Schichten und zwischen 0,58 bis 24 Bq kg^{-1} in den unteren Schichten; die ^{129}I-Aktivitätskonzentrationen zwischen 0,62 und 5,3 mBq kg^{-1} in den oberen Schichten und zwischen 0,18 und 0,011 mBq kg^{-1} in den unteren Schichten. Die ^{127}I-Gehalte in den Profilen waren innerhalb der jeweiligen Profile relativ konstant, unterschieden sich aber zwischen den Profilen mit ^{127}I-Gehalten zwischen 1 und 20 mg kg^{-1}.

Im Falle der ^{137}Cs- und ^{129}I-Aktivitätskonzentrationen liegen die Ergebnisse für die Bodenprofile aus Chile viel niedriger als in den Bodenprofilen aus Bayern. Die ^{137}Cs- Aktivitätskonzentrationen in chilenischen Böden lagen zwischen 2,0 und 22 Bq kg^{-1} in den oberen Schichten und zwischen 0,35 und 1,5 Bq kg^{-1} in den unteren Schichten. Die ^{129}I- Aktivitätskonzentrationen lagen zwischen 16 und 1,5 µBq kg^{-1} in den oberen Schichten und zwischen 0,14 und 9,2 µBq kg^{-1} in den unteren Schichten. Im Gegensatz zu den relativ konstanten Profilen der ^{127}I-Gehalte fallen die Profile der ^{129}I- und ^{137}Cs-Aktivitätskonzentrationen exponentiell zur Tiefe.

Die ^{129}I/^{127}I-Verhältnisse liegen zwischen 10^{-7} und 10^{-8} in den bayerischen Böden und zwischen 10^{-10} und 10^{-13} in den Chilenischen. Die ^{129}I/^{127}I-Verhältnisse in den bayerischen Profilen nahmen schnell mit Tiefe ab und belegen, dass das anthropogene ^{129}I noch weitgehend oberflächennah sorbiert ist. Über 96 % des gesamten ^{129}I-Gehalte befanden sich in den oberen 30 cm der Böden aus Bayern und Chile. Die vertikale Verteilung von ^{129}I ist in den Böden aus Bayern etwas steiler als in den Böden aus Chile. Unterhalb von 30 cm wurde in den Bodenprofilen aus Chile 3 % des gesamten ^{129}I bestimmt, in Bayern 1 %.

Die ^{129}I/^{127}I-Verhältnisse in der Oberfläche im Bayern liegen zwischen 10^{-8} und 10^{-7}. In den untersten Schichten unterscheiden sie sich wegen unterschiedlicher Sorptionseigenschaften der Böden um 1 bis 2 Größenordnungen und liegen zwischen 3×10^{-10} und 10^{-9}. Die niedrigsten gemessenen ^{129}I/^{127}I-Verhältnisse in der Böden aus Bayern sind 2 Größenordnungen höher

als die niedrigsten, früher in pränuklearen Böden gemessenen Isotopenverhältnisse von (5.7 ± 1.1) × 10^{-12} [6]. In den chilenischen Profilen lagen die $^{129}I/^{127}I$ Isotopenverhältnisse zwischen 10^{-9} und 10^{-12} an den Oberflächen und zwischen 10^{-12} und 10^{-13} in den untersten Schichten. $^{129}I/^{127}I$-Isotopenverhältnisse in Böden aus Bayern sind 100- bis 1000-fach höher als in Böden aus Chile.

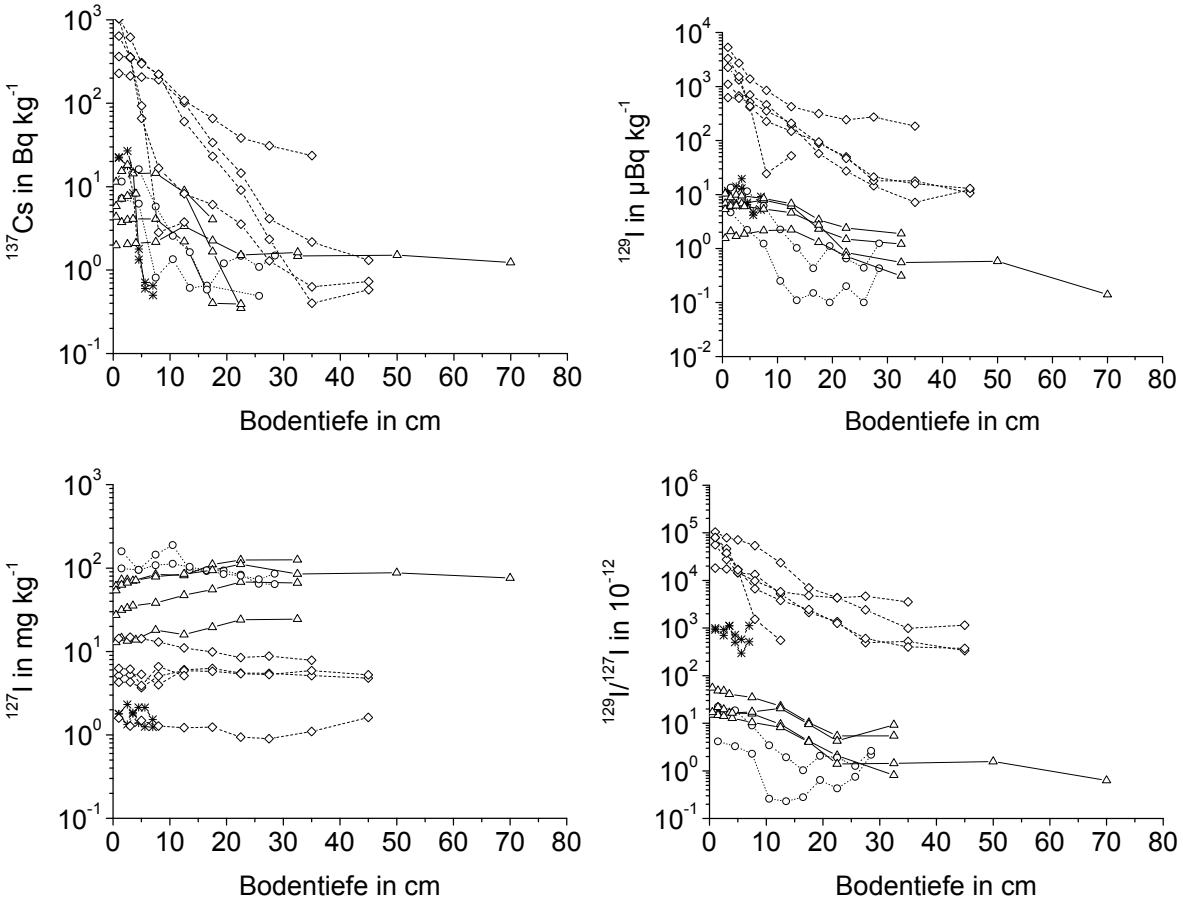


Abb. 1: Aktivitätskonzentrationen von ^{137}Cs (oben links) und ^{129}I (oben rechts), sowie ^{127}I-Gehalte (unten links) und $^{129}I/^{127}I$-Isotopenverhältnisse (unten rechts) in Bodenprofilen aus Bayern (Rauten),von der Osterinsel in Chile (Kreise), vom chilenischen Festland (Dreiecke), und aus der chilenischen Antarktis (Sterne).

Die in den Böden aus Chile gemessenen $^{129}I/^{127}I$-Verhältnisse sind in guter Übereinstimmung mit den pränuklearen Gleichgewichtsisotopenverhältnissen von (1,3 ± 0,3) × 10^{-12} in marinen Sedimenten [7]. Die chilenischen Profile erlauben auch die Bestimmung des ^{129}I Fallout aus den oberirdischen Kernwaffenexplosionen, ungestört durch Kontaminationen aus den Freisetzungen aus Wiederaufbereitungsanlagen.

In Tab. 1 sind die ^{137}Cs-, ^{127}I- und ^{129}I-Inventare (Depositionsdichten) zusammengefasst und mit Daten für Niedersachsen, für Zhitomir in der Ukraine und für Moskau in Russland [3, 6, 9] verglichen. Die Depositionsdichten von ^{137}Cs für Chile, Niedersachsen, Moskau und Zhitomir zeigten keine signifikanten Beiträge aus dem Tschernobyl-Fallout. Die beobachteten ^{137}Cs-Depositionsdichten können an diesen Orten vollständig auf den Fallout der oberirdischen Kernwaffenexplosionen zurückgeführt werden. Süddeutschland wurde durch den Unfall von Tschernobyl deutlich kontaminiert und die ^{137}Cs-Depositionsdichten an den bayerischen Standorten sind um einen Faktor 7 höher als in Niedersachsen, Moskau und Zhitomir.

Die ^{137}Cs-Depositionsdichten durch die oberirdischen Kernwaffenexplosionen in der nördlichen Hemisphäre sind etwa viermal höher als in der südlichen Hemisphäre. Die ^{129}I-Depositionsdichten der Bodenprofile vom chilenischen Festland und von der Osterinsel (0,3 - 2 Bq m^{-2}) sind mehr als 100-mal niedriger als die in Deutschland (109 und 168 mBq m^{-2}).

Westeuropa ist stark durch die ^{129}I-Ableitungen der europäischen Wiederaufarbeitungsanlagen (La Hague und Sellafield) kontaminiert. In den chilenischen Bodenprofilen wurden in der Pedosphäre erstmals ^{127}I/^{129}I Isotopenverhältnisse von 10^{-12} beobachtet. Diese Verhältnisse können in Übereinstimmung mit Untersuchungen rezenter mariner Sedimente [7] als pränukleare Gleichgewichtsisotopenverhältnisse angesehen werden. Die chilenischen Profile erlauben auch die Bestimmung des ^{129}I Fallout aus den oberirdischen Kernwaffenexplosionen, ungestört von Kontaminationen durch die Freisetzungen aus Wiederaufbereitungsanlagen.

Tab. 1: Inventare von ^{137}Cs, ^{127}I und ^{129}I in Böden aus Chile, Deutschland, Russland und der Ukraine

	$A_s(^{137}Cs)$ *) in kBq m^{-2}	$C_s(^{127}I)$ in g m^{-2}	$A_s(^{129}I)$ in mBq m^{-2}
Chile, Festland diese Arbeit (n = 4)	$1{,}4 \times 1{,}8^{\pm 1}$	$32{,}5 \times 2{,}4^{\pm 1}$	$1{,}3 \times 1{,}6^{\pm 1}$
Chile, Osterinsel, diese Arbeit (n = 2)	$0{,}9 \times 2{,}7^{\pm 1}$	$34{,}3 \times 1{,}3^{\pm 1}$	$0{,}6 \times 3{,}7^{\pm 1}$
Chile, Antarktis, diese Arbeit (n = 2)	$0{,}9 \times 1{,}3^{\pm 1}$	$0{,}2 \times 1{,}0^{\pm 1}$	$1{,}0 \times 1{,}2^{\pm 1}$
Chile, gesamt, diese Arbeit (n = 8)	$1{,}0 \times 1{,}4^{\pm 1}$	$33 \times 2{,}4^{\pm 1}$ **)	$0{,}9 \times 1{,}5^{\pm 1}$
Bayern, diese Arbeit (n = 5)	$31 \times 1{,}4^{\pm 1}$	$2{,}2 \times 1{,}8^{\pm 1}$	$109 \times 1{,}5^{\pm 1}$
Bayern, Brotjacklriegel, (n = 5) [8]	-	$1{,}8 \times 1{,}3^{\pm 1}$	$155 \times 1{,}5^{\pm 1}$
Niedersachsen, 1999, (n = 7) [3]	$4{,}8 \times 1{,}4^{\pm 1}$	$3{,}5 \times 1{,}6^{\pm 1}$	$168 \times 1{,}5^{\pm 1}$
Moskau, Russland, 1996, (n = 2) [6]	$4{,}1 \times 1{,}2^{\pm 1}$	$0{,}7 \times 1{,}5^{\pm 1}$	$49 \times 1{,}5^{\pm 1}$
Russland, pränuklear [6]	-	-	$0{,}08 \pm 0{,}02$
Zhitomir, Ukraine, 1997, (n = 12) [9]	$4{,}6 \times 1{,}3^{\pm 1}$	$0{,}4 \times 1{,}3^{\pm 1}$	$38 \times 1{,}7^{\pm 1}$

*) Bezogen auf den 26.04.1986, **) Ohne Berücksichtigung der Proben aus der Antarktis

4. Schlussfolgerung

Wir berichten über Messungen der Aktivitätskonzentrationen von ^{137}Cs und ^{129}I, die Gehalte von ^{127}I und die ^{129}I/^{127}I-Verhältnisse in Chile und in Süddeutschland. Die Böden aus Bayern sind im Wesentlichen durch den Unfall von Tschernobyl mit insgesamt 31 kBq m^{-2} an ^{137}Cs kontaminiert. Davon sind ca. 4 kBq m^{-2} dem Fallout der oberirdischen Kernwaffenexplosionen zuzuschreiben [10]. In Chile und auf den Osterinseln sieht man mit 1 kBq m^{-2} nur den Einfluss aus den oberirdischen Kernwaffenexplosionen und keinen ^{137}Cs-Fallout aus dem Tschernobyl-Unfall. Wir beobachten einen starken Einfluss der Freisetzung von ^{129}I aus den europäischen Wiederaufarbeitungsanlagen auf Norddeutschland (168 mBq m^{-2}) und auf Süddeutschland (109 mBq m^{-2}). Für Osteuropa wurde ein Mittelwert von 40 mBq m^{-2} für Moskau (Russland) und Zhitomir (Ukraine) bestimmt [6]. Diese Werte sind signifikant niedriger als in

Deutschland, aber wesentlich höher als die vom chilenischen Festland und von der Osterinsel. Die chilenischen Profile erlauben die Bestimmung des ^{129}I Fallout aus den oberirdischen Kernwaffenexplosionen in der südlichen Hemisphäre zu etwa 1 mBq m^{-2}.

5. Literaturverzeichnis

[1] Michel, R.; Klipsch, K.; Ernst, Th.; Gorny, M.; Jakob, D.; Vahlbruch, J.; Synal, H.-A.; Schnabel, C.: Long-lived Radionuclides in the Environment: On the Radioecology of Iodine-129. In Barescut, J.C.; Gariel, J.C.; Péres J.M. (Hrsg.) Radioprotection 40 Suppl. 1, p. S269, 2005

[2] Kruse-Irmer, S.: Assoziation von ^{137}Cs mit geobiochemischen Bodenphasen. Dissertation, Carl-von-Ossietzky-Universität, Oldenburg, 2002

[3] Ernst, T.; Szidat, S.; Handl, J.; Jakob, D.; Michel, R.; Schnabel, C.; Synal, H.; Santos Arevalo, F.J.; Benne, I.; Boess, J.; Gehrt, E.; Capelle, A.; Schneider, J.; Schäfer, W.; Böttcher, J.: Migration of iodine-129 and iodine-127 in soils. Kerntechnik 68 (4), p. 155, 2003

[4] IAEA: Reference sheet IAEA-375, Radionuclides and trace elements in soil. International Atomic Energy Agency, Vienna, 2000

[5] Jiang, S.; Chang, Z.; Zhao, M.; Zhao, Y.; Zhao, X.-L.; Kieser, W.E.: New measurement of ^{129}I in IAEA-375 reference material. J. Radioanal. Nucl. Chemistry, 264 (3), p. 549, 2005

[6] Szidat, S. ; Schmidt, A. ; Handl, J.; Jakob, D.; Michel, R.; Synal, H.; Schnabel, C.; Suter, M.; Lopez-Gutierrez, J.M.; Städe, W.: Iodine-129 : Sample preparation, quality control and analyses of pre-nuclear materials and of natural waters from Lower Saxony, Germany. Nuclear Instrum. Methods Phys. Research B 172, p. 699, 2000

[7] Fehn, U.; Holdren, G.; Elmore, D.; Brunelle, T.; Teng, R.; Kubik, P.: Determination of natural and anthropogenic ^{129}I in marine sediments, Geophysical Research Letters 13, p. 137, 1986

[8] Schnell, D.: Stabiles Iod und das langlebige radioaktive Spaltprodukt Iod-129 in Böden in Deutschland. Dissertation; Universität Bonn, 1997

[9] Michel, R.; Handl, J.; Ernst, T.; Botsch, W.; Szidal, S.; Schmidt, A.; Jacob, D.; Beltz, D.; Romantschuk, L.D.; Synal, H.-A.; Schnabel, C.; López-Gutiérrez, J.M.: Iodine-129 in soils from Northern Ukraine and retrospective dosimetry of the iodine-131 exposure after the Chernobyl accident. Science Total Environment 340, p. 35, 2005

[10] Bayerische Staatministerien für Landesentwicklung und Umweltfrage und für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (BStMLU)**:** Radioaktive Kontamination der Böden Bayerns. München, 1988

MONTE-CARLO-SIMULATIONEN ZUR BERECHNUNG DER ENERGIEDOSIS IN EINEM RIND NACH KONTINUIERLICHER AUFNAHME VON CS 137 UND K 40

MONTE CARLO SIMULATIONS TO CALCULATE ENERGY DOSES IN A COW AFTER CONTINUOUS INGESTION OF CS 137 AND K 40

E. Pichl[1], H. Rabitsch[2]

[1] Institut für Medizintechnik, Technische Universität Graz
[2] Institut für Materialphysik, AG Strahlenphysik, Technische Universität Graz

Zusammenfassung

Die ICRP (International Commission on Radiological Protection) erarbeitet eine neue Empfehlung zur Abschätzung der natürlichen Strahlenexposition von ausgewählten Tieren und Pflanzen. Zur Abschätzung der effektiven Dosis in Menschen und Tieren müssen der Aktivitätszeitverlauf und die inkorporierten Aktivitäten der natürlichen und künstlichen Radionuklide im Körpergewebe und in den Inhalten des Verdauungstrakts bekannt sein. In dieser Arbeit wurden die durch Cs 137 und K 40 bedingten Energiedosen in den reproduktiven Organen (Uterus, Ovarien) einer Kuh berechnet. Die während der gesamten Lebenszeit (1986-1992) inkorporierten Cs 137-Aktivitäten waren auf den Fallout nach dem Reaktorunfall in Tschernobyl zurückzuführen. K 40 ist ein natürliches Radionuklid im Futter. Die Kuh stammte aus einem stark kontaminierten Bezirk der Steiermark/Österreich und war seit 1990 unfruchtbar. Die Aktivitäten von Cs 137 und K 40 im Futter, sowie in den Geweben, Organen und Inhalten des Verdauungstrakts der geschlachteten Kuh wurden simultan mit Gammaspektrometrie bestimmt. Für die reproduktiven Organe und ihre umgebenden Gewebe wurde ein Simulationsmodell entwickelt und die absorbierten Bruchteile mit dem Monte-Carlo-Programm MCNP berechnet. Die größten Beiträge zur Energiedosis lieferten die Inhalte von Mastdarm und Blase. Vergleiche der Ergebnisse mit Daten aus der Literatur zeigten, dass die mit dem Futter während der gesamten Lebenszeit aufgenommenen Cs 137- und K 40-Aktivitäten zu gering waren, um strahlungsbedingte Fertilitätsstörungen zu verursachen.

Currently ICRP (International Commission on Radiological Protection) develops a new recommendation to estimate the natural radiation exposure of an agreed set of animals and reference plants. For estimating effective dose in humans and animals, the incorporated activities of natural and artificial radionuclides in body tissues and contents of the digestive system have to be known. It was the aim of this investigation to calculate energy doses caused by Cs 137 and K 40 in the reproductive organs (uterus, ovaries) of a cow. During its whole lifetime from 1986 to 1992, the cow incorporated continuously Cs 137 which was due to the fallout following the Chernobyl accident. K 40 occurs naturally in the cow's fodder. The cow was born in a highly contaminated region of Styria, Austria, and was infertile since 1990. The activities of Cs 137 and K 40 in the cow's fodder and in tissues, organs and contents of the digestive system of the carcass were measured simultaneously with the help of semiconductor detectors. To calculate the specific absorbed fractions by means of the Monte Carlo code MCNP, an appropriate simulation model for the reproductive organs and their surrounding tissues was developed. The contents of rectum and urinary bladder account for the main part of the energy dose in the reproductive organs. Comparison of our results with data from other

investigations showed, that lifetime accumulation of Cs 137 and K 40 was too low to cause radiation inferred infertility.

Schlüsselwörter: Cs 137, K 40, Kuh, Monte-Carlo-Simulationen, Energiedosis.
Keywords: Cs 137, K 40, cow, Monte Carlo simulations, energy dose.

1. Einleitung

Zur Abschätzung der effektiven Dosis in Menschen und Tieren müssen der Aktivitätszeitverlauf und die inkorporierten Aktivitäten der Radionuklide im Körpergewebe und in den Inhalten des Verdauungstrakts bekannt sein. Die ICRP (International Commission on Radiological Protection) erarbeitet eine neue Empfehlung zur Abschätzung der natürlichen Strahlenexposition von ausgewählten Tieren und Pflanzen. Die Verteilung von künstlichen Radionukliden im Organismus wurde häufig durch beabsichtigte und einmalige Zufuhr einer hohen Aktivität und darauf folgender Messung der Retention oder Elimination über einen begrenzten Zeitraum durchgeführt. Daher ist die kontinuierliche Aufnahme von Radionukliden im Ganzkörper von Haustieren, zB nach einem Strahlenunfall, von besonderem Interesse.
In dieser Arbeit wurden die durch Cs 137 und des im natürlich vorkommenden Kalium vorhandenen Kalium 40 (K 40) bedingten Energiedosen in den reproduktiven Organen (Uterus, Ovarien) einer Kuh nach kontinuierlicher Aufnahme der beiden Radionuklide berechnet [1]. Die während der gesamten Lebenszeit der Kuh (1986-1992) inkorporierten Cs 137-Aktivitäten waren auf den Fallout nach dem Reaktorunfall in Tschernobyl zurückzuführen. Die Kuh stammte aus einem stark kontaminierten Bezirk der Steiermark/Österreich und war seit 1990 unfruchtbar. Es ergab sich damit die Frage, ob die kontinuierliche Zufuhr von Cs 137 und die hohe Ganzkörperaktivität für die Unfruchtbarkeit der Kuh verantwortlich gemacht werden können.
Die Aktivitäten der beiden Radionuklide im Futter, sowie in den Geweben, Organen und Inhalten des Verdauungstrakts der geschlachteten Kuh wurden simultan mit Gammaspektrometrie bestimmt [2], [3], [4]. Für die reproduktiven Organe und ihre umgebenden Gewebe wurde ein Simulationsmodell entwickelt und die spezifischen absorbierten Bruchteile mit dem Monte-Carlo-Programm MCNP berechnet.

2. Kumulierte Aktivitäten und Monte-Carlo-Simulationsrechnungen

2.1 Kumulierte Aktivitäten

Zur Berechnung der Energiedosis in den reproduktiven Organen werden die kumulierten Aktivitäten (Anzahl der Kernumwandlungen im betrachteten Zeitraum) und die spezifischen absorbierten Bruchteile (absorbierte Energie im Zielorgan) benötigt. Die kumulierten Aktivitäten in den betrachteten Bereichen ergaben sich aus dem Zeitintegral des Aktivitätsverlaufes. Der Aktivitäts-Zeit-Verlauf im Futter wurde aus den Aktivitätskonzentrationen in Heu-, Grasproben und Milch berechnet [5]. In der Abb. 1 ist der Verlauf, der während der gesamten Lebenszeit aufgenommenen Cs 137- und K 40-Aktivitäten, dargestellt. Die zugeführte K 40-Aktivität ist in der erwachsenen Kuh konstant. Wegen der abnehmenden Cs 137-Aktivitätskonzentration im Futter [5], nimmt auch die Cs 137-Aufnahme mit zunehmendem Alter der Kuh ab. Die während der gesamten Lebenszeit mit dem kontaminierten Futter aufgenommenen Aktivitäten betrugen $A_{Cs137} = (4{,}1 \pm 0{,}3) \cdot 10^7$ Bq und $A_{K40} = (1{,}12 \pm 0{,}10) \cdot 10^7$ Bq. Die insgesamt aufgenommene Cs 137-Aktivität ist um den Faktor 3,7 größer als die K 40-Aktivität.

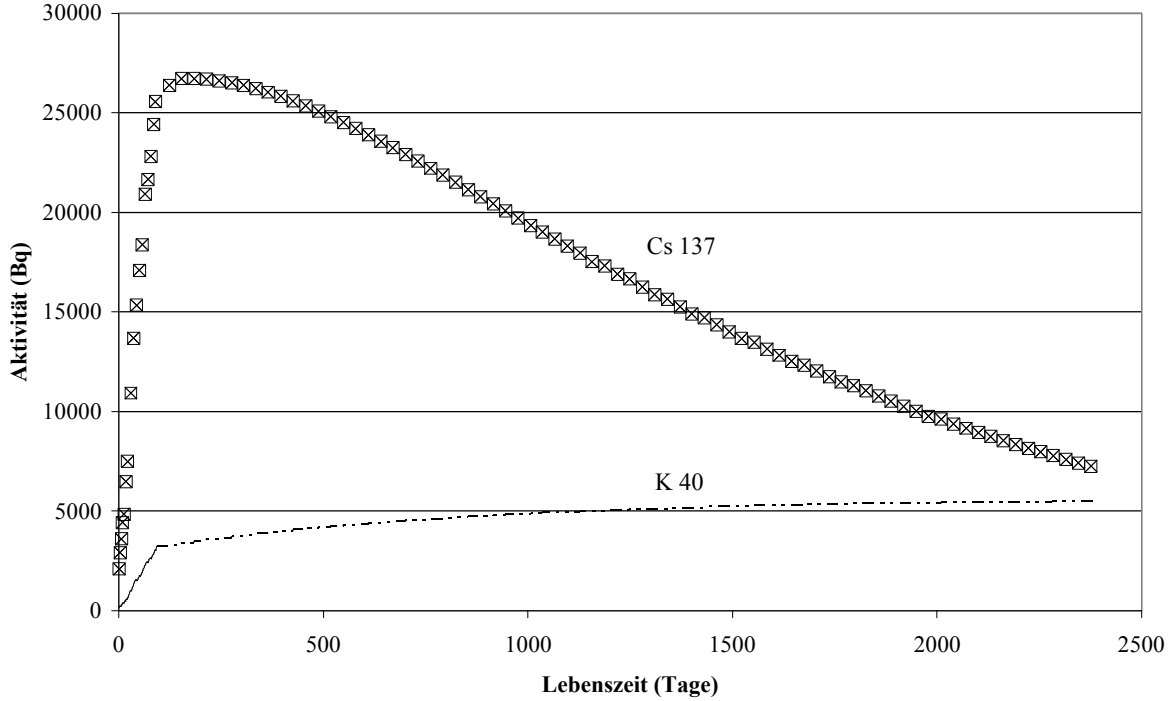


Abb. 1: Tägliche Aufnahme von Cs 137 und K 40 (Intake) mit dem Futter (Gesamtunsicherheit: ± 10 %).

Zur Organdosis der reproduktiven Organe tragen die in ihnen deponierten Radionuklide (Selbstbestrahlung) und die Exposition durch die Radionuklide in den benachbarten Geweben und Organen (Pansen, Darm, Femur, Mastdarm, Harnblase) bei. Die kumulierten Aktivitäten von Femur, Pansen, Uterus und Ovarien wurden aus Messwerten [1], [2] und mit Hilfe der Intake-Funktion (Abb. 1) berechnet [1]. Die Ergebnisse für die kumulierten Aktivitäten sind in Tab. 1 angegeben.

Tab.1: Berechnete kumulierte Aktivitäten in ausgewählten Kompartimenten der Kuh (Gesamtunsicherheiten: ± 1 s).

Gewebe, Organ	Kumulierte Aktivität (Bq d)	
	Cs 137	K 40
Femur	$(1{,}03 \pm 0{,}19) \cdot 10^8$	$(1{,}45 \pm 0{,}09) \cdot 10^7$
Pansenwand	$(1{,}2 \pm 0{,}3) \cdot 10^7$	$(1{,}60 \pm 0{,}10) \cdot 10^6$
Uterus	$(8{,}9 \pm 1{,}6) \cdot 10^5$	$(1{,}70 \pm 0{,}10) \cdot 10^5$
Ovarien	$(1{,}27 \pm 0{,}24) \cdot 10^4$	$(1{,}35 \pm 0{,}17) \cdot 10^3$
Inhalt		
Pansen	$(4{,}1 \pm 0{,}3) \cdot 10^7$	$(11{,}2 \pm 1{,}0) \cdot 10^6$
Darm	$(3{,}5 \pm 0{,}7) \cdot 10^7$	$(7{,}30 \pm 0{,}08) \cdot 10^6$
Mastdarm	$(2{,}9 \pm 0{,}6) \cdot 10^7$	$(3{,}35 \pm 0{,}16) \cdot 10^6$
Harnblase	$(2{,}1 \pm 0{,}5) \cdot 10^7$	$(14{,}4 \pm 1{,}9) \cdot 10^6$

Die größten kumulierten Aktivitäten von Cs 137 und K 40 wurden für den Femur bestimmt. Der Femur und die Wand des Pansens enthalten Cs 137- und K 40-speicherndes

Muskelgewebe. Die kumulierten Aktivitäten der Inhalte des Verdauungstrakts sind für Cs 137 und K 40 von gleicher Größenordnung.

2.2 Spezifische absorbierte Bruchteile (S-Faktoren)

Die S-Faktoren wurden aus den Energiedepositionen durch Monte-Carlo-Simulationsrechnungen mit dem Programm MCNP berechnet. Als Zielorgane wurden Uterus und Ovarien und als Quellorgane die benachbarten Kompartimente (Pansen, Darm, Femur, Mastdarm, Harnblase) berücksichtigt. In der Abb. 2 ist ein Längsschnitt in YX-Richtung durch die modellierten Kompartimente dargestellt.

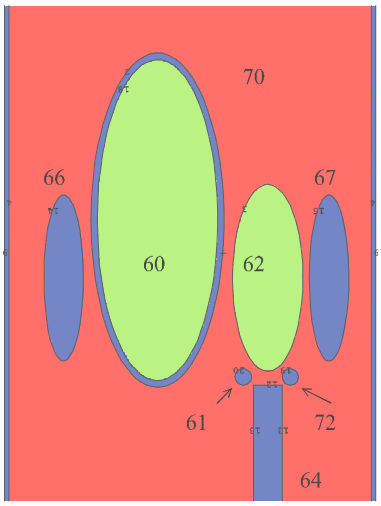


Abb.2: YX- Schnitt durch die modellierten Kompartimente: Pansen (60) mit Pansenwand, Darm (62), Femur (66, 67) Uterus (64) und Ovarien (61 und 72). Über dem Uterus befindet sich der Mastdarm, unter dem Uterus die Harnblase (nicht sichtbar).

In der Literatur wurden keine vergleichbaren Berechnungen der S-Faktoren für Rinder gefunden. Unsere Testrechnungen nach dem MIRD-Modell ergaben eine sehr gute Übereinstimmung mit der Literatur. Für die Energiedeposition durch Cs 137 und K 40 wurden die Beta-Teilchen, und beim Cs 137 auch die beiden Röntgenlinien (32,2 keV und 31,8 keV) berücksichtigt. In der Tab. 2 sind ausgewählte S-Faktoren für Cs 137 und K 40 für die Ovarien als Zielorgan angegeben.

Tab. 2: Berechnete S-Faktoren für ausgewählte Quellbereiche der Kuh, Targetorgan: linkes und rechtes Ovarium, E_g (Cs 137) = 661,6 keV, E_g (K 40) = 1 460,8 keV (Statistische Unsicherheit: ± 1 s).

Quellbereich	Cs 137 10^{-7} MeV/g	K 40 10^{-7} MeV/g
Pansenwand	7,28 ± 0,15	15,9 ± 0,3
Panseninhalt	5,94 ± 0,19	13,4 ± 0,5
Darm	55,0 ± 1,6	107 ± 3
Mastdarm	133,5 ± 2,5	252 ± 5
Blase	124,1 ± 2,3	232 ± 5
Femur	25,50 ± 0,5	52,1 ± 2,1
Uterus	163,4 ± 2,8	300 ± 60

3. Energiedosis in den reproduktiven Organen

Mit den S-Faktoren für den Uterus und die Ovarien wurden mit den kumulierten Aktivitäten die Energiedosen in den reproduktiven Organen berechnet.
Die größten Dosisbeiträge für den Uterus und die Ovarien stammen von Mastdarm und Blase, sowie von der Selbstbestrahlung durch Elektronen von Cs 137 und K 40. Wegen der großen Entfernung zu den reproduktiven Organen tragen Pansen und linker Femur, trotz großer kumulierter Aktivitäten (Tab. 1), weniger als 5 % zur Cs 137-Gesamtdosis bei.

Die für die gesamte Lebenszeit berechneten Energiedosen in Ovarien und Uterus sind in der Tab.3 zusammengefasst.

Tab. 3: Energiedosen in Ovarien und Uterus (Gesamtunsicherheiten: ± 1 s).

Zielorgan	Energiedosis (mGy)	
	Cs 137	K 40
Ovarien	19 ± 4	2,00 ± 0,12
Uterus	9,5 ± 1,9	1,9 ± 0,3

Für die gesamte Lebenszeit der Kuh ist die interne Strahlenexposition durch Cs 137 in den Ovarien etwa doppelt so groß wie im Uterus. Die Energiedosen durch K 40 sind in beiden Zielorganen vergleichbar groß.

Die Energiedosis durch Cs 137 ist in den Ovarien ca. zehnmal so groß ist wie jene durch K 40.

- Garner [6] gibt an, dass eine Reduktion der Fruchtbarkeit bei Rindern erwartet werden kann, wenn pro Tag mit dem Futter etwa 7,4 MBq Cs 137 aufgenommen werden (entsprechende Gonadendosis: 1 mGy). Bei einer Ganzkörperaktivität von 37 MBq in Kühen beträgt die Dosisleistung an den Gonaden 0,6 mGy/d.

- Die Cs 137-Aktivitätskonzentration im täglich gefressenen Heu (Annahme: 10 kg Heu pro Tag) müsste, für eine täglich zugeführte Aktivität von 7,4 MBq, ca. 740 kBq/kg betragen. Die größte Cs 137-Aktivitäts-konzentration von 5 600 Bq/kg im Heu wurde für eine Heuprobe aus dem Jahr 1988 ermittelt [5]. Höhere Cs 137-Aktivitätskonzentrationen wurden nur in Moosen gefunden. Diese werden allerdings von Rindern kaum gefressen. Extrapolationen der im Jahre 1988 größten Aktivitätskonzentration im Heu auf den Mai 1986 ergaben eine Cs 137-Aktivitätskonzentration von 12 kBq/kg. Diese Aktivitäts-konzentration ist im Vergleich zu den Ergebnissen in der Arbeit von [6] um den Faktor 60 kleiner.

- Die Cs 137-Ganzkörperaktivität der Kuh betrug maximal 0,27 MBq. Dies ergibt eine Ovarien-Dosisleistung von 0,004 mGy/d und ist somit wesentlich kleiner als die zitierten 0,6 mGy/d.

- Fruchtbarkeitsstörungen bei Kühen lassen sich auch auf zu geringe Proteingehalte im Futter, auf einen Mangel an Mineralstoffen und Spurenelementen (Na, Ca, Cu, Zn, Mb ...)

aber auch auf eine Überversorgung an Kalium (> 35 g/kg, d.h. > 1090 Bq/kg Trockensubstanz im Futter) zurückführen. Die Projektkuh verbrachte ihre gesamte Lebenszeit auf einem Bauernhof, der die Weidewirtschaft nur extensiv betrieb [5]. Die Aktivitätskonzentration des K 40 in den Futterpflanzen betrug im Mittel 580 Bq/kg und ist im Vergleich zu den K 40-Aktivitätskonzentrationen bei Intensivwirtschaft (bis 1500 Bq/kg) deutlich niedriger.

Kaliummangel oder Kaliumüberschuss im Futter kann daher nicht für die Fruchtbarkeitsstörungen der Kuh verantwortlich gemacht werden.

4. Zusammenfassung

Die ermittelten Energiedosen durch Cs 137 und K 40 betrugen für die Ovarien (19 ± 4) mGy bzw. (1,9 ± 0,3) und für den Uterus (9,5 ± 1,9) mGy und (2,00 ± 0,12) mGy. Die größten Beiträge zur Energiedosis lieferten die Inhalte von Mastdarm und Blase. Vergleiche der Ergebnisse mit Daten aus der Literatur zeigen, dass die mit dem Futter während der gesamten Lebenszeit aufgenommenen Cs 137- Aktivitäten zu gering waren, um strahlenbedingte Fertilitätsstörungen zu verursachen.

5. Danksagung

Die Autoren danken dem Verein zur Förderung der Strahlenforschung in Graz für die langjährige finanzielle Unterstützung.

6. Literaturverzeichnis

[1] Pichl E. 2008. Aktivitätsmessungen und Simulationen zur Berechnung der Energiedosis in einem Rind nach kontinuierlicher Aufnahme von Cs 137 und K 40. Dissertation am Institut für Zoologie der Karl-Franzens-Universität Graz.

[2] Rabitsch H, Pichl E, Pletz J, Kahr G. 1996. Investigations to the distribution of Cs 137 and K 40 in a cow. Proceedings of the International Congress on Radiation Protection (IRPA 9). Vienna. Vol. 3. 170-172.

[3] Pichl E, Rabitsch H. 2003. Activity Levels of Cs 137 and K 40 in the Skin and the cutaneous Organs of a Cow. Health Physics 85(2). pp. 159-164.

[4] Rabitsch H, Pichl E. 2008. Livetime accumulation of Cs 137 and K 40 in the ribs and the sternum of an Austrian "mountain pasture" cow. Journal of Environmental Radioactivity 99 (1846-1852).

[5] Pichl E. 2002. Berechnung der über die Futterpflanzen inkorporierten Cs 137- und K 40-Aktivitäten eines Rindes. Diplomarbeit am Institut für Pflanzenphysiologie der Karl-Franzens-Universität Graz.

[6] Garner RJ. 1963. Environmental Contamination and Grazing Animals. Health Physics. Vol 9. pp. 597-605.

DIE ÜBERWACHUNG DER LUFT AUF RADIOAKTIVE KONTAMINATIONEN IN ÖSTERREICH – NEUE ENTWICKLUNGEN UND QUALITÄTSSICHERUNG

THE MONITORING OF AMBIENT AIR ON RADIOACTIVE CONTAMINATION IN AUSTRIA – NEW DEVELOPMENTS AND QUALITY ASSURANCE

M. Dauke[1], W. Ringer[2] und C. Katzlberger[1]

[1] Österreichische Agentur für Gesundheit und Ernährungssicherheit – Kompetenzzentrum für Strahlenschutz und Radiochemie, Spargelfeldstrasse 191, 1220 Wien
[2] Österreichische Agentur für Gesundheit und Ernährungssicherheit – Kompetenzzentrum für Radioökologie und Radon, Derfflingerstraße 2, 4020 Linz

Zusammenfassung
Die behördliche Überwachung auf großräumige radioaktive Kontaminationen in der Umwelt ist in Österreich im Strahlenschutzgesetz (BGBl. Nr. 227/1969 i.d.g.F.) geregelt und obliegt dem Bundesminister für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft. Mit dem Beitritt Österreichs zur EU ist Österreich – wie alle Mitgliedsstaaten- gemäß EURATOM Vertrag ebenfalls zur Überwachung der Radioaktivität in Luft, Wasser und Boden, sowie zur Berichterstattung über die Ergebnisse dieser Überwachung verpflichtet. Das österreichische Messstellennetz besteht aus dem automatisierten Strahlenfrühwarnsystem und dem von der Österreichischen Agentur für Gesundheit und Ernährungssicherheit betriebenen laborgestützten Messnetz.
In diesem Beitrag wird insbesondere die Überwachung der Luft, der als primäres Verfrachtungsmedium besondere Bedeutung zu kommt, präsentiert. Neben einer kurzen Darstellung des Messnetzes wird speziell auf Sammelstellenerweiterungen und technische sowie methodische Neuerungen – wie z.B. der Großvolumensammler in Wien – eingegangen. Messergebnisse verschiedener Standorte (insbesondere auch der Höhenmessstelle am Hohen Sonnblick 3106 m) und qualitätssichernde Maßnahmen für die Einführung neuer Analysenmethoden, wie der radiochemischen Bestimmung von Radiostrontium und Plutonium-Isotopen, sowie die Einbindung in internationale Netzwerke werden aufgeführt.

Abstract
Environmental monitoring of radioactive contaminations in Austria is based on the Austrian Radiation Protection Act (BGBl. No. 227/1969 i.d.g.F.) and is performed in responsibility of the Federal Ministry of Agriculture, Forestry, Environment and Water Management. With the accession to EU, Austria – like each Member State – is obliged to the surveillance of radioactivity in air, water and soil, as well as to the reporting of the results of this surveillance. The Austrian monitoring network consists of the automated early warning network and the laboratory based network, which is operated by the Austrian Agency for Health and Food Safety. This paper is focused on the surveillance of air, which is a primary transport pathway and therefore of special importance. Beside a short presentation of the network, extensions of sampling stations and technical as well as methodical innovations - e.g. the high volume sampler in Vienna - are detailed. Results of different sampling stations (esp. the high altitude sampling station at the Hoher Sonnblick 3106 m) and quality assurance measures concerning the

introduction of new analytical methods, like radiochemical determination of radiostrontium and plutonium isotopes, as well as collaborations in international networks are presented.

(Michael Dauke : Michael.Dauke@ages.at)

^{137}CS IN PILZEN IM ALPINEN RAUM

^{137}CS IN MUSHROOMS IN THE ALPINE ENVIRONMENT

Herbert Lettner[1], Peter Bossew[2], Stephan Kagerer[1], Josef Witzani[3], Alexander Hubmer[1]

[1]Abtlg. Physik und Biophysik, Fachbereich Materialwisschenschaften und Physik. Universität Salzburg, Hellbrunnerstrasse 34, A-5020 Salzburg
[2] Privatier, peter.bossew@reflex.at
[3] Privatier, josef.witzani@aon.at

Zusammenfassung
Pilze reichern aufgrund ihrer Physiologie und ihres hauptsächlichen Vorkommens in nährstoffbegrenzten Waldökosystemen künstliche Radioaktivität, und vor allem ^{137}Cs, in einem Ausmaß an, das unter gewissen Bedingungen und Wahrscheinlichkeiten zu Konzentrationen führt, die deutlich über den EC-Grenzwerten (600 Bq/kg) liegen können. Noch 2006 konnten in einer groß angelegten Beprobung in Salzburg, Oberösterreich und im Gebiet der Koralpe bei vielen Speisepilzen, z.B. in mehr als 65 % aller Maronenröhrlinge, (Xerocomus badius) Überschreitungen dieses Grenzwertes festgestellt werden. In diesem Beitrag wird ein Überblick gegeben über die Belastungssituation der wichtigsten Speisepilze, der Abhängigkeit von der örtlichen Kontamination, ihrer räumlichen Verteilung in den Untersuchungsgebieten und über die Erstellung einer daraus abgeleiteten Risikokarte.

Abstract
Mushrooms tend to accumulate radionuclides due to their physiological peculiarities and their predominant occurrence in nutrient deficient forest ecosystems. For some species, and under certain conditions, radionuclide concentrations may exceed the EC limits of 600 Bq/kg for radionuclides in mushrooms. Still in 2006, in a large scale survey in Salzburg, Upper Austria and in the region of the Koralpe in many edible species, i.e. in xerocomus badius in more than 65% of the collected samples, this limit was exceeded. The contribution gives an overview on the contamination of edible wild mushrooms with ^{137}Cs, its dependency on the local soil contamination, the spatial distribution in the investigated areas and the preparation of a risk map based on these data.

DIE RADIATIONKONTROLLE EINIGER GEBIETE IN LETTLAND
RADIATION CONTROL OF SOME CONTAMINATED TERRITORY OF LATVIA

J.Berzins[1)], D.Riekstina[1)], O.Veveris[1)], J.Malnacs[2)]

[1)]Institute of Solid State Physics, University of Latvia, Latvia
[2)]Radiation Safety Centre, Latvia

Zusammenfassung
Die Kontrolle der radioaktiv kontaminierten Territorien und Überwachung der künstlichen Radionukliden im Boden und Grundwasser um potential am meisten kontaminierten Bereiche der Lettland – die Umgebung der stillgelegten Kernforschungsreaktor (1998) sowie des Aufbewahrungsorts der radioaktiven Abfälle "Radons" und ehemaligen medizienischen Laboratorium wurde duchgeführt.
Die Überwachung der Tritium im Grundwasser von 19 Schahten wurde die letzeten 11 Jahre ausgeführt und gibt die Grenzwerten 5 – 8000 Bq/l. Auserhalb des Territorium diese werten die letzten 5 Jahre sind 5 -18 Bq/l.
Die Resultate der Cs-137 Überwachung zeigen dieselbe mittlere größse als im Boden der ganzen Lettland.
Die Verseuchung mit Ra-226 in Räumen, Abwässer und Speciallüftungssystem des medizienischen Laboratoriums als auch des beilegenden Bereiches wurde untersucht. Die Konzentration der Ra-226 in einigen Räumen übersteigte mehr als hundertmal das Umweltniveau. Verseuchung der Boden mit Ra-226 bis 4 Meter tief wurde entdekt
Alle gewinnene Ergebnisse sind wichtig für die Sanierung dieser gebiete.

Summary
Control of radioactive contaminated territory and monitoring of artificial radionuclides in the soil and groundwater around the potentially most polluted regions of Latvia was carried out: the areas of the shut-down (1998) Salaspils research nuclear reactor, the radioactive waste repository "Ķadons" and one of the former medical facilities.
The tritium monitoring of groundwater in the 19 wells during 11 years was performed Results varies in certain wells within a wide range (5 – 8000 Bq/l) as well as seasonal changes are recognisable. The tritium concentration in the wells outside this territories was within 5 -18 Bq/l limits during last 5 years.
The results of Cs-137 monitoring in soils show, that the concentrations don't exceed the average value in Latvia soils.
The pollution by radium-226 and its decay products in the rooms, sewage and special ventilation systems of the former medical facility as well as the migration of pollution in the soils around this object was investigate. The concentration of ^{226}Ra in some rooms exceeds natural background more 100 times. Pollution of soil with ^{226}Ra was establish in depths up to 4 m.
Obtained data are important to prepare an action plan for recovery of investigated area.

Schlüsselworter: kontaminierten Territorien, Cs-137, Tritium, Radium-226
Keywords: polluted area, Cs-137, tritium, radium-226

1. Introduction

The aim of presented work:
1. was to provide an assessment of the accumulation of artificial radionuclides: cesium-137, and tritium, as well as the migration of them in the soil and ground-waters of the potentially most polluted regions of Latvia: the areas of the shut-down Salaspils research nuclear reactor (within 3 x 3 km zone) and the radioactive waste repository. Measurements of ^{137}Cs and tritium were included in the Environmental Radioactivity monitoring program.
2. according to measurement program, which was prepared in advance and approved by the Radiation Safety Centre, made radioactivity measurements in premises, buildings and in the area of special purpose facility in Dubulti district of Jurmala city (Latvia), which is a resort city of national importance. The main control parameters were: gamma radiation dose rate in the area of the facility and in the premises, alpha-, beta- contamination levels and radium activity in rooms and in the area.
The special purpose facility in Dubulti was originally establish as radon production facility at the beginning of the seventies of the 20th century, which supplied medical and rehabilitation institutions of the Baltic region with ^{222}Rn solution. Several accidents occurred during the operational period of the laboratory. Those accidents and minor incidents resulted in radium contamination of sewage and ventilation systems, floors, walls and some structures. In 1994, experts shut down the laboratory. The total area of the facility was 3525 m^2, of which 2610 m^2 is a restricted controlled area. Laboratory building and five buildings that are more auxiliary are located in this restricted controlled territory.
Assessment of the volume of contaminated soil, construction parts, equipment to be decontaminated was also carried out and subsequent decontamination plan was prepared.

2. Method

2.1 Cesium and tritium

Sampling. The net density for the collection of soil samples (5 cm depth) was 500x500 m. The soil was dried to the constant weight at 105°C and homogenised. The groundwater samples were gathered from 31 wells, which were located on the main groundwater streams. From them, 19 wells were located within and around the nuclear reactor territory (2.5 - 9 m depth), 12 - within and around the waste respository.
Measurement. The ^{137}Cs concentration was determined using high-resolution gamma-spectrometry within the energy range of 50-2000 keV. The uncertainty of measurements was in the range of 3-10%, but the minimal detectable activity – 0.3 Bq/kg.
The measurements of tritium activities were carried out with the liquid scintillation spectrometer Packard TRI-CARB using the scintillation liquid OptiPhase "HiSafe"3. The measurement time for H-3 didn't exceed 12 hours and uncertainty was less than 2%.

2.2 Radium- 226

*G*amma dose rate, alpha- and beta- contamination measurements in the area of the facility were perform with the step of 2 x 2m. In premises, the selected step for gamma dose rate measurements was 1 x 1m, whereas for alpha- and beta- contamination measurements – 0.5 x

0.5m. Direct alpha- and beta- contamination measurements were made if measured gamma radiation dose rate was close to natural background radiation level.
In case alpha- and/or beta- contamination was detected, samples of non-fixed smears were taken from surface of 400 cm^2 and beta- and alpha- activity measurements were made by radiometer. Samples, in which non-fixed contamination was detected, were further measured by gamma spectrometer in order to determine concentration of ^{226}Ra. In case of detected fixed radioactive contamination, samples of given material were taken and gamma spectrometry measurement method was applied.
Equipment. Gamma dose rate was determined with portable gamma ray scintillometer EXPLORANIUM or radiation monitor INSPECTOR. For purposes of measuring surface beta- and alpha- contamination, the contamination monitor of CONTAMAT was used. Radioactivity measurements of ^{226}Ra were carried out by gamma spectrometer GR3010 Canberra PC and HPGe detector.

3. Results and Discussion

3.1 The concentration of Cs-137 varies in the range of 0.3-227 Bq/kg (20-1940 $Bq/m^{2)}$. It was established that the concentration of Cs-137 could differ significantly in the adjacent checkpoints. It can be explained by the difference of sorption for various types of soil [1] due to the location of the collection point (coniferous or leafy forest, grassland, plough land etc.).
The determined radionuclide concentration in all samples is in agreement with the average level in Latvia. Figure 1 shows the Cs-137 and K-40 concentration in the soil, taken in checkpoints around the nuclear reactor.

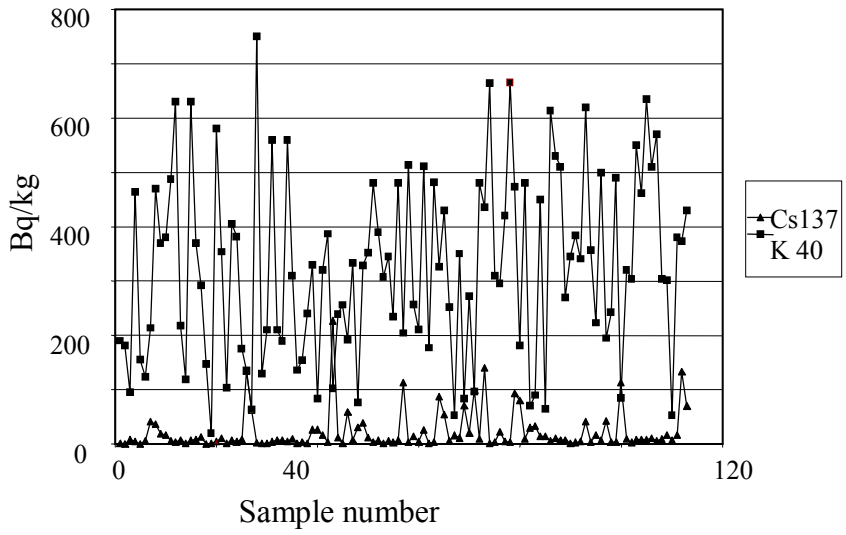


Fig. 1: Cs-137 and K-40 radioactivity of soils in the 3 km zone of Salaspils nuclear reactor

3.2 Fig.2 presents the concentration of tritium in three selected wells in the period from 1997 to 2008. Two wells are located in the territory of the shut-down nuclear research reactor (9V, 10V) and one outside this territory (2B). The wells 9V and 10V are 9m deep in the limestone layer, but the well 2B is 4,5m deep. The increase of H-3 concentration in the samples of year 2003, which one sees on Fig.2, can be explained by the washing out of the previous tritium contamination due to meteorological conditions. It is known that there are washed out gypsum caverns in this territory.

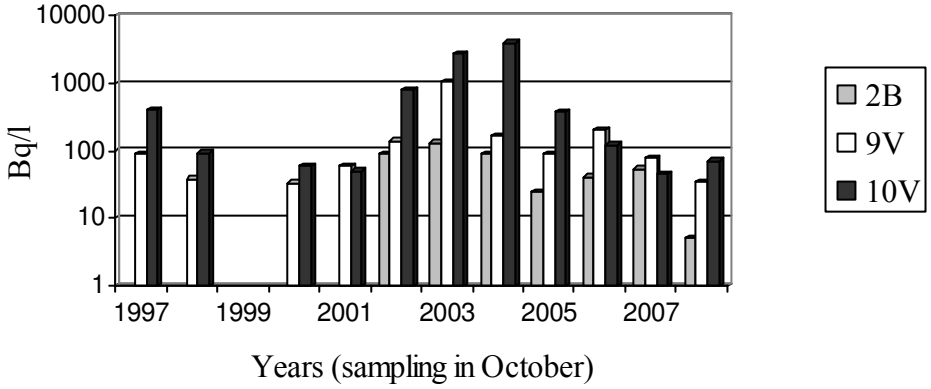


Fig.2: Tritium concentration in the wells of reactor territory

In the period from 2001 to 2008, additional measurements of H-3 concentrations were carried out in three wells, located at the distances from 150m to 3 km from the reactor territory.
The obtained results have shown that the tritium concentration in these wells do not exceed 8-10 Bq/l, only in the one of them the H-3 concentration level was observed to be 16-40 Bq/l for a few years.

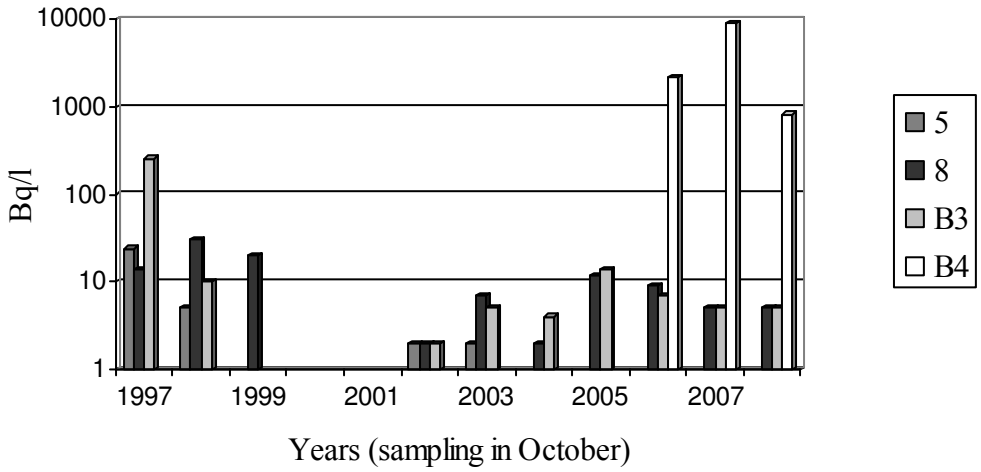


Fig. 3: Tritium concentration in the wells of repository territory

On Fig.3, the H-3 concentration in the selected wells of the radioactive waste repository territory is shown. One can see that it doesn't exceed the maximally allowed concentration level for the drinking water (100 Bq/l). Only in one well, in the direct vicinity of radioactive waste basin, the notably greater value was observed.
The tritium content in ground waters from inspected wells varies within a wide range of concentration, and seasonal changes are recognisable. The maximum tritium concentration in the same well changes from year to year. The obtained results made it possible to estimate changes and migration of tritium pollution as well as to make a forecast.
3.3 Results of gamma dose rate measurements in the area of the facility were mostly in the range from 0.04 to 0.10 μSv/h, which corresponded to natural background level of area in question, however at certain locations measurement reached 0.6 to 4.8 μSv/h.
Awareness and knowledge about radon production technology, as well as data of previous measurements indicated the presence of radioactive contamination in the facility's sewage system. For this reason, particular attention was paid to examination of the sewage system.
The system consisted of the collector trap, pipes, the special sewage well and the concrete storage tank (3.3 x 3.3 x 2 m) for the liquid radioactive waste. Gamma radiation level in the special sewage well was in the range from 0.36 to 0.59 μSv/h and the fixed beta contamination of concrete ranged from 0.57 to 0.70 Bq/cm^2. ^{226}Ra contamination of 562 Bq/kg was found in the soil sample, taken underneath this well.
Samples for gamma spectrometry analysis were taken from wells containing sediments or dregs. Measurement results are summarized in Table 1.
Detailed gamma-spectrometry measurements were performed in order to study the migration of ^{226}Ra in soil and concentration of given radionuclide at various depths. Since radioactive contamination of the sewage, system was identified (see Table 1) and possibility of spreading of radioactive contamination from special sewage system and special sewage tank into the environment was taken into consideration, drillings up to depth of 4 m were made. Soil samples were taken within the range of one meter, employing the accredited method.

Tab 1: ^{226}Ra activity of samples taken from sediments of sewage wells, Bq/kg

Nuclide	Well 1	Well 1a	Well 3	Well 5	Well 6	Well 7	Well 8
^{226}Ra	54	12	4470	1480	340	2280	1160

Well 8 - second well beyond the area

Borehole locations were selected as closely as possible to the sewage wells, the special sewage pipeline and the liquid radioactive waste storage tank beneath the central heating. Soil samples were analyzed by gamma-spectrometry. At certain locations concentration of ^{226}Ra exceeded the natural background by factor of 100 times.

4. Conclusions

1. In the soils around the shut down Salaspils nuclear reactor (within 3 km zone) the Cs-137 concentrations were in the range from 0.3 to 227 Bq/kg (20-1940 Bq/m2). In any of the checkpoints it doesn't exceed the average value (262 Bq/kg) in Latvia according to our previous results.

2. The concentration of tritium in the wells outside reactor's territory and in the waste repository was below the permitted level for drinking water in Latvia.
3. Obtained data allow one to assess the quality of the environment in these specific places.
4. Investigation of radioactive contamination with ^{226}Ra isotope was performed in the area, buildings, special ventilation and sewage system of special purpose facility in Dubulti district of Jurmala city – resort in Latvia. Results of research allowed estimating the total amount of radioactive waste, which according to calculations could reach 120 m^3.
5. Preparation of ^{226}Ra decontamination program for special purpose facility in Dubulti was possible based on the information obtained.

4. Reference

[1] Stauton, S.; Raunbaud, M., Adsorption of Cs-137 on montmorillonite and illite: effect of charge compensating cation, ionic strength, concentration of Cs, K and fulvic acid, Clay and clay minerals, 45(2), p. 251-260, 1997.

[2] Veveris, O.; Riekstina. D.; Taure, I.; Skujina, A., Forest ecosystem as accumulator of radionuclides, Ecology. 2, p.53-55, 2003.

FICHTENNADELN ALS RADIOÖKOLOGISCHE BIOINDIKATOREN

SPRUCE NEEDLES USED AS RADIOECOLOGICAL BIOTRACERS

C. Seidel[1)], V. Gruber[1)], A. Baumgartner[1)], J. Idinger[2)], A. Fürst[3)], F.J. Maringer[1,4)]

[1)]BOKU - Universität für Bodenkultur Wien, LLC-Labor Arsenal, Faradayg. 3, 1030 Wien
[2)]TU-Wien, Atominstitut, Stadionallee 2, 1020 Wien
[3)]BFW-Bundesforschungs- und Ausbildungszentrum für Wald, Naturgefahren und Landschaft, Institut für Waldschutz, Pflanzenanalyse, Seckendorff-Gudent-Weg 8, 1131 Wien
[4)]BEV – Bundesamt für Eich- und Vermessungswesen, Arltg. 35, 1160 Wien

Zusammenfassung
Im Zuge eines zweijährigen Projekts wurden Fichtennadelproben der letzten 25 Jahren aus dem Österreichischen Bioindikatornetz gammaspektrometrisch untersucht. Insgesamt wurden von mehr als 600 Fichtennadelproben die Aktivitätskonzentrationen der folgenden natürlichen und anthropogenen Radionukliden bestimmt: ^{137}Cs, ^{40}K, ^{210}Pb, ^{226}Ra, ^{228}Ra, ^{238}U, wobei das Hauptaugenmerk auf die durch den Tschernobylfallout verursachte radioaktive Kontamination gelegt wurde. Um den Transfer vom Boden-Pflanze abschätzen zu können wurden zusätzlich Bodenproben an ausgewählten Standorten genommen und gammaspektrometrisch analysiert. Diese radioökologische Untersuchung ist ein wichtiger Bestandteil des vom Land Oberösterreich zur radioaktiven Umweltüberwachung ins Leben gerufenen Beweissicherung Temelin Programms und soll den Einfluss von Umweltänderungen auf das Verhalten von Radionukliden in Fichten klären.

Summary
In a two years project spruce needle samples of the Austrian Bioindicator Grid were analysed by gamma-ray spectrometry to investigate the spatial and temporal distribution of radionuclides in spruce needles of the last 25 years with the main focus on the radioactive contamination before and after the Chernobyl fallout 1986. More than 600 spruce needle samples at selected locations of the Bioindicator Grid were analysed for different natural and anthropogenic radionuclides: ^{137}Cs, ^{40}K, ^{210}Pb, ^{226}Ra, ^{228}Ra, ^{238}U. Additionally, soil samples were taken at selected sites to study the soil-to-plant transfer. This radioecological evaluation is an important part of an existing environmental surveillance programme in Upper Austria in order to gain basic information on the impact of environmental changes on the radioecological behaviour of spruce trees.

Schlüsselwörter: *Radioökologie, Fichtennadeln, Gammaspektrometrie, ^{137}Cs-Kreislauf*
Keywords: *radioecology, spruce needles, gamma-ray spectrometry, ^{137}Cs-bio-cycle*

1. Einleitung

In Österreich werden Fichtennadeln seit 25 Jahren erfolgreich als Bioindikator eingesetzt, um lokale und grenzüberschreitende Immissionseinwirkungen sowie die Nährstoffversorgung der Wälder festzustellen und deren zeitliche und räumliche Entwicklung darzustellen. Dazu wurde 1983 das österreichische Bioindikatornetz (BIN), ein bundesweit flächendeckendes Monitoringnetz, errichtet. Jährlich werden derzeit Fichtennadelproben an 776 Messpunkten genommen, analysiert und in der Umweltprobenbank des Bundesforschungs- und Ausbil-

dungszentrums für Wald, Naturgefahren und Landschaft, Wien (BFW) archiviert. Jährlich, meist im September, werden von den Landesforstdiensten zwei Gruppen von Fichtennadeln gesammelt. Die erste Gruppe besteht aus Nadeln aus der Wachstumsperiode April/Mai bis September des Probenahmejahres, die ungefähr 6 Monate alt sind (1. Nadeljahrgang), während die zweite Gruppe Nadeln umfasst, die sich von April/Mai des Vorjahres bis September des Probenahmejahres entwickelt haben und damit 18 Monate alt sind (2. Nadeljahrgang) [1,2]. Radiometrische Analysen an Fichtennadeln sind aufgrund deren Bioindikatorfunktion als auch der Möglichkeit der Untersuchung des Langzeitverhaltens von Radionukliden in Waldökosystemen von großem Interesse [3]. Vor allem in der Schweiz, Österreich und Skandinavien, jene Regionen die durch den Tschernobylfallout besonders stark kontaminiert wurden, wurden die verschiedenen Komponenten von Waldökosystemen untersucht, um den Eintrag von Radionukliden und deren Verhalten zu evaluieren [4-11]. Als Leitnuklid dient in den meisten Studien das Radionuklid ^{137}Cs, da es aufgrund seiner langen Halbwertszeit von rund 30 Jahren auch heute noch gammaspektrometrisch gut nachweisbar ist und die räumliche Verteilung aller beim Reaktorunfall deponierten Radionuklide gut widerspiegelt. Es zeigte sich, dass in etwa 70% des beim Tschernobylfallout in Wäldern deponierten ^{137}Cs von den Baumkronen der Fichten zurückgehalten wurden [4] wobei die höchsten ^{137}Cs-Aktivitätskonzentrationen in den Zweigen und Fichtennadeln gemessen wurden [5,6,11]. Auch in diesem zweijährigen Untersuchungsprogramm wurde das Hauptaugenmerk auf das Radionuklid ^{137}Cs gelegt, um die durch den Tschernobylunfall verursachte radioaktive Kontamination räumlich und zeitlich zu erfassen und das Langzeitverhalten der Radionuklide im Waldökosystem zu evaluieren. Um eine für das Land Oberösterreich fundierte radioökologische Datenbasis zu erhalten wurden zusätzlich die folgenden natürlichen Radionuklide in den Fichtennadeln ermittelt: ^{40}K, ^{210}Pb, ^{226}Ra, ^{228}Ra, ^{238}U. Diese radioökologische Untersuchung ist ein wichtiger Bestandteil des vom Land Oberösterreich zur radioaktiven Umweltüberwachung ins Leben gerufenen Beweissicherung Temelin Programms, im Zuge dessen bereits Fichtennadelproben des österreichischen Bioindikatornetzes zur Darstellung der radioaktiven Umweltkontamination analysiert wurden [7]. Basierend auf diesen Projektergebnissen und neuen Analysen soll der Einfluss von Umweltänderungen auf das Verhalten von Radionuklide in Fichten evaluiert werden.

2. Methoden

2.1 Probenaufbereitung

Die analysierten ***Fichtennadelproben*** (Abb. 1) stammen von ausgewählten Fichtenbäumen in Oberösterreich, die im Rahmen des österreichischen Bioindikatornetzes (BIN) jährlich beprobt werden. Die Triebe des 1. und 2. Nadeljahrgangs werden aus dem oberen Drittel der Krone gesammelt, bei -15°C tiefgefroren und bei 80 – 100°C im Labor luftgetrocknet. Danach werden sie zerrieben, nochmals getrocknet und in 50 ml Polyethylenbehältern abgefüllt. Für die radiometrischen Analysen im Low-Level Counting Labor Arsenal wurden die zerriebenen Fichtennadelproben in Polystyrol-Dosen (r=3,2 cm, h=1,1 cm) gefüllt. Die ***Bodenproben*** wurden im April 2008 an neun Standorten genommen, für 24 h im Trockenofen bei 105°C getrocknet und für die Gammaspektrometrie ebenfalls in Polystyrol-Dosen gefüllt.

2.2 Gammaspektrometrie

Insgesamt wurden von mehr als 600 Fichtennadelproben die Aktivitätskonzentrationen der folgenden natürlichen und anthropogenen Radionukliden bestimmt: ^{137}Cs, ^{40}K, ^{210}Pb, ^{226}Ra, ^{228}Ra, ^{238}U. Bei den für die Analysen verwendeten Detektoren handelt es sich um Halbleiterdetektoren mit High Purity Germaniumkristallen (HPGe).

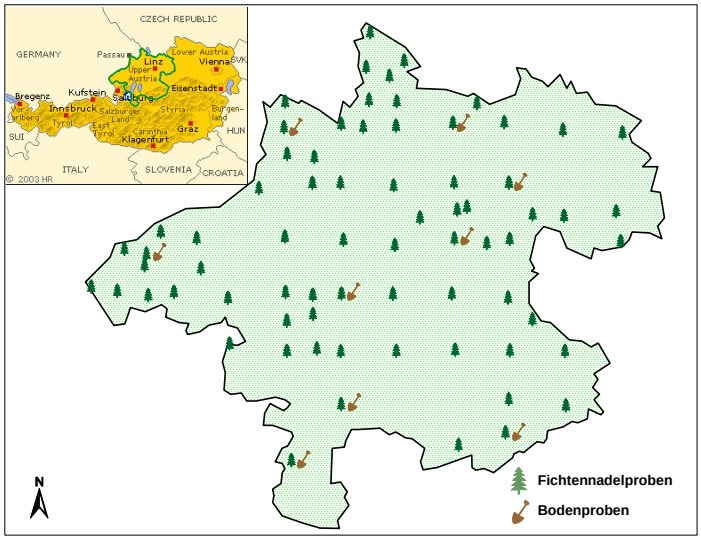


Abb. 1: Geographische Verteilung der Probenahmepunkte in Oberösterreich

Die Messungen wurden mit 4 Detektoren unterschiedlicher Bauart durchgeführt. DT1 und GD1 sind Koaxialdetektoren (p-Typ) mit Kupfer-Eintrittsfenster und relativen Nachweis-wahrscheinlichkeiten „relative efficiency“ von 33,7 % bzw. 21,6 %. Das Energiespektrum dieser beiden Detektoren reicht von ca. 200 bis 3000 keV. Die ^{210}Pb-Analysen wurden mit dem Detektor DT2 oder LEGe durchgeführt. DT2 ist ein Planardetektor vom n-Typ mit einem Beryllium-Fenster und einem Energiebereich von 0 bis 250 keV. Der vierte Detektor ist ein Low Energy HPGe Detektor (LEGe), dessen spezielle Bauweise eine gute Auflösung im niederen und mittleren Energiebereich (~ 10 keV bis 700 keV) bewirkt. Die Messzeiten variieren je nach untersuchten Umweltkompartiment, Radionuklid und verwendeten Detektor. Sie liegen zwischen 6 Stunden (^{137}Cs, ^{40}K, ^{226}Ra, ^{228}Ra) und 2 Tagen (^{210}Pb, ^{238}U).

Tab. 1: Zur Analyse verwendete Gammalinien

Radionuklide	zur Analyse verwendete Gammalinien
Cs-137	661,6 keV
K-40	1460,8 keV
Pb-210	46,5 keV
Ra-226	351,9 keV (Pb-214); 609,3 keV (Bi-214); 1120,3 keV (Bi-214)
Ra-228	338,4 keV (Ac-228); 911,1 keV(Ac-228)
U-238	63,3 keV (Th-234)

Die Spektren der gammaspektrometrischen Messungen wurden mit der Software Genie 2000 ® von Canberra nach den relevanten Peaks der Nuklide ausgewertet (Tab.1) und in eine Access-Datenbank übertragen. In dieser Datenbank werden durch ein Auswerteprogramm aus den Rohdaten der Gammaspektren unter Berücksichtigung der Probengeometrie, Detektorgeometrie, allfälliger Koinzidenzsummations-Zählverluste, Messzeit, Messdatum und Probennahmedatum die Aktivitätskonzentrationen der einzelnen Nuklide berechnet.

3. Ergebnisse und Diskussion

Die ^{137}Cs-Aktivitätskonzentrationen in den Fichtennadelproben liegen in einem Wertebereich von 1,5 Bq/kg TS (Erkennungsgrenze) bis 5150 Bq/kg TS, wobei das Maximum nach dem Tschernobylfallout 1986 im 2. Nadeljahrgang gemessen wurde. Der 1. Nadeljahrgang wurde

durch den Tschernobylfallout kaum kontaminiert, da dieser zum Unfallszeitpunkt noch im Knospenstadium bzw. noch nicht vollständig war und somit nur eingeschränkt der direkten Kontamination ausgesetzt war. Dies wurde auch von *Irlweck et al. 1999* und *Strebl et al. 2000* beobachtet [7,6]. Ab dem Jahr 1987 wurden im 1. Nadeljahrgang stets höhere ^{137}Cs-Aktivitätskonzentrationen als im 2. Nadeljahrgangs gemessen. Dies ist auf den höheren Nährstoffbedarf des jungen Triebs während des Wachstums, die Auswaschung der Radionuklide und auf Verdünnungseffekte durch die Verholzung zurückzuführen und wurde auch von *Strebl et al. 1999, Strebl et al. 2000* und *Wyttenbach et al.* [5,6,10] beobachtet.

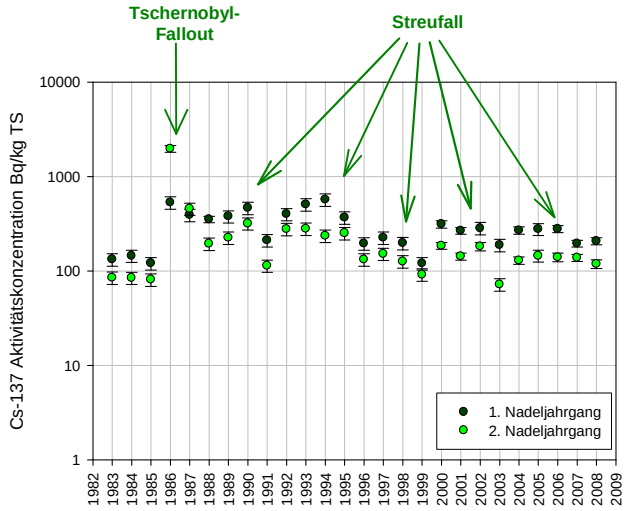


Abb. 2: Langzeitlicher Verlauf von ^{137}Cs in Fichtennadeln am Standort Ahorn

An allen Standorten konnten die für das Waldökosystem typischen ^{137}Cs-Kreisläufe beobachtet werden. So treten in den Jahren nach dem *„Tschernobylpeak“* immer wieder regelmäßig leichte Erhöhungen der ^{137}Cs-Aktivitätskonzentration auf, die auf den Streufall und die neuerliche Aufnahme des Radiocäsiums über die Wurzel zurückzuführen sind. Die Dauer eines ^{137}Cs-Kreislaufs ist abhängig von standortspezifischen Faktoren, wie etwa den Bodeneigenschaften, der Bioverfügbarkeit der Radionuklide, den klimatischen Verhältnissen, etc. und liegt bei etwa. 4 - 5 Jahren (Abb. 2).
Die berechneten ***ökologischen Halbwertszeiten*** liegen für ^{137}Cs zwischen 2,8 und > 180 a und beschreiben jene Zeitspanne, die verstreicht, bis die Aktivitätskonzentrationen im betrachteten Kompartiment (Fichtennadeln) durch ökologische Prozesse (Transport, Fixierung bzw. Mobilisierung der Radionuklide) – ohne Berücksichtigung des physikalischen Zerfalls – auf die Hälfte abnimmt. Jene Halbwertszeit, die dem tatsächlichen Verlauf der ^{137}Cs-Aktivitäts-konzentrationen in den Fichtennadeln entspricht, wird als ***radioökologische Halbwertszeit*** bezeichnet. Die ermittelten niedrigen (radio-)ökologischen Halbwertszeiten, wie sie etwa am Standort Engerwitzdorf (Abb. 3) beobachtet wurden, weisen darauf hin, dass neben dem physikalischen Zerfall vor allem ökologische Prozesse für den raschen Austrag der Radio-nuklide aus dem Kompartiment Fichtennadeln verantwortlich sind. Hingegen wurden für einige Standorte sehr hohe (radio-)ökologische Halbwertszeiten von > 180 a ermittelt, z.B. Pitzenberg (Abb. 3). Diese hohen Werte weisen darauf hin, dass an diesen Standorten während des Untersuchungszeitraums kaum ein Austrag stattgefunden hat bzw. dass die Abnahme der ^{137}Cs-Aktivitätskonzentrationen in den Fichtennadeln fast ausschließlich auf den radioaktiven Zerfall zurückzuführen ist.

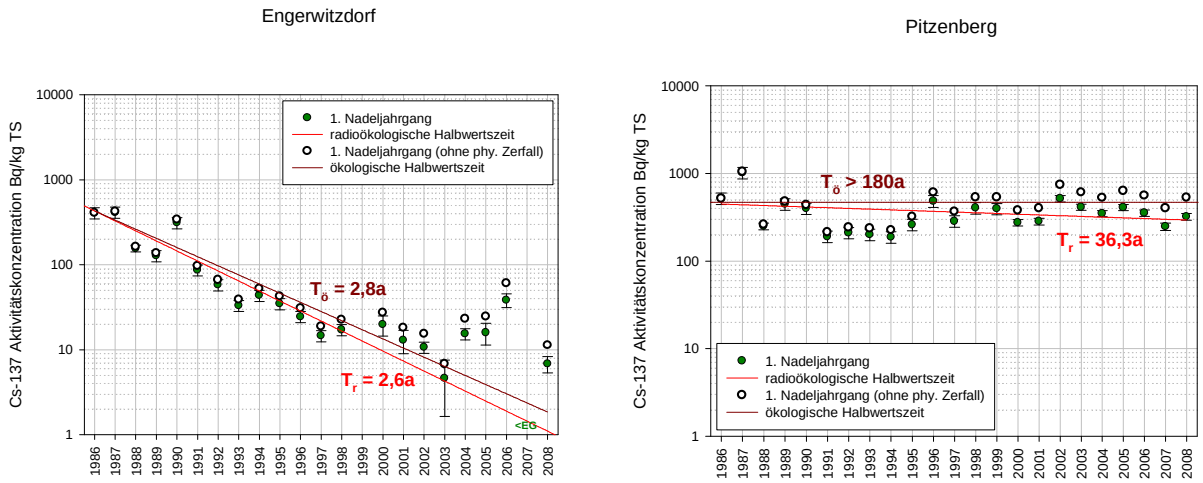


Abb. 3: Radioökologische und ökologische Halbwertszeiten von ^{137}Cs in Fichtennadeln an zwei Standorten

Die gemessenen ^{40}K-Aktivitätskonzentrationen in den Fichtennadeln liegen zwischen 15 Bq/kg TS (EG) und 294 Bq/kg TS, unterliegen im Untersuchungszeitraum (1983-2008) natürlichen Variationen, zeigen keinerlei Regelmäßigkeiten und liegen über die Jahre hinweg auf ähnlich hohem Niveau. Weiters zeigt sich, dass der beim ^{137}Cs beobachtete Trend – dass die gemessenen Aktivitätskonzentrationen im 2. Nadeljahrgang meist geringer sind als im 1.- bei den Auswertungen der ^{40}K-Aktivitätskonzentrationen nicht zu beobachten ist.
Die ^{226}Ra-, ^{228}Ra- und ^{238}U-Aktivitätskonzentrationen liegen meist unterhalb der Erkennungsgrenze (~ 4 Bq/kg TS). Die gemessenen ^{210}Pb-Aktivitätskonzentrationen liegen zwischen 5 Bq/kg TS (EG) und 45 Bq/kg TS, wobei die ^{210}Pb-Aktivitätskonzentrationen im 2. Nadeljahrgang meist höher liegen als im ersten, was auf die längere Exposition der Fichtennadeln zurückzuführen ist. Um den Anteil des aus der Atmosphäre deponierten ^{210}Pb abschätzen zu können, wurde das Überschuss-^{210}Pb (^{210}Pb$_{ex}$) ermittelt und gemeinsam mit den lokalen Niederschlagsdaten ausgewertet, um der Frage nachzugehen, ob bzw. wie die Deposition des atmosphärischen ^{210}Pb von den Niederschlägen abhängig ist. Anhand dieser Auswertungen konnte kein signifikanter Zusammenhang zwischen der Anzahl der Niederschlagsereignisse bzw. der Gesamtniederschläge und der ^{210}Pb$_{ex}$-Aktivitätskonzentrationen beobachtet werden. Daraus lässt sich schließen, dass die Nassdeposition keine wesentliche Rolle bei der Fichtennadelkontamination durch ^{210}Pb$_{ex}$ spielt.
Die Messergebnisse der Bodenproben zeigen, dass das aus dem Tschernobylfallout stammende ^{137}Cs auch heute noch in den obersten, pflanzenverfügbaren Bodenhorizonten zu finden ist. Dies wurde auch von anderen Autoren beobachtet, u.a. auch von *Zibold et al.* und *Konopleva et al.* [12,13]. Im Gegensatz zum Radiocäsium wurden im Auflagehumus und den obersten Bodenschichten meist die geringsten ^{40}K-Aktivitätskonzentrationen gemessen. An beinahe allen Standorten konnte eine Zunahme der ^{40}K-Aktivitätskonzentrationen mit der Bodentiefe beobachtet werden, was auf den mineralischen Ursprung des ^{40}K deutet. Der Eintrag über den Streufall kann somit als vernachlässigbar gering bezeichnet werden. Die Maximalwerte der ^{210}Pb-Aktivitätskonzentrationen sind meist im Oberboden zu finden, was darauf deutet, dass ein gewisser Anteil als ^{210}Pb$_{ex}$ aus der Atmosphäre deponiertet wurde. Die natürlichen Radionuklide ^{226}Ra, ^{228}Ra und ^{238}U, die allesamt natürlichen Ursprungs sind, konnten fast ausschließlich in den mineralischen Bodenschichten ermittelt werden. In der Tiefenverteilung lässt sich kein eindeutiger Trend beobachten.

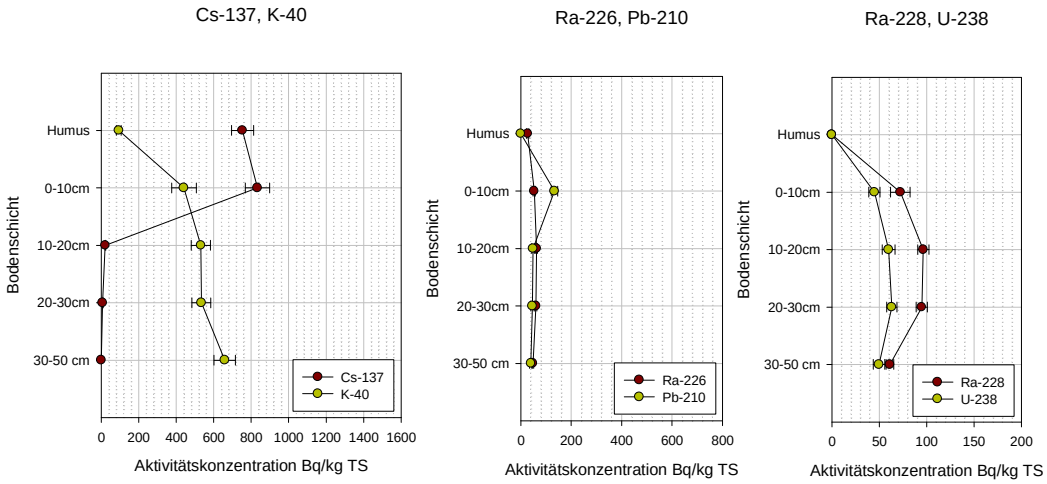


Abb.4: Verteilung der untersuchten Radionuklide im Boden (Standort Engerwitzdorf)

4. Ausblick

In einem nächsten Schritt werden die chemisch-physikalischen Bodenparameter der genommenen Bodenproben ermittelt, um die Einflussfaktoren für die Dauer der ^{137}Cs-Kreisläufe evaluieren zu können. Weiters sollen Transferfaktoren bestimmt werden, um den Transfer vom Boden zur Pflanze bzw. auch die Bioverfügbarkeit abzuschätzen. Abschließend werden die Projektergebnisse für weiterführende Untersuchungen aufbereitet werden. Die ermittelten Aktivitätskonzentrationen in den Fichtennadelproben können z.B. einen wichtigen Beitrag zur Diskussion erneuerbarer Energieträger leisten, vor allem wenn es darum geht, dass Ganz-Baum-Ernten als Energieträger in Biomasse-Heizwerken eingesetzt werden sollen.

5. Literaturverzeichnis

[1] Fürst, A., Österreichisches Bioindikatornetz, Bundesamt und Forschungszentrum für Wald, Praxisinformation Nr.5, 13-15, Wien, 2004

[2] Fürst, A., Smidt, S., Herman, F., Monitoring the impact of sulphur with the Austrian Bioindicator Grid, Environmental Pollution 125, 13-19, 2003.

[3] Nimis, P.L., Radiocesium in plants of forest ecosystems, Studia Geobotanica, Vol. 15, 3-49, 1996.

[4] Bunzl, K., Schimmack, W., Kreutzer, K., Schierl, R., Interception and retention of Chernobyl-derived ^{134}Cs, ^{137}Cs and ^{106}Ru in a spruce stand. Sci. Total Environ. 78, 77-87, 1989.

[5] Strebl, F., Gerzabek, M.H., Bossew, P., Kienzl, K., Distribution of radiocaesium in an Austrian forest stand, Sci. Total Environ. 226: 75-83, 1999.

[6] Strebl, F., Bossew, P., Kienzl, K., Hiesel, E., Radionuklide in Waldökosystemen, Umweltbundesamt, Monographien; Band 59, Wien, 2000.

[7] Irlweck, K., Lenz, H., Fürst, A., ^{137}Cs and ^{90}Sr contamination of spruce needles in the northern region of Austria, Journal of Environmental Radioactivity 46, 179-185, 1999.

[8] Tober, L., Bajo, S., Deposition of ^{134,137}Cs from Chernobyl fallout on Norway spruce and forest soil and its incorporation into spruce twigs, Journal of Environmental Radioactivity, 6, 225-245, 1988.

[9] Tobler, L., Bucher, J., Furrer, V., Schleppi, P., Wyttenbach, A., Rubidium and cesium in spruce needles, Concentrations and biodynamics, Biol Trace Elem Res. ;43-45, 195-205, 1994.

[10] Wyttenbach, A., TobLer, L., Bajo, S., Nadelinhaltstoffe und Ablagerungen auf Nadeloberflächen von Fichten (Picea Abies Karst.), Forstwissenschaftliches Centralblatt 108, 233-243, 1989.

[11] Mc Gee, E.J., Synnott, H.J., Johanson, K.J., Fawaris, B.H., Nielsen, S.P., Horrill, A.D., Kennedy, V.H., Barbayiannis, N., Veresoglou, D.S., Dawson, D.E., Colgan, P.A., McGarry, A.T., Chernobyl fallout in a Swedish spruce forest ecosystem, Journal of Environmental Radioactivity 48, 59-78, 2000.

[12] Zibold, G., Klemt, E., Konopleva, I., Konoplev, A., Influence of fertilizing on the ^{137}Cs soil-plant transfer in a spruce forest of Southern Germany. Journal of Environmental Radioactivity, xxx, 1-8, 2009. *in press*

[13] Konopleva, I., Klemt, E., Konoplev, A., Zibold, G., Migration and bioavailability of ^{137}Cs in forest soil of southern Germany, Journal of Environmental Radioactivity, 100, 315-321, 2009.

RADON

H Friedmann[1)]

[1)] Fakultät für Physik, Kernphysik, Universität Wien, Österreich

Zusammenfassung
Es wird ein Überblick über Entstehung und Eigenschaften des radioaktiven Edelgases Radon gegeben. Auch werden verschiedene Verwendungen vorgestellt. Hauptaugenmerk wird jedoch auf die Wirkung von Radon auf den Menschen gelegt.

Summary
An overview on the formation and the nature of the radioactive noble gas Radon is given. Several applications will be presented. However, main focus is on the health risk effect of Radon.

Schlüsselwörter: *Radon, natürliche Zerfallsreihe, Gesundheitsrisiko, Hormesis*
Keywords: *Radon, natural decay series, health risk, hormesis*

1. Einleitung

In den letzten Jahren ist das Element Radon weiten Kreisen der Bevölkerung bekannt geworden. Dies vor allem in Zusammenhang mit einem möglichen Gesundheitsrisiko, welches ganz im Gegensatz zu den oftmals angeführten gesundheitsfördernden Wirkungen in Heilbädern zu stehen scheint. Auch die Gesundheitsbehörden vieler Länder haben sich dieser Frage angenommen, einerseits indem sie Untersuchungen über Radonexpositionen in Wohn- und Arbeitsräumen durchführen ließen (z. B. ÖNRAP – Österreichisches Nationale Radon Projekt), andererseits indem Empfehlungen, Vorschriften und Gesetze erlassen wurden.
Radon ist das schwerste natürlich vorkommende Edelgas. Die natürlichen Radonisotpe ^{222}Rn, ^{220}Rn („Thoron“) und ^{219}Rn („Actinon“) sind Teile der natürlichen Zerfallsreihen ausgehend von den primordialen Radionukliden ^{238}U, ^{232}Th und ^{235}U. Radon ist im Wasser löslich, beträchtlich besser jedoch noch in vielen organischen Substanzen (z.B. Benzol, Toluol, Fette etc). ^{222}Rn hat eine Halbwertszeit von 3,825 Tagen und ist jenes Isotop, das gemeinhin als „Radon“ verstanden wird. Der Grund ist vor allem darin zu sehen, dass die Halbwertszeiten der anderen Isotope signifikant kürzer sind (^{220}Rn: 55,6 s; ^{219}Rn: 3,96 s) und diese daher nur in bestimmten Situationen beachtet werden müssen.

2. Geschichtliches

1899/1900 beobachteten R. B. Owens und E. Rutherford den Austritt eines radioaktiven Gases aus Thoriumverbindungen. Nahezu gleichzeitig entdeckte E. F. Dorn [1] einen solchen Effekt auch bei Radium. Aufgrund dieses Auftretens nannte er es Radium-Emanation (Zeichen: Em). Seit 1923 ist die Bezeichnung Radon und die Abkürzung Rn zu verwenden. Marie und Pierre Curie beobachteten ebenfalls bereits 1899, dass sich in Räumen in denen Radium aufbewahrt wurde, eine zusätzliche Radioaktivität feststellen ließ (induzierte Radioaktivität). Kurz nach der Entdeckung von Radon konnten E. Rutherford und F. Soddy diesen Effekt als Bildung von Radonfolgeprodukten richtig deuten. Nach der Entdeckung von W. Ramsay und F. Soddy im Jahr 1903, dass bei diesen Zerfällen Helium gebildet wurde, konnte nach und

nach die Zerfallskette von ^{238}U bis ^{206}Pb (Abbildung 1) sowie der anderen natürlichen Zerfallsreihen aufgeklärt werden.

^{238}U (Uran-Radium) Zerfallsreihe													
										^{234}Th 24,1T ↘	100% ← α	^{238}U 4,5E9J
											^{234}Pa 1,2m+↘	
		^{214}Pb 26,8m↘	99.98% ← α	^{218}Po 3,05m↘	100% ← α	^{222}Rn 3,825T	100% ← α	^{226}Ra 1600J	100% ← α	^{230}Th 7,5E4J	100% ← α	^{234}U 2,5E5J
	^{210}Tl 1,30m↘	0.4% ← α	^{214}Bi 19,9m↘	100% ← α	^{218}At 2s							
^{206}Hg 8,15m↘	75E-6% ← α	^{210}Pb 22,3J↘	100% ← α	^{214}Po 0,16ms								
	^{206}Tl 4,2m ↘	5E-5% ← α	^{210}Bi 5,0T ↘									
		^{206}Pb stabil	100% ← α	^{210}Po 138,4T								

Abbildung 1: *Die Uran-Radium Zerfallsreihe: Die dunkel unterlegten Felder sind die in dieser natürlichen Zerfallsreihe auftretenden Isotope mit ihren Halbwertszeiten. Pfeile schräg nach rechts unten bedeuten Betazerfall. Die weißen Felder mit dem Pfeil nach links bedeuten Alphazerfall und die darüber stehenden Zahlen geben die Häufigkeit für diese Zerfallsart an.*

Mit der Verbesserung der Messinstrumente konnte schließlich auch Radon in der Umwelt nachgewiesen werden. So bauten C. Engler und H. Sieveking [2] das erste "Fontaktometer" (lat. fons = Quelle), eine Ionisationskammer mit einem empfindlichen Elektrometer. Zu Ehren H. Mache, einem Pionier auf dem Gebiet, wurde die Mache-Einheit (M.E.) eingeführt. Diese wurde als jene Radonkonzentration (ohne Folgeprodukte) im Wasser definiert, die in Luft eine elektrische Ladung von 0,001 stat. Coulomb produziert (1 M.E. = 0.364 nCi/l = 13.5 Bq/l). Später wurde auch die Einheit “Eman” verwendet, die einer Radonkonzentration von 0,1 nCi/L Wasser entsprach.

Abbildung 2: *Fundstelle eines Emanatoriums (mitgeteilt von Frau Dr. M. Wagner).*

Vor allem in der Frühzeit der Radioaktivität wurde Strahlung als eine in kleinen Dosen heilsam wirkende Droge angesehen. So wurde auch die Wirkung von Radon bei Experimenten zur Pflanzenaufzucht untersucht [3]. Dabei zeigte sich, dass geringe Radonkonzentrationen tatsächlich eine Wachstumsverstärkung bewirkten, hohe Dosen jedoch den gegenteiligen Effekt verursachten. Außerdem wurden systematische Untersuchungen hinsichtlich der Aufnahme von Radon über die Atemwege ins Blut und danach in andere Organe durchgeführt

[4]. Zu jener Zeit wurde auch der Begriff „biopositive Wirkung“ der Radioaktivität geprägt. Heutzutage wird stattdessen der Begriff „Hormesis“ verwendet, der eine ähnliche Bedeutung hat. Damals produzierte radioaktive Heilmittel, etwa Geräte zur Erzeugung radonhaltigen Wassers für Trink- oder Badekuren, findet man manchmal auch heute noch (*Abbildung 2*).
Bis etwa in die Fünzigerjahre des vorigen Jahrhunderts wurde Radon und seine Folgeprodukte in der Forschung als Quelle für α-Teilchen genutzt. Insbesondere waren Radon-Beryllium Neutronenquellen weit verbreitet. Dazu wurde Radon aus einer Radiumlösung extrahiert und in kleine mit Beryllium gefüllte Kolben übergeführt. Damit konnten Neutronenquellen mit einer Halbwertszeit von 3,8 Tagen erzeugt werden, ohne dass das damals sehr wertvolle Radium verbraucht wurde. Außerdem reduzierte sich die γ-Aktivität der Quelle ebenfalls mit einer Halbwertszeit von 3,8 Tagen.

3. Anwendungen

In vielen Bereichen der Forschung hat sich Radon als Tracer-Element bewährt. So kann man durch Bodengasmessungen (Konzentrationen im Bereich von 20-200 kBq/m^3) verdeckt liegende Störungszonen auffinden und auch zur Uranprospektion und in bestimmten Fällen der Erdölprospektion hat sich Radon als hilfreich erwiesen. Die dabei auftretenden langreichweitigen Radonmigrationen sind keine Diffusionsprozesse sondern sind Transportphänomene, d. h. Radon wird von unterirdischen Gasströmen mitgenommen und kann zu deren Nachweis verwendet werden. Auch zur Hydrogeologie können Radonmessungen wertvolle Beiträge liefern. Eine spezielle Anwendung dieses Verhaltens ist die Möglichkeit daraus Informationen über Änderungen der Spannungs- und Deformationszustände im Erdinneren zu erlangen. So konnten vielfach Zusammenhänge von Radonkonzentrationsänderungen in Grundwasser oder Quellwasser oder auch in Bodengasen mit nachfolgenden Erdbeben festgestellt werden. Damit hat sich die Beobachtung von Radonkonzentrationen als eine mögliche Methode zur Erdbebenprognose [5,6] erwiesen. Radon bzw. sein langlebiges Folgeprodukt ^{210}Pb ($T_{1/2}$ = 22,3 a) kann auch als Tracer für Luftmassenbewegungen verwendet werden (Radonkonzentrationen im Bereich 1-20 Bq/m^3). So treten über dem Meer signifikant geringere Radonkonzentrationen auf als über Landmassen. Durch Beobachtung der entsprechenden Isotope in der Luft kann man auf Strömungsverhältnisse und Trajektorien schließen. Auch das Ansteigen der bodennahen Ortsdosis nach Niederschlägen ist auf die Radonfolgeprodukte, die durch den Regen aus der Atmosphäre ausgewaschen und am Boden deponiert werden, zurückzuführen.

4. Gesundheitsrisiko Radon

Schon Paracelsus [7] berichtete vom Erkranken und frühen Sterben von Bergleuten im Erzgebirge. Diese Krankheit wurde Bergekrankheit oder auch Schneeberger Krankheit (nach dem Ort Schneeberg) genannt. Ende des 19. Jahrhunderts wurde diese Krankheit als primärer Lungenkrebs erkannt [8] und später mit dem radioaktiven Staub und der Radioaktivität in der Luft in Zusammenhang gebracht. Die Annahme, dass Radon für dieses hohe Lungenkrebsrisiko verantwortlich war [9], blieb bis in die Fünzigerjahre des 20.Jahrhunderts eine Hypothese. Der gewaltige Anstieg in der Uranbergbautätigkeit während des 2.Weltkriegs und danach hatte zur Folge, dass man nun genügend Daten hatte, um genauere Studien durchzuführen. Es gibt eine Reihe von Studien, die das Lungenkrebsrisiko nach Radonexposition eindeutig belegen [10]. Erst Mitte der Fünfzigerjahre erkannte man [11], dass es die Radonfolgeprodukte sind, die die Dosis im Bereich der Atemwege verursachen. Diese kurzlebigen Radonfolgeprodukte (bis inkl. ^{214}Po), werden andauernd gebildet und können sich an Aerosole anlagern („attached fraction“) oder bei geringer Aerosolkonzentration unangelagert in der Luft („unattached fraction“) verbleiben. Beim Atmen werden diese Radonfolgeprodukte an den feuchten

Oberflächen im Atemtrakt deponiert. Dort kann die beim Zerfall der radioaktiven Folgeprodukte von Radon entstehende Strahlung direkt auf die oberen Zellschichten einwirken und Strahlenschäden verursachen. Spricht man von der Strahlenbelastung durch Radon sind immer die kurzlebigen Folgeprodukte gemeint. Die langlebigen Folgeprodukte (ab ^{210}Pb) tragen nur mehr wenig zur Strahlenbelastung bei, da sie durch den natürlichen Clearingmechanismus wieder aus dem Körper ausgeschieden werden bevor der größte Anteil dieser Nuklide seine Strahlung emittiert. Aufgrund der unterschiedlichen Größe der „attached" und der „unattached fraction" ergeben sich unterschiedliche Depositionsgebiete und damit auch unterschiedliche „Gefährlichkeit" (unterschiedliche „Lungengängigkeit"). Im Allgemeinen wird der „unattached fraction" ein wesentlich höheres Risiko zugeschrieben. Obwohl natürlich ein Teil des Radons ins Blut übertritt und damit auch zu anderen Organen gelangt, existieren derzeit keine Hinweise, dass Radon auch das Risiko für andere Krebserkrankungen erhöht. Zumindest kann davon ausgegangen werden, dass jegliches andere Krebsrisiko klein gegenüber dem durch Radon verursachten Krebs der Atemwege, insbesondere also der Lunge, ist [12]. Radon liefert den größten Beitrag zur Strahlenbelastung der Menschen (etwa zwischen 25 und 50%)
Der klassische Strahlenschutz geht von einer Proportionalität ohne untere Schwelle zwischen Dosis und stochastischer Schädigung aus (LNT – linear no threshold). Diese Annahme gilt auch für Radon wie viele Studien von Bergarbeiterkohorten gezeigt haben. Es wurden dabei aber auch Abweichungen beobachtet, die jedoch auf die Schwierigkeit der Korrektur anderen Ursachen (Rauchen, Sprenggase, Staub,…) zurückgeführt werden. Generell zeigt es sich, das solche „Verwirrer" (confounder) als wesentliche Hindernisse für einen experimentellen Nachweis der LNT im niedrigen Dosisbereich wirken.
Das Risiko wird im Strahlenschutz über einen Schädigungskoeffizient (detriment coefficient) oder Letalitätskoeffizient (fatality coefficient) aus der effektiven Dosis berechnet. Um dieses Prinzip auch für Radon anzuwenden, muss aus einer Exposition (Konzentration mal Aufenthaltszeit) mittels eines Dosiskonversionskoeffizienten (DCF = Dose Conversion Factor) eine effektive Dosis berechnet werden. Man kann diesen Umrechnungsfaktor entweder aus Modellannahmen (Lungenmodelle) oder aus epidemiologischen Untersuchungen ableiten. In allen Fällen gehen verschiedene Parameterwerte (Anatomie, Geschlecht, Atemvolumen, Atemfrequenz, Nasen- oder Mundatmung, Folgeproduktkonzentration in der Atemluft, Aerosolgrößenverteilung, Verhältnis „attached" zu „unattached fraction" usw.) in die Ergebnisse ein, die dann natürlich nur für ein angenommenes „mittleres" Verhalten gelten.
Für die Wohnbevölkerung und für Arbeitsplätze gibt es von der ICRP publizierte Werte [13]. Diese unterscheiden nicht zwischen den Geschlechtern, d. h. das absolute Lungenkrebsrisiko aufgrund von Radonbelastungen sollte für Männer und Frauen etwa gleich groß sein. Betrachtet man die tatsächlichen Lungenkrebsfälle in den österreichischen Bezirken [14] und vergleicht sie mit den mittleren Radonkonzentrationen [15], so muss man feststellen, dass die aufgrund der Radonkonzentration nach ICRP-65 zu erwartenden zusätzlichen Lungenkrebsfällen bei Frauen in manchen Gebieten die Gesamtlungenkrebshäufigkeit übersteigt. Zumindest für Frauen dürften daher die ICRP Werte eine Überschätzung des Risikos darstellen. Die derzeitig aktuellsten Ergebnisse zur Risikoabschätzung stammen aus einer Untersuchung, die 13 europäische Fall-Kontroll-Studien zusammenfasst [16]. Aus dieser Studie wird auf eine relative Zunahme der Lungenkrebshäufigkeit um 16% pro 100 Bq/m^3 mittlerer Radonkonzentration im Wohnbereich geschlossen.

5. Die Situation in Österreich

Um die Radonkonzentration in österreichischen Wohnungen zu untersuchen, wurde ÖNRAP (Österreichisches nationales Radon Projekt) initiiert. Dabei sind zwischen 1992 und 2003 etwa 40.000 Messungen in ca. 17.000 Räumen durchgeführt worden. Die Messungen erfolg-

ten in Wohn- und Schlafräumen statistisch ausgewählter Wohnungen. Die mittlere Radonkonzentration (personenbezogenes Jahresmittel) beträgt etwa 100 Bq/m^3. Zusätzlich wurde das „Radonpotential“ eingeführt, eine von den Hausparametern unabhängige Größe, die nur das geologisch bedingte Radonrisiko charakterisieren soll. Das Radonpotential wurde als die mittlere Radonkonzentration in einem Standardraum (Wohnraum im Erdgeschoß, keine Unterkellerung etc.) definiert und kann mittels verschiedener Umrechnungsfaktoren aus den Radonmesswerten abgeleitet werden [15]. Die Verteilung der beobachteten Radonkonzentrationen entspricht etwa einer logarithmischen Normalverteilung. Neben sehr geringen Radonkonzentrationen sind dabei natürlich auch viele Messwerte über 1000 Bq/m^3 aufgetreten und es gibt ein kleines Gebiet in Österreich mit Innenraumkonzentration bis über 100.000 Bq/m^3.
Neben ÖNRAP wurden eine Reihe weiterer Untersuchungen durchgeführt, insbesondere sind die Radonmessungen in oberösterreichischen Kindergärten und Schulen, Bodengasmessungen in bestimmten geologischen Gebieten, Messungen in Arbeitsräumen (Wasserwerke, Bäder, Höhlen,..) sowie Messungen in Zusammenhang mit Sanierungsarbeiten zu erwähnen.
Außerdem wurde eine Reihe von Normen erarbeitet, die sich dem Thema Radon widmen, etwa die ÖNORM S5280 (Messmethoden, bautechnischen Vorsorgemaßnahmen, Sanierungsmethoden) oder die Regel ÖNR 195223 zur Bestimmung des natürliche Radonhintergrunds. Auch die Baustoffnorm ÖNORM S5200 berücksichtigt die Exhalation von Radon. Daneben gibt es noch weitere Normen, die natürlicher Radioaktivität betreffen.
Zur Information der Bevölkerung wurde eine Radon-Informations CD sowie ein kleines Heftchen erstellt, das grundlegende Auskünfte hinsichtlich der Eigenschaften von Radon gibt und Hinweise zur Reduktion der Innenraumkonzentration enthält.
Schließlich muss noch erwähnt werden, dass es in Österreich zwei Stellen gibt, an denen Radon als Heilmittel eingesetzt wird. Wie weit ist nun eine „Radonheilkur“ unter dem Aspekt des Strahlenschutzes zu vertreten? Es gibt eine Reihe von Studien inklusive Doppelblindversuchen, die eine schmerzlindernde Wirkung von Radonkuren vor allem bei rheumatischen Erkrankungen bestätigen [17]. Man kann für eine Radonkur im Therapiestollen von Badgastein das zusätzliche lebenslange Lungenkrebsrisiko gemäß ICRP 65 für Männer zu etwa 1,1 % und für Frauen zu etwa 5,2 % abschätzen (die Unterschiede ergeben sich aufgrund der derzeit etwa 6-fach höheren Lungenkrebshäufigkeit von Männern gegenüber Frauen). Dem ist das Risiko einer medikamentösen Behandlung gegenüberzustellen. Es sind vor allem nichtsteroidale Antirheumatika (NSAR), die vielfach zur Langzeittherapie verwendet werden. Man schätzt das Mortalitätsrisiko aufgrund von Nebenwirkungen dieser Medikamente vor allem auf Magen und Darm auf etwa $2 \cdot 10^{-3}$. Aus der Anzahl der mit NSAR behandelten Patienten kann man z. B. in Deutschland mit jährliche 1000 bis 2000 Todesfällen rechnen [18].

6. Konsequenzen

Es ist unbestritten, dass hohe Radonkonzentrationen in Wohnungen und Arbeitsplätzen vermieden werden sollen. Dies kann man durch Sanierungsmaßnahmen bei bestehenden Bauten und durch entsprechende Vorsorgemaßnahmen bei Neubauten erreichen. Es erhebt sich jedoch die Frage, ob generelle Sanierungsmaßnahmen, d. h. auch niedrige Radonkonzentrationen weiter zu reduzieren oder ob Sanierungsmaßnahmen vor allen bei hohen Radonkonzentrationen vorzuziehen sind. Für ersteres spricht, dass bei gleichem Aufwand (geringere Kosten bei geringen Radonkonzentrationen) und der Gültigkeit der LNT eine höhere Anzahl von Lungenkrebstodesfällen vermieden werden kann. Eine bevorzugte Reduktion der hohen Radonkonzentrationen kann dagegen einerseits philosophisch begründet werden, indem man das Risiko bei jenen reduziert, die am stärksten gefährdet sind, andererseits besteht die Möglichkeit, dass die LNT im niedrigen Dosisbereich nicht gilt und daher Sanierungsmaßnahmen bei geringen Radonkonzentrationen möglicherweise sinnlos wären.

7. Literaturverzeichnis

[1] E. Dorn: Abh. Naturforsch. Ges. Halle/S **22**, p. 155, 1900.

[2] C. Engler and H. Sieveking: Z. f. Elektrochem **11**, p. 714, 1905.

[3] H. Molisch: Wiener Ber. **120**, p. 305, 1911; **121,** p. 121, 1912; **121** p. 833, 1912.

[4] H. Mache, E. Suess, Sitzungsberichte kaiserl. Akad. d. W., **121,** p. 171, Vienna 1912.

[5] H. Friedmann: Die Naturwissenschaften **64**, p. 566, 1977

[6] C.-Y. King: JGR **91**, B12, p. 12269, 1986

[7] Paracelsus (Theophrastus Bombastus von Hohenheim): Über die Bergsucht und andere Krankheiten. 1537, veröffentlicht 1567.

[8] F. H. Härting, W. Hesse: Vierteljahresschrift für gerichtliche Medizin und öffentliches Gesundheits- und Sanitätswesen. **31**, 102 und 313, 1879.

[9] H. E. Müller: Bergarchiv Freiberg. Fasc. LBA-AB 298 (1913-1923).

[10] J.H. Lubin et al.**:** Radon and lung cancer risk: A joint analysis of 11 underground miner studies. National Inst. of Health, National Cancer Institute. NHI Publ. No. **94-3644**. Washington, D.C., U.S. Department of Health and Human Services, 1994.

[11] W. F. Bale: Hazards associated with Radon and Thoron. Unpublished memorandum to the U.S. Atomic Energy Commission. Reprint: Health Phys. **38,** 1061, 1981.

[12] Committee on Health Risks of Exposure to Radon (BEIR VI): Health Risks of Exposure to Radon. Nat. Academy Press, Washington D.C., 1999.

[13] International Commission on Radiological Protection (ICRP): Protection against Radon-222 at home and at work. ICRP Publication **65**, Ann. ICRP 23 (2). Oxford, UK, Pergamon, 1994.

[14] Österreichisches Statistisches Zentralamt: Österreichischer Todesursachen Atlas 1988/94. Rep. Österreich, Österr. Stat. Zentralamt (ÖSTAT), 1988 (ISBN 3-7046-1351-7).

[15] H. Friedmann: Final results of the Austrian Radon Project. Health Phys. 89(4), 339-348, Oct. 2005.

[16] S. Darby et al.: Radon in homes and risk of lung cancer: collaborative analysis of individual data from 13 European case-control studies. BMJ (British Medical Journal) [http://bmj.bmjjournals.com] **330**:223, 2005.

[17] Siehe u. a.: P. Deetjen, A. Falkenbach (Hrsg.): Radon und Gesundheit. Peter Lang GmbH Europäischer Verlag der Wissenschaften, Frankfurt am Main 1999 (ISBN 3-631-35532-7).

[18] W. W. Bolten et al.: Konsequenzen und Kosten der NSA-Gastropathie in Deutschland. Akt. Rheumatol. **24**, 127-134, 1999.

RADIONUKLIDE IM GRUND- UND TRINKWASSER

RADIONUCLIDES IN GROUND- AND DRINKING WATER

C. Reifenhäuser, C. Vornehm

Bayerisches Landesamt für Umwelt, Augsburg, Deutschland

Zusammenfassung
Natürliche Radionuklide im Trinkwasser sind in den letzten Jahren zunehmend in das öffentliche Interesse getreten. Dies hat dazu geführt, dass von staatlicher Seite Messprogramme veranlasst wurden, die eine Übersicht über den Gehalt an Radionukliden im Grund- und Trinkwasser in Deutschland liefern und eine Einschätzung der Strahlenexposition durch den Konsum von Trinkwasser erlauben. Das Bundesamt für Strahlenschutz hat in den Jahren 2003 bis 2008 in einer deutschlandweiten Messkampagne in über 500 Wasserversorgungsunternehmen Grund- und Trinkwasser auf natürliche Radionuklide hin untersucht. Zur Erfassung der Situation in Bayern wurden über 3.500 Grund- und Trinkwasserproben auf Uran analysiert. Daten zur Belastung von Grund- und Trinkwasser in Bayern mit Radon wurden im Rahmen eines Forschungsprojektes erhoben. Schwerpunktmäßig erfolgten die Untersuchungen im nordostbayerischen Grundgebirge. In der deutschen Trinkwasserverordnung von 2001 sind Richtwerte für Radioaktivitätsparameter festgelegt, deren Vollzug jedoch wegen fehlender Ausführungsvorschriften ausgesetzt ist. Im Zuge der Novellierung der deutschen Trinkwasserverordnung wurde ein Entwurf für diese Ausführungsbestimmungen vorgelegt.

Summary
In recent years naturally occuring radionuclides in drinking water became more important to the public interest. To obtain an overview of the radionuclide concentrations in ground- and drinking water, several surveys were initiated by the German government. On this basis an estimation of the radiation exposure due to the consumption of drinking water was carried out. From 2003 to 2008 the German Federal Office for Radiation Protection carried out measurements throughout Germany. In over 500 water supply facilities the concentration of various natural radionuclides in ground- and drinking water was measured. To record the situation in Bavaria the uranium concentration in over 3.500 samples of ground- and drinking water was analysed. Yet another Bavarian research project surveys the radon concentration in ground- and drinking water. The project focuses mainly on the region of the north-east Bavarian crystalline basement. In the German Drinking Water Ordinance of 2001 a guidance level for the dose due to radioactivity was established. So far the enforcement of the guidance level is postponed due to the lack of an implementation rule on the European level. In the course of the amendment of the German Drinking Water Ordinance a draft for the implementation of the radioactivity parameters is given.

Schlüsselwörter: *natürliche Radionuklide, Trinkwasser*
Keywords: *natural radionuclides, drinking water*

1. Einleitung

Radioaktive Stoffe sind natürlicher Bestandteil von Gesteinen und Böden. Die Gehalte der Radionuklide im Boden variieren je nach den geologischen Verhältnissen im Untergrund. Durch Lösungs- und Transportvorgänge gelangen natürliche Radionuklide ins Grundwasser. Aus Grundwasserleitern gewonnenes Trinkwasser enthält daher je nach geologischen und hydrogeologischen Gegebenheiten im Gewinnungsgebiet unterschiedlich hohe Aktivitätskonzentrationen. Die im Trinkwasser relevanten Radionuklide stammen aus den natürlichen Zerfallsreihen, diese sind in der Abbildung 1 dargestellt.

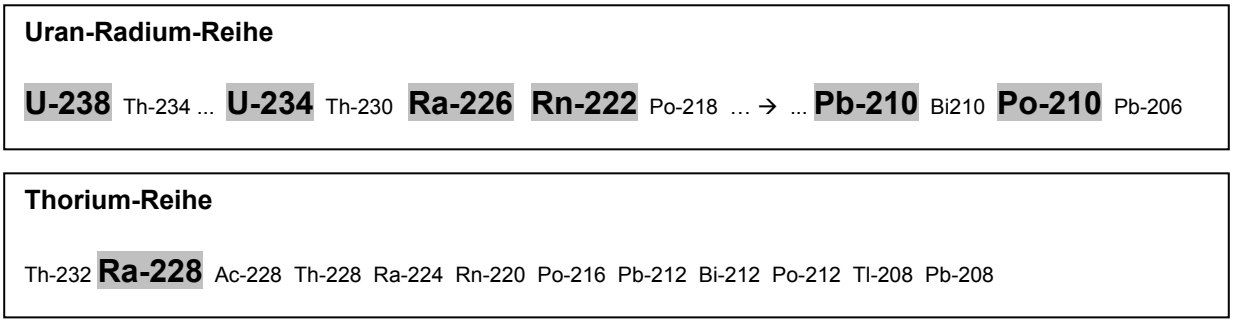


Abb. 1: Natürliche Zerfallsreihen und im Trinkwasser relevante natürliche Radionuklide

Die Aufnahme der im Trinkwasser vorhandenen Radionuklide führt für die Bevölkerung zu einer internen Strahlenexposition. Die effektive Dosis beschreibt die Wirkung der ionisierenden Strahlung auf den Menschen. Mit den nuklidspezifischen Dosisfaktoren wird den unterschiedlichen Strahlenarten und biologischen Halbwertszeiten Rechnung getragen. Von den im Trinkwasser vorkommenden natürlichen Radionukliden sind vor allem Radium, Blei und Polonium Dosis bestimmend. Für die Abschätzung der Strahlenexposition über den Trinkwasserpfad ist daher die Kenntnis der Aktivitätskonzentrationen der dosisrelevanten Radionuklide erforderlich.

2. Messkampagnen in Deutschland

Seit Mitte der 70er Jahre beteiligten sich verschiedene Institute an einem vom Bundesministerium des Inneren geförderten Forschungsvorhaben, um einen umfassenderen Überblick über Ra-226 sowie weiterer natürlicher Radionuklide im Trinkwasser in Deutschland zu erhalten [1]. Mitte der 90er Jahre wurden die Untersuchungen zur natürlichen Radioaktivität im Trinkwasser fortgesetzt, wobei vorrangig Trinkwasserproben aus Teilen Sachsens und Thüringens analysiert wurden [2].

Für eine aussagekräftige Übersicht über die Strahlenexposition der Bevölkerung durch die im Trinkwasser vorkommenden natürlichen Radionuklide fehlten bislang ausreichend belastbare Daten. Im Auftrag des Bundesumweltministeriums hat das Bundesamt für Strahlenschutz (BfS) daher in den Jahren 2003 bis 2008 deutschlandweit Grund- und Trinkwasserproben auf den Gehalt an natürlichen Radionukliden hin untersucht [3]. Der Umfang der Untersuchungen belief sich auf insgesamt 1051 Proben (582 Trinkwasser-, 469 Rohwasserproben). Zur Erfassung der oberen Aktivitätsbereiche wurden auch gezielt Trink- und Rohwässer aus Gebieten mit erhöhter natürlicher Radioaktivität in den Bundesländern Bayern, Sachsen, Baden-Württemberg, Thüringen, Rheinland-Pfalz und Sachsen-Anhalt beprobt. In Tabelle 1 sind die Schwankungsbereiche und Mediane der Aktivitätskonzentrationen der 582 Trinkwässer aus

der BfS-Studie zusammengestellt sowie die Ergebnisse aus Bayern den gesamtdeutschen Werten gegenüber gestellt.

Tab. 1: Ergebnisse aus der BfS-Studie: Aktivitätskonzentrationen im Trinkwasser in Deutschland [3] und Vergleich mit Bayern

Radionuklid	Deutschland		Bayern	
	Wertebereich	Median	Wertebereich	Median
Ra-226 mBq/l	< 0,8 – 350	5,6	< 1 – 320	10
Ra-228 mBq/l	< 0,7 – 120	4,6	< 1 – 120	8
U-238 mBq/l	< 0,7 – 320	3,2	< 0,7 – 411	15
Pb-210 mBq/l	< 0,6 – 250	2,3	< 1 – 140	2,3
Po-210 mBq/l	< 0,2 – 180	1,4	< 0,4 – 18	1,8
Rn-222 Bq/l	< 1,3 – 1.800	7,3	< 1,8 – 1.800	9

3. Natürliche Radionuklide im bayerischen Trinkwasser

3.1 Uran

Uran ist ein in den Gesteinen der Erdkruste natürlich vorkommendes radioaktives Schwermetall. Bis vor wenigen Jahren stufte man die Radiotoxizität von Uran höher ein als seine chemische Toxizität. Weitergehende Untersuchungen ergaben jedoch, dass die mögliche schädliche Wirkung durch die ionisierende Strahlung als deutlich nachrangig gegenüber der chemischen Toxizität einzustufen ist. Für Uran im Trinkwasser gibt es bislang in Deutschland keinen gesetzlich festgelegten Grenzwert. Im Entwurf zur Novellierung der deutschen Trinkwasserverordnung 2001 ist ein Grenzwert von 10 µg/l Uran vorgesehen.

Nachdem Ende 2000 erhöhte Urangehalte in einem Brunnen in Nordbayern nachgewiesen wurden und insgesamt wenige Kenntnisse über die Urangehalte im Grund- und Trinkwasser vorlagen, wurde in Nordbayern ein Uran-Untersuchungsprogramm gestartet. In den Folgejahren wurde das Untersuchungsprogramm auf ganz Bayern ausgedehnt mit schwerpunktmäßigen Beprobungen in den geologischen Regionen des Buntsandstein, (Sandstein-)Keupers, Tertiärs, Gebieten mit quartären Fluss-Sedimenten und anmoorigen Gebieten. Im gesamten Untersuchungszeitraum von 2001 bis 2006 wurden über 3.500 Grund- und Trinkwasserproben analysiert. Die Ergebnisse sind in einem Abschlussbericht zusammengefasst [4].

Ursache für die Urangehalte im Trinkwasser sind neben den natürlichen Urangehalten in bestimmten geologischen Formationen auch die Art und Löslichkeit der Uranverbindung. Im kristallinen Grundgebirge in Nordost-Bayern liegen die Uranverbindungen in vergleichsweise wasserunlöslichen primären Vererzungen vor. Die in der Abb. 2 dargestellte Grafik für das Kristalline Grundgebirge veranschaulicht, dass hier nahezu 90 % der untersuchten Proben weniger als 1 µg/l Uran enthalten. Hingegen findet man in Buntsandsteinformationen und Sedimenten des Unteren und Mittleren Keupers leicht lösliche umgelagerte Uranverbindungen. In diesen Regionen wurden am häufigsten erhöhte Urankonzentrationen nachgewiesen (rechte Grafik).

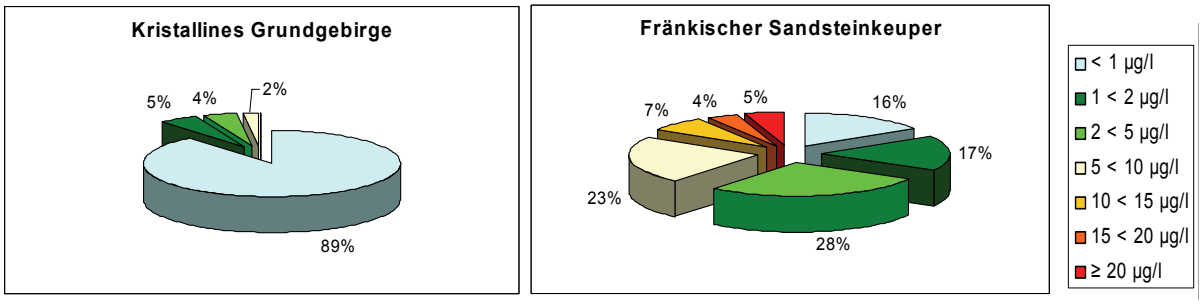


Abb. 2: Prozentuale Verteilung des Urangehaltes im Grund- und Trinkwasser in Abhängigkeit von der geologischen Formation (aus [4])

Aus allen Messergebnissen errechnet sich ein durchschnittlicher Uranwert von 2,2 µg/l, wobei der Schwankungsbereich von < 0,1 µg/l bis zu 75 µg/l reicht. Von den insgesamt 704 gemessenen Trinkwasserproben wiesen 15 Proben einen Uranwert über 20 µg/l auf, der höchste gemessene Wert betrug 40 µg/l. Eine genaue Konzentrationsverteilung zeigt Tabelle 2.

Tab. 2: Konzentrationsverteilung der in Bayern untersuchten Trinkwasserproben

Uran-Konzentration Wertebereiche	Anzahl Trinkwasserproben
< 2 µg/l	499
2 – 10 µg/l	139
10 – 20 µg/l	51
> 20 µg/l	15

3.2 Radium

Nach dem Bekanntwerden erhöhter Urangehalte im Trinkwasser sollten in Bayern auch Informationen zum Gehalt der weiteren im Trinkwasser natürlich vorkommenden Radionuklide gewonnen werden. Im Jahr 2002 wurden vom Bayerischen Landesamt für Umwelt (BayLfU) Untersuchungen in 12 Wasserversorgungsunternehmen (WVU) durchgeführt, um z.B. Hinweise auf die Radionuklidverteilung in bayerischen Trinkwässern, den Zusammenhang zwischen Aktivitätskonzentration und geologischem Untergrund aber auch die Strahlenexposition durch den Trinkwasserkonsum in Bayern zu erhalten [5].

Die Daten wurden anhand der 10 hydrogeologischen Regionen in Abb. 3 ausgewertet, wobei neben den eigenen Untersuchungsergebnissen auch die Trinkwasser-Messdaten der 76 bayerischen WVU aus der deutschlandweiten Messkampagne des BfS mit einbezogen wurden. Der Zusammenhang zwischen den Radiumaktivitätskonzentrationen und dem geologischen Untergrund in Bayern ist in Abb. 4 dargestellt: im Grundwasser ist das dosisrelevante Radionuklid Ra-226 in deutlich erhöhten Aktivitätskonzentrationen mit Maximalwerten bis zu 330 mBq/l in geologischen Formationen des Fränkischen Sandsteinkeupers und des Ostbayerischen Trias-Kreide-Bruchschollenlandes nachweisbar (Region 3 und 4 in Abb. 3). Ra-228 zeigt eine ähnliche Verteilung, wobei die maximal gemessenen Konzentrationen insgesamt niedriger liegen (siehe Tabelle 1).

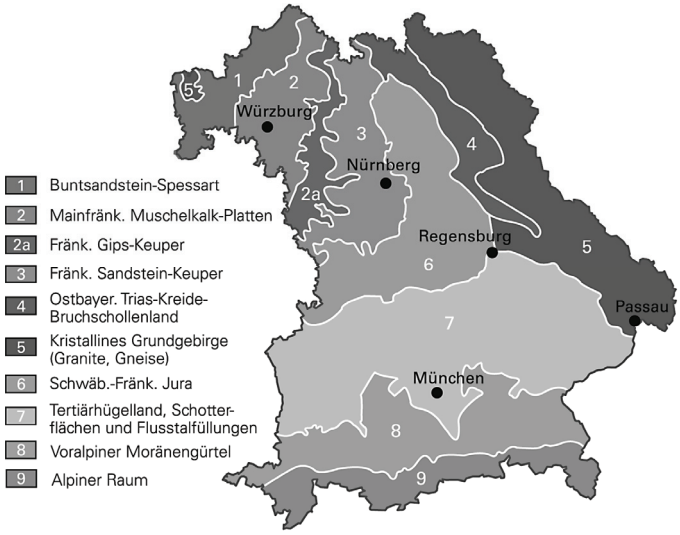
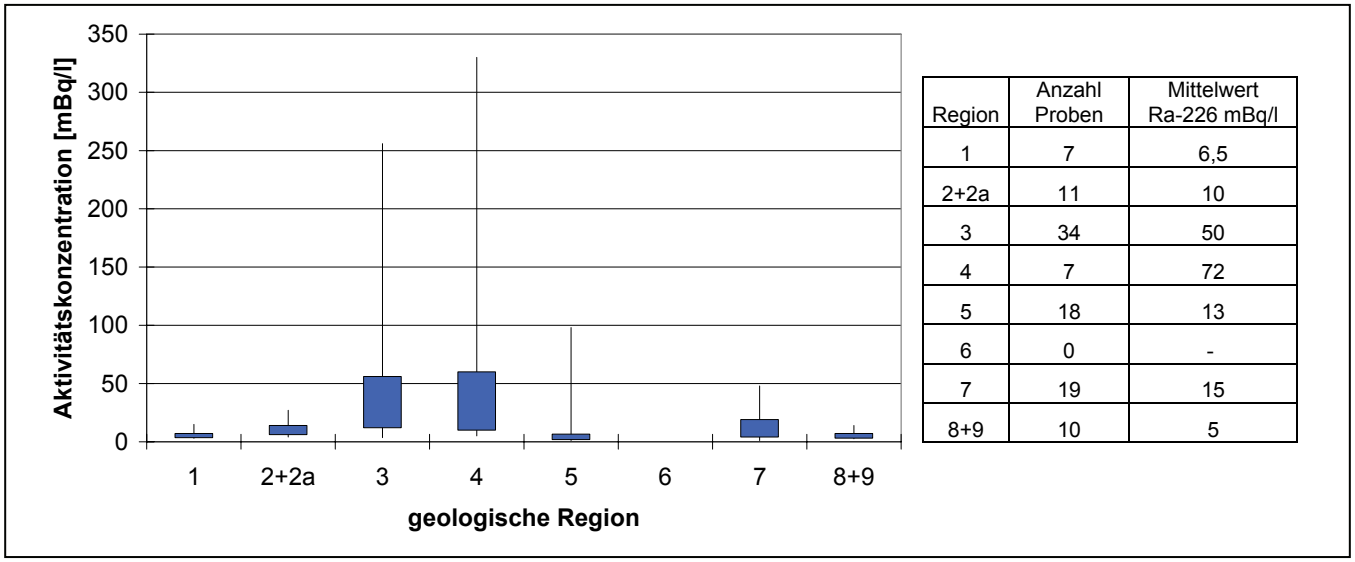


Abb. 3: Hydrogeologische Regionen in Bayern



Region	Anzahl Proben	Mittelwert Ra-226 mBq/l
1	7	6,5
2+2a	11	10
3	34	50
4	7	72
5	18	13
6	0	-
7	19	15
8+9	10	5

Abb. 4: Schwankungsbereich der Ra-226-Aktivitätskonzentration im Grundwasser in den unterschiedlichen geologischen Regionen (Box-and-Whisker-Plot: die box-Enden geben das 25 bzw. 75-Perzentil an), Mittelwerte und Anzahl der untersuchten Proben

3.3 Radon

Für Bayern liegen an die 3.000 Messwerte für Radon im Grund- und Trinkwasser vor. Nach unseren Untersuchungen treten Radonkonzentrationen über 100 Bq/l fast ausschließlich im Grund- und Trinkwasser in Nordost-Bayern (Region 5 in Abb. 3) auf. Systematische Untersuchungen zum Radongehalt im Trinkwasser des Kristallinen Grundgebirges werden seit Anfang 2008 in einem Forschungsvorhaben durchgeführt. Die Ergebnisse sind in diesem Tagungsband in dem Beitrag „Radon in Trinkwasser im Nordostbayerischen Grundgebirge“ zusammengefasst.

4. Rechtliche Regelungen in Deutschland

In der EU Richtlinie 98/83/EG über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch aus dem Jahr 1998 wurden erstmals Regelungen zu den Radioaktivitätsparametern Tritium und Gesamtrichtdosis formuliert [6]. Diese Regelungen zur Radioaktivität wurden 2001 in die deutsche Trinkwasserverordnung übernommen [7]. Der Vollzug dieser Radioaktivitätsparameter ist in Deutschland derzeit wegen fehlender Ausführungsbestimmungen, die auch auf EU-Ebene noch nicht verabschiedet sind, ausgesetzt. Im Hinblick auf die anstehende Novellierung der Trinkwasser-Verordnung hat das Bundesumweltministerium (BMU) einen Entwurf zur Überwachung von Trinkwasser im Hinblick auf Radioaktivität vorgelegt, der in wesentlichen Punkten auf die ebenfalls nur im Entwurf vorliegenden EU-Ausführungs-Bestimmungen [8] zurückgreift. Zusätzlich wurden in den BMU-Entwurf auch die „Empfehlungen der EU-Kommission vom 20.12.2001 mit aufgenommen [9]. Nach dem vom BMU vorgelegten Entwurf sollen für die Einhaltung des Dosisrichtwertes von 0,1 mSv die Radionuklide U-238, U-234, Ra-226, Ra-228, Pb-210 und Po-210 mit einbezogen werden. Für Rn-222 ist ein Richtwert von 100 Bq/l vorgesehen. Die im Entwurf angegebenen Konzentrationsrichtwerte sind entsprechend dem Entwurf der EU-Ausführungsbestimmungen auf der Basis des Erwachsenen und einem Trinkwasserkonsum von 730 l/a abgeleitet.

5. Literaturverzeichnis

[1] I. Gans et al.: Radium-226 und andere natürliche Radionuklide im Trinkwasser und in Getränken in der Bundesrepublik Deutschland, WaBoLu-Hefte 4/1987, Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene des Bundesgesundheitsamtes, Berlin, 1987

[2] Th. Bünger: Der Gehalt natürlicher Radionuklide im Trinkwasser. H. Rühle: Radon in unserer Umwelt und die damit verbundene Strahlenexposition der Bevölkerung. In: K.Aurand/ H.Rühle (Hrsg.): Radon und Trinkwasser. Schriftenreihe des Vereins für wasser-, Boden- und Lufthygiene, Heft 10, Berlin, 1997

[3] Bundesamt für Strahlenschutz: Strahlenexposition durch natürliche Radionuklide im Trinkwasser in der Bundesrepublik Deutschland, 2009
www.bfs.de/de/ion/nahrungsmittel/TW_Bericht_2009.pdf

[4] Bayer. Landesamt für Gesundheit und Lebensmittelüberwachung, Bayer. Landesamt für Umwelt: Untersuchungen zum Vorkommen von Uran im Grund- und Trinkwasser, www.lgl.bayern.de/gesundheit/doc/uranbericht.pdf, 2007

[5] C. Reifenhäuser: Untersuchung natürlicher Radionuklide im Trinkwasser, Bayerisches Landesamt für Umwelt, Jahresbericht 2003

[6] EU Richtlinie 98/83/EG über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch vom 3. November 1998, Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaft, L 330/32

[7] Verordnung zur Novellierung der Trinkwasserverordnung vom 21. Mai 2001, Bundesgesetzblatt Teil I Nr. 24, 2001

[8] Entwurf: Commission Directive of defining requirements for the parameters for radioactivity for monitoring the quality of water of the Council Directive 98/83 of 3rd November 1998 on the qualitiy of water intended for human consumption“, April 2008

[9] Empfehlung 2001/928/Euratom über den Schutz der Öffentlichkeit vor der Exposition gegenüber Radon im Trinkwasser, Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften L 344/8

TRINKWASSER-RADIOAKTIVITÄT – VON DEN GRUNDLAGEN ZUR PRAXIS

RADIOACTIVITY IN DRINKING WATER – FROM BASICS TO PRACTICE

F. J. Maringer[1), 2)], V. Gruber[2)]

[1)]Bundesamt für Eich- und Vermessungswesen, Österreich
[2)]Universität für Bodenkultur Wien, Österreich

Zusammenfassung
Radioaktive Stoffe natürlichen und künstlichen Ursprungs im Trinkwasser tragen zur Strahlenexposition der Bevölkerung bei. In diesem Beitrag werden die aktuellen wissenschaftlichen und rechtlichen Grundlagen zur Bewertung und Begrenzung der Strahlenexposition durch Trinkwasser-Radioaktivität im Überblick dargestellt. Die kurzgefasste Darstellung der Umsetzung in die Strahlenschutzpraxis unter besonderer Berücksichtigung der Erfahrungen in Österreich sowie ein Ausblick auf die internationale Entwicklung zeigen Möglichkeiten für praktikable Lösungsmöglichkeiten dieses umweltbezogenen Strahlenschutzproblems auf.

Summary
Radioactive material of natural and artificial origin contributes to the radiation exposure of the public. In this paper the current scientific and legal basics are given to show comprehensively the evaluation methods and limitation of public radiation exposure. The implementation of concepts and methods into the radiation protection practice with consideration of the experience in Austria is demonstrated. International developments give an outlook on future solutions of this specific environmental related radiation protection problem.

Schlüsselwörter: *Trinkwasser, Umweltradioaktivität, Bevölkerungsexposition*
Keywords: *drinking water, environmental radioactivity, public exposure*

1. Grundlagen

1.1 Einleitung

Trinkwasser gehört - neben Atemluft und Nahrungsmitteln - aufgrund seiner Bedeutung zu den schützenswertesten Lebensgrundlagen. Mit der verstärkten Nutzung der Nukleartechnologie im vergangenen Jahrhundert rückte das Trinkwasser zunehmend in den Fokus des Strahlenschutzes. Regionale und großräumige Kontaminationen der Umwelt mit radioaktiven Stoffen nach Unfällen und Katastrophen in Nuklearanlagen verstärkten internationale und nationale Bemühungen zum Schutz der Trinkwasserressourcen vor radioaktiver Kontamination. In den letzten Jahrzehnten rückten zunehmend natürliche radioaktive Stoffe, welche bei Arbeiten mit Materialen in die Umwelt freigesetzt werden, ins Blickfeld der StrahlenschützerInnen.

Grundsätzlich sind hinsichtlich der Strahlenexposition der Bevölkerung durch Radionuklide im Trinkwasser folgende Radionuklide von Bedeutung:
1.) Alpha- und Betastrahler der natürlichen Zerfallsreichen – insbesondere ^{238}U, ^{234}U, ^{232}Th, ^{228}Ra, ^{226}Ra, ^{222}Ra, ^{210}Po und ^{210}Pb
2.) Spalt- und Aktivierungsprodukte – insbesondere ^{3}H, ^{60}Co, ^{89}Sr, ^{90}Sr, ^{131}I, ^{134}Cs und ^{137}Cs

Kurzlebige Spalt- und Aktivierungsprodukte, welche im Zuge von Nuklearunfällen in die Umwelt freigesetzt werden können, haben im Zusammenhang mit Trinkwasser nur lokale und zeitliche eng begrenzte Bedeutung, da aufgrund der Verweilzeiten des Niederschlagwassers im Boden zur Grundwasser-, Quellwasser- und Uferfiltrat-Neubildung nur langlebige Radionuklide zur Exposition beitragen können.

1.2 Probenahme und Probenvorbereitung für die radiometrische Analytik

Die Art der Probenahme und die Probemenge sind abhängig von den zu analysierenden Radionukliden, der angewandten Analytik und der für die Bewertung notwendige Nachweisempfindlichkeit der gewählten Analysenmethoden. Während für die Bestimmung von Alphastrahlern mit Flüssigszintillation einige ml Wasserprobe für Nachweisgrenzen im Bereich 0,002 Bq/l bis 0,2 Bq/l – je nach Radionuklid – ausreichen, sind zur Erreichung von Erkennungsgrenzen in ähnlicher Größe bei der Gammaspektrometrie einige Liter Wasserprobe notwendig, die zur Herstellung einer praktikablen Messprobe vor der Analyse angereichert werden muss (zB durch Eindampfen).
Ebenfalls geringe Probenmengen im Bereich von einigen ml sind für die Analyse von Uran-Isotopen und anderen Aktiniden mittles ICP-Massenspektrometrie erforderlich.
Neben der - nach dem heutigen Stand der Technik angewandten spektrometrischen radiometrischen Analytik - wird aus historischen und/oder wirtschaftlichen Gründen vereinzelt noch immer die so genannte Gesamt-Beta- und Gesamt-Alpha-Analyse angewandt. Für diese Verfahren sind zur Erreichung der notwendigen Nachweisgrenzen Wasserprobenmengen von einigen Litern erforderlich, die ebenfalls zur Anreicherung eingedampft werden.
Zur Vermeidung von Absorption der Radionuklide an den Behälter-Innenwänden während des Transports oder der Lagerung werden die Wasserproben geringfügig angesäuert (0,05 m bis 0,1 m HCl, HNO_3) oder für spezielle Fälle mit geringen Konzentrationen (5 bis 40 mg/l) an inaktiven Isotopen der zu untersuchenden Radionuklide versehen.
Spezielle Probenahmeverfahren sind für die Analytik von Radon und deren Folgeprodukten (z.B. ^{210}Pb, ^{210}Po) erforderlich. Dabei ist wesentlich, dass das gasförmige Radon bei der Probenahme und beim Transport aus dem Probenbehälter nicht entweicht und damit die Aktivitätskonzentration an der Probenahmestelle unterschätzt wird.
Im Gegensatz zu anderen im Trinkwasser zu analysierenden Stoffen – wie z.B. flüchtige organische Substanzen – erfordert die radiometrische Analytik grundsätzlich vergleichsweise einfache Probenahmeverfahren. Anspruchsvoller sind jedoch radiochemische Probenvorbereitungsmethoden zur Analyse von reinen Betastrahlern – wie zB ^{90}Sr oder Alphastrahlern wie zB ^{210}Po oder Pu-Isotopen. Dabei werden sowohl radiochemische Reinigungsschritte als auch Anreicherungsverfahren (z.B. mit Ionenaustauschern / Kronenäther) angewandt. Die in diesen Fällen aufgrund teilweise mehrstufiger radiochemischer Verfahren erreichbare relative Analysenunsicherheit liegt im Bereich von mindestens ± 10% und darüber.

1.3 Messtechnik und metrologische Rückverfolgbarkeit auf nationale Normale

Bei direkten Messverfahren ohne Probenvorbereitung wie z.B. ^{222}Rn-Analytik mittels LSC oder Gammaspektrometrie von Radiumisotopen und Folgeprodukten (z.B. ^{226}Ra, ^{228}Ra, ^{210}Pb) sind für die erforderlichen Nachweisbereiche der Aktivitätskonzentrationen bei sorgfältiger Probenahme und qualitätsgesicherter Analytik erweiterte relative Gesamtmessunsicherheiten (2-Sigma, k=2) von unter 10% erreichbar.
Die Rückverfolgbarkeit der Messungen auf nationale Aktivitätsnormale wird durch die Umsetzung eines Qualitätssicherungssystems auf Basis DIN EN ISO/IEC 17025 im Rahmen akkreditierter Stellen und darauf basierender regelmäßiger Kalibrierungen der Messeinrich-

tungen sichergestellt. In Österreich besteht für messtechnische Routineanwendungen auch die Möglichkeit, das Messgerät / das Messsystem zur Eichung bzw. zur messtechnischen Kontrolle beim Bundesamt für Eich- und Vermessungswesen zuzulassen.

1.4 Bewertungskonzepte

Die international aktuell angewandten Konzepte zur Bewertung radioaktiver Stoffe im Trinkwasser hinsichtlich der Strahlenexposition der Bevölkerung orientieren sich im Wesentlichen an den Ingestionsdosis-Konzepten der ICRP 60 [1]. In der Praxis kommen derzeit die in Überarbeitung befindlichen Grundlegenden Sicherheitsstandards *Basic Safety Standards* der IAEA [2] zur Anwendung, welche in der Europäischen Union in der Strahlenschutz-Richtlinie der Europäischen Kommission [3] umgesetzt wurden.
Da die Diskussion um eine in den Staaten der Europäische Kommission allgemein gültige Verfahrensvorschrift zur Ermittlung der Gesamtdosis von Trinkwasser gemäß der Europäischen Trinkwasserrichtlinie durch eine Untergruppe der Artikel 31-Kommission bisher nicht abgeschlossen wurde, wurde in Österreich eine Norm erarbeitet und in die Praxis umgesetzt.

2. Praxis

2.1 Bestimmung und Bewertung der Gesamtdosis nach ÖNORM S 5251

In der 2005 veröffentlichen ÖNORM werden zur Ermittlung und Bewertung der Radioaktivität von Trinkwasser grundsätzlich nur die beiden natürlich vorkommenden Radionuklide ^{228}Ra und ^{226}Ra herangezogen. Andere natürliche Radionuklide, wie z.B. ^{232}Th oder ^{234}Th, werden aufgrund des geochemischen Verhaltens (z.B. geringe Löslichkeit in Wasser) oder aufgrund des geringen Beitrages zur effektiven Dosis (z.B. ^{238}U oder ^{234}U) im Allgemeinen nicht berücksichtigt. Radionuklide künstlichen Ursprungs (Spalt- und Aktivierungsprodukte) und andere natürliche Radionuklide - mit Ausnahme von ^{3}H, ^{40}K, Radon und Radonfolgeprodukten – werden nur dann einbezogen, wenn zumindest der Verdacht einer dosisrelevanten Aktivitätskonzentration besteht. In diesem Fall sind die im Verdacht stehenden Radionuklide und gegebenenfalls weitere Radionuklide innerhalb von Zerfallsreihen unter Annahme radioaktiven Gleichgewichts zu berücksichtigen. Die effektive Dosis wird gemäß dem Konzept der ICRP 60 mit den Dosiskonversionsfaktoren für Erwachsene unter Zugrundelegung einer jährlichen Konsumationsmenge von 730 l ermittelt [4].
Die geforderten Mindestnachweisgrenzen und maximalen Gesamtmessunsicherheiten für die messtechnische Ermittlung der Aktivitätskonzentrationen von ^{228}Ra und ^{226}Ra sind in der ÖNORM S 5251 folgendermaßen festgelegt:
1.) Nachweisgrenze $c_{A,NG}$ ^{228}Ra: 0,04 Bq/l, ^{226}Ra: 0,1 Bq/l
2.) Relative Gesamtmessunsicherheit $u(c_{A,NG})$ bei $3 \cdot c_{A,NG}$: 10 % für beide Radionuklide

2.2 Pilotprojekt zur Umsetzung der Trinkwasserrichtlinie in Österreich

Im Rahmen eines Pilotprojekts zur Untersuchung der Bevölkerungsexposition durch Radionuklide im Trinkwasser wurden im Bundesland Oberösterreich (1,4 Mio Einwohner, 12.000 km²) in den Jahren 2004 bis 2006 ca. 350 Wasserproben an Quellen, Brunnen, Wasserwerken und in Haushalten gezogen und radiometrisch untersucht [5]. Im Rahmen einer wissenschaftlichen Arbeit [6] wurden generelle Zusammenhänge detailliert untersucht und die Verteilungen der Radionuklidkonzentrationen sowohl quantitativ als auch geographisch ausgewertet. Im Zuge des Pilotprojekts wurde für die einzelnen Radionuklide auf Basis der rechtlichen Grundlagen eine Klassifizierung der Analysenwerte vorgenommen. Bei der Ermittlung der

Gesamtdosis durch Radionuklide im Trinkwasser stellte sich heraus, dass die Dosisbeiträge von ^{210}Pb und ^{210}Po generell jene von ^{226}Ra und ^{228}Ra stark übersteigen.
Aus den Ergebnissen der Pilotstudie konnte weiters abgeleitet werden, dass – abgesehen von Einzelfällen - generell keine strahlenhygienischen Probleme bei der Trinkwasserversorgung in Oberösterreich vorliegen. Zur lückenlosen Erkundung aller strahlenhygienisch problematischen Einzelfälle sowie zur laufenden Beweissicherung hinsichtlich Radioaktivität werden seit Anfang 2009 bei routinemäßigen Trinkwasseruntersuchungen (Trinkwasserbus OÖ) grundlegende Radioaktivitätsparameter (^{222}Rn, ^{238}U, u.a.) mit erhoben. Die dabei ermittelten radiometrischen Daten werden in einer Datenbank dokumentiert und jährlich ausgewertet.

2.3 Trinkwasserkapitel im Österreichischen Lebensmittelbuch

Ein wesentliches Ergebnis der Pilotstudie in OÖ war die Anpassung des Trinkwasserkapitels B1 im Österreichischen Lebensmittelbuch *Codex Alimentarius Austriacus* [7] hinsichtlich der Radioaktivität im Trinkwasser. Um Klarheit für Gutachter, Wasserversorger und Verbraucher zu schaffen und nicht unnötige Verwendungsverbote zu erlassen, wurde ausgehend von den Ergebnissen der Pilotstudie in OÖ empfohlen, für die Gesamtrichtdosis einen Eingreifwert von 1 mSv pro Jahr anzuwenden. Bei Überschreitung dieses Wertes schreibt die zuständige Behörde geeignete Abhilfemaßnahmen in einem angemessenen Zeitraum vor.

Im Codexkapitel B1 [7] wird die Radioaktivität im Trinkwasser durch die Indikatorparameter Tritium und Gesamtrichtdosis mit den Werten von 100 Bq/l bzw. 0,10 mSv/Jahr festgelegt. Die Gesamtrichtdosis gilt für die Summe der Dosisbeiträge aller künstlichen und natürlichen Radionuklide mit Ausnahme von ^{3}H, ^{40}K, ^{222}Rn und ^{222}Rn-Zerfallsprodukten. Die Ermittlung der Gesamtdosis kann nach ÖNORM S 5251 "Bestimmung und Bewertung der Gesamtdosis durch Radionuklide im Trinkwasser" erfolgen. Bei einer Überschreitung der Indikatorparameterwerte ist deren Ursache zu prüfen. Bei einer 10-fachen Überschreitung der festgelegten Indikatorparameterwerte (d.h. 1000 Bq/l für ^{3}H bzw. 1 mSv/Jahr für die Gesamtrichtdosis) sind geeignete Abhilfemaßnahmen sowie eine angemessene Frist für deren Umsetzung zu empfehlen. Als geeignete Maßnahmen sind in erster Linie der Verzicht auf die Verwendung des Wassers oder das Mischen des Wassers mit unbelastetem Wasser anzusehen. Eine Aufbereitung, die mit einer Aufkonzentrierung von Radioaktivität (z.B. in Filtern, Schlämmen) verbunden ist, sollte aufgrund des anfallenden radioaktiven Abfalls, der mit einer aufwändigen Entsorgung verbunden sein kann, nur in Ausnahmefällen empfohlen werden. ^{222}Rn und ^{222}Rn-Zerfallsprodukte sind in die Gesamtrichtdosis nicht einbezogen. Bei ^{222}Rn-Werten von über 1000 Bq/l sowie bei Werten von über 1 Bq/l für ^{210}Po bzw. über 2 Bq/l für ^{210}Pb sind geeignete Abhilfemaßnahmen im obigen Sinn sowie eine angemessene Frist für deren Umsetzung zu empfehlen.
Damit wurde die Europäische Trinkwasserrichtlinie [8] in Österreich hinsichtlich der Radioaktivität in Trinkwasser den Anforderungen des Strahlenschutzes der Bevölkerung gerecht und praxistauglich umgesetzt.

3. Ausblick

Zwei Besonderheiten im Zusammenhang mit dem Schutz des Trinkwassers vor unerwünschter Radioaktivität sind zu erwähnen, weil sie Auswirkungen auf die Strahlenschutzpraxis haben:

1.) Vorsorge und Schutz von Trinkwasser ist aus historischen Gegebenheiten verbreitet durch eigene nationale Rechtsmaterien – abseits des Strahlenschutzes - geregelt. Daraus resultie-

ren oftmals auch unterschiedliche öffentliche Verwaltungsbehörden und Einrichtungen mit nicht immer optimal und einwandfrei umgesetzter Koordination dieser Stellen.
Von spezieller Bedeutung ist in diesem Zusammenhang auch das Uran, das weniger aus Gründen des Strahlenschutzes sondern vielmehr wegen seiner chemotoxischen Wirkung einzubeziehen ist [9].

2.) Abgesehen von großräumigen Umweltkontaminationen im Fall der unfallbedingten Freisetzung künstlicher Radioaktivität aus nuklearen Anlagen und Einrichtungen tragen vor allem natürliche Radionuklide zur Strahlenexposition von Personen durch Konsum von Trinkwasser bei. Das wiederum hat zur Folge, dass die Anwendung der strengen Maßstäbe und Limits für die Freisetzung künstlicher Radioaktivität aus nuklear-technischen Anlagen und Einrichtungen in die Umwelt zu teilweise unverhältnismäßigen Bestimmungen und Grenzwerten für natürliche Radionuklide im Trinkwasser führt.

Die gesellschaftlich bedingte geringe Risikoakzeptanz bei Anwendung künstlicher Strahlenquellen führt bei der Beurteilung des Risikos durch natürliche Strahlenquellen zunehmend zu problematischen Entwicklungen im Strahlenschutz. Diese Entwicklungen betrifft auch die Frage der Richt- und Grenzwerte für Radionuklide im Trinkwasser. Die derzeit durch die Standards der WHO für Radioaktivität im Trinkwasser [9] empfohlenen und von der Europäischen Kommission in der Trinkwasser-Richtlinie [8] übernommenen Richtwerte sind für künstliche Radionuklide weitgehend praktikabel umzusetzen, jedoch für natürliche Radionuklide generell unverhältnismäßig niedrig angesetzt.
Bereits die geographisch und geologisch bedingte große Variation der Exposition von Personen durch natürliche Strahlenquellen inklusive natürlicher Radionuklide macht eine Unterscheidung des Schutzniveaus für künstliche und natürliche Quellen zweckmäßig. Diese Unterscheidung steht im Einklang mit der gesellschaftlich begründeten unterschiedlichen Risikoakzeptanz für unterschiedliche Gefahrenquellen.

In der Diskussion unter StrahlenschützerInnen treten zwei extreme Meinungen auf:

1.) Die einen meinen, es sei sinnvoll und notwendig, die Limits für natürliche Strahlenquellen an jene für künstliche heranzuführen – und z.B. den Grenzwert für ^{222}Rn in Innenräumen auf 100 Bq/m³ entsprechend einer effektiven Dosis von 1,6 mSv/a zu reduzieren.

2.) Die andere extreme Meinung lautet, bei der Festlegung des Schutzniveaus für künstliche Strahlenquellen die Variabilität der natürlichen Exposition zu berücksichtigen und keine Grenzwerte unterhalb der Dosis-„Spannweite“ natürlicher Quellen festzulegen.

Faktisch setzt sich international zunehmend ein vernünftiger Mittelweg zwischen den beiden Extrempositionen durch: Die auf dem ALARA-Prinzip und der gesellschaftlich unterschiedlichen Riskoakzeptanz basierende Festlegung von unterschiedlichen Grenzwerten für künstliche und natürliche Strahlenquellen. So wird z.B. für ^{222}Rn in Innenräumen nach wie vor ein Grenzwertbereich zwischen 200 Bq/m³ und 400 Bq/m³ vorgeschlagen. Diese Aktivitäts/richt/grenz/werte bedeuten für Personen der Bevölkerung gemäß ICRP 65 [10] effektive Dosen von rund 3,3 mSv/a bis 6,7 mSv/a und liegen daher deutlich über dem international vereinbarten gültigen Strahlenschutz-Leitwert der effektiven Dosis für Personen der Bevölkerung für künstliche Strahlenquellen von 1 mSv/a [11].

Im Bereich des Schutzes von Trinkwassers vor radioaktiver Kontamination hat sich dieser Mittelweg bisher international noch nicht durchgesetzt: Nach wie vor wir vorgeschlagen, das Expositionslimit bei 0,1 mSv/a anzusetzen – unabhängig von der Herkunft - künstlich oder natürlich - der Strahlenquellen. Das führte in der Vergangenheit oft zu unverhältnismäßigen und durch den Strahlenschutz nicht zu rechtfertigenden Maßnahmen bei der Trinkwasser-

produktion – z.B. die behördliche Sperre von Quellen für die Trinkwasserproduktion aufgrund unproblematisch erhöhter Gehalte an natürlichen radioaktiven Stoffen.
Es ist zu hoffen, dass in der internationalen wissenschaftlichen und gesellschaftlichen Diskussion zukünftig verhältnismäßigere Lösungen zur Sicherstellung der Qualität des Lebensmittels Trinkwasser hinsichtlich radioaktiver Stoffe künstlicher und natürlicher Herkunft gesucht und gefunden werden.

4. Danksagung

Die Autoren danken den Mitarbeitern des Amts der Oberösterreichischen Landesregierung – insbesondere H. Kaineder, E. Nadschläger und S. Sperker – für die wertvolle fachliche und organisatorische Zusammenarbeit bei der Untersuchung der Trinkwasserradioaktivität in Oberösterreich und M. Ditto, Bundesministerium für Gesundheit, für die Unterstützung bei der Umsetzung der Ergebnisse in die Praxis. Für die Durchführung zahlreicher radiometrischer Analysen an Wasserproben bedanken sich die Autoren bei C. Katzlberger und C. Landstetter, Österreichischen Agentur für Gesundheit und Ernährungssicherheit AGES.

5. Literaturverzeichnis

[1] IAEA. 1996. International Basic Safety Standards for Protection against Ionizing Radiation and for the Safety of Radiation Sources, ed. International Atomic Energy Agency, Safety Reports Series, No. 115. Vienna

[2] ICRP. 1991. ICRP Publication 60: 1990 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection, ed. International Commission of Radiological Protection, Annals of the ICRP, Vol 21/1–3. Elsevier

[3] European Commission. 1996. Council Directive 96/29/Euratom of 13 May 1996 Laying Down Basic Safety Standards for the Protection of the Health of Workers and the General Public Against the Dangers Arising from Ionizing Radiation, L159/1, 29.06.1996

[4] Gruber V., Maringer, FJ. 2009. Bevölkerungsexposition durch natürliche Radionuklide im Trinkwasser – Methoden zur Dosisabschätzung. Tagungsbericht ‚Leben mit Strahlung', Alpbach 2009. TÜV Media GmbH

[5] Gruber, V., Maringer, F.J., et al. 2007. Strahlenexposition durch Trinkwasser in Oberösterreich – 2004 bis 2006, Teilprojekt Bevölkerungsexposition, Endbericht, Amt der oberösterreichischen Landesregierung, Umwelt- und Anlagentechnik, Linz

[6] Gruber, V. 2009. Radiation Exposure by Natural Radionuclides in Drinking Water in Upper Austria – A Radioanalytical and Hydrogeological Research and Evaluation in an International Context, Dissertation, Universität für Bodenkultur Wien

[7] BMGFJ. 2008. Österreichisches Lebensmittelbuch, 4. Auflage, Bundesministerium für Gesundheit, Familie und Jugend

[8] European Commission. 1998. Council Directive 98/83/EC of 3 November 1998 on the Quality of Water Intended for Human Consumption, L330/32, 05.12.1998

[9] WHO. 2004. Guidelines for Drinking Water Quality, 3rd edition, ed. World Health Organization. Genf

[10] ICRP. 1993. ICRP Publication 65: Protection against Radon-222 at Home and at Work, Publication No. 65. Ann. ICRP, Vol. 23/2, Pergamon Press, Oxford

[11] ICRP. 2008. ICRP Publication 103: Recommendations of the ICRP, ed. International Commission of Radiological Protection, Annals of the ICRP, Vol. 32/2–4. Elsevier

ÜBERWACHUNGSBEDÜRFTIGE RÜCKSTÄNDE

RESIDUES REQUIRING SURVEILLANCE

Rainer Gellermann

FUGRO-HGN GmbH, Braunschweig, Deutschland

Zusammenfassung
Der Beitrag vergleicht die österreichischen und deutschen Regelwerke zum Schutz der Bevölkerung vor Expositionen aus Rückständen. Trotz vorhandener Ähnlichkeiten bei den Begriffen wurden die Europäischen Grundnormen in sehr unterschiedlicher Weise in beiden Ländern umgesetzt. Dies bezieht sich sowohl auf die stufenweise Regelung der Überwachung von Rückständen als auch die in den jeweiligen nationalen Verordnungen enthaltenen Positivlisten. Ähnlich sind die Regelungen zur Entlassung von Rückstände aus der Strahlenschutzüberwachung. Ausgehend von praktischen Erfahrungen hauptsächlich aus Deutschland werden einige Anmerkungen und Feststellungen zur Umsetzung der existierenden Regelungen abgeleitet. Soweit die aktuellen Vorschläge neuer EU-Grundnormen die angesprochenen Punkte berühren, werden dazu ebenfalls Einschätzungen gegeben.

Summary
The paper compares the Austrian and German regulations concerning protection of the public against exposures from residues. Despite similarities in the terms the European Basic Safety Standards were implemented in quite different ways in both countries. This refers as well to the graded approach of regulatory control as to the positive lists of residues contained in both national legislations. More similar are the procedures of release from regulatory control. Based on practical experience mainly from Germany some comments and statements concerning the applicability of the existing regulations are derived. As far as the newly proposed European Basic Safety Standards touching the issues discussed, some assessments are given, too.

Schlüsselwörter: *Deutschland, Entlassung, Österreich, Positivliste, Rückstände, Überwachung von Rückständen*
Keywords: *Austria, Germany, positive list, regulatory control, release, residues*

1. Einleitung

Die derzeit diskutierte Neufassung der Europäischen Strahlenschutzgrundnormen [1] enthält auch neue Regelungsansätze für natürliche Strahlenquellen, darunter die sogenannten Rückstände („Residues“). Begründet wird die Neuregelung mit Harmonisierungen bei der Bewertung von Rückständen, die als Abfälle zur Verwertung auch Handelsgüter sind. Beabsichtigt ist eine Regelung, die ausgehend von der ICRP Veröffentlichung 103 den Umgang mit natürlichen Strahlenquellen auf einheitliche Grundlagen stellen soll. Dabei sollen Materialien, die in bestimmten Industrien (NORM-Industrien) anfallen und Baustoffe einbezogen werden. Während Rückstände und sonstige Materialien erst dann als relevant für den Strahlenschutz angesehen werden, wenn die spezifische Aktivität mindestens einer Zerfallsreihe 1 Bq/g übersteigt, wird die Relevanzschwelle für die spezifische Aktivität von Baustoffen bei gleichen Aktivitätsanteilen von U-238 und Th-232 Reihe auf etwa 0,1 Bq/g je Zerfallsreihe gelegt. Vor

diesem Hintergrund soll in diesem Beitrag ein Blick auf das bestehende Regelwerk und seine praktische Umsetzung gerichtet werden.

Die derzeit geltende Richtlinie 96/29 EURATOM (im Weiteren EU-BSS) fordert von den Europäischen Staaten, dass anhand von Untersuchungen oder anderen geeigneten Mitteln die Arbeiten ermittelt werden, bei denen das Vorhandensein natürlicher Strahlenquellen die Exposition der Arbeitnehmer oder von Einzelpersonen der Bevölkerung so erheblich erhöht, dass dies aus der Sicht des Strahlenschutzes nicht außer acht gelassen werden darf. Als einer der zu untersuchenden Bereiche werden Arbeiten genannt, „*bei deren Durchführung Rückstände entstehen, die normalerweise nicht als radioaktiv gelten, jedoch natürliche Radionuklide enthalten, die die Exposition von Einzelpersonen der Bevölkerung und gegebenenfalls von Arbeitskräften erheblich erhöhen*“.

Bei der Umsetzung dieser Richtlinie wurde den Mitgliedstaaten ein großer Gestaltungsspielraum eingeräumt. Die Richtlinie wurde folglich in vielen Europäischen Ländern mit unterschiedlichen regelungstechnischen Ansätzen, unterschiedlichen Regelungstiefen und unterschiedlicher Einbindung in die nationalen Strahlenschutzsysteme umgesetzt. In Deutschland war diese Umsetzung begleitet von einigen Diskussionen in Fachkreisen. Teilnehmer an dieser Diskussion waren vor allem Experten aus dem Strahlenschutz sowie einiger betroffener Industriebereiche.

Obwohl der Prozess der Rückstandsüberwachung auch in Deutschland noch keineswegs als abgeschlossen gelten kann, soll in diesem Beitrag ein Blick auf das versucht werden, was inzwischen erreicht wurde. Einige Fragen, die wir uns als Strahlenschützer in Anbetracht neuer Grundnomen im Strahlenschutz, die speziell auch das Feld natürlicher Radioaktivität betreffen, stellen sollten, lauten:

- Ist die abgestufte Überwachung von Rückständen derzeit praktikabel geregelt?
- Genügen die Positivlisten, um die relevanten Unternehmen zu identifizieren und dort die richtigen Materialien zu untersuchen?
- Brauchen wir tatsächlich den Strahlenschutz, um die Bevölkerung vor potentiellen Strahlenexpositionen aus Rückständen zu schützen?
- Zeigen uns die bisherigen Erfahrungen substanzielle Lücken im Regelungssystem, die geschossen werden sollten?

Dazu sollen ausgehend von praktischen Erfahrungen in Deutschland die deutschen und österreichischen Regelungen zu Rückständen diskutiert und thesenhaft einige Meinungen geäußert werden.

2. Abgestufte Überwachung von Rückständen in Deutschland und Österreich

In Deutschland ist die Überwachung von Rückständen seit 2001 in der Strahlenschutzverordnung (StrlSchV) geregelt, wobei speziell die Rückstandsregelungen in den alten Bundesländern erst 2004 verbindlich wurden. In Österreich wurden bis 2002 zunächst allgemeine Sachverhalte im Teil IIIb des Strahlenschutzgesetzes (StrlSchG) festgelegt. Seit Januar 2008 werden diese Festlegungen durch detailliertere Vorschriften in der Natürliche Strahlenquellen-Verordnung (NatStrlV) untersetzt.

Oberflächlich gesehen, ähneln sich beide Regelungen, was nicht zuletzt an der Verwendung gleicher Begriffe liegt. Trotz dieser Ähnlichkeiten beruht die Überwachung von Rückständen in den beiden Ländern aber auf sehr unterschiedlichen Konzepten. Ein Vergleich der in Deutschland und Österreich notwendigen Prüfschritte zur Klärung des tatsächlichen Überwachungsbedarfs von Rückständen zeigt Tab. 1. In dieser Tabelle sind Fragen formuliert, deren jeweils anzeigte Beantwortung zum nächsten Schritt der Prüfung führt. Die komplementäre Antwort führt aus dem Strahlenschutz heraus und die so bewerteten Rückstände sind als gewöhnliche Abfälle einzuordnen.

Tab. 1: Abgestufte Überwachung von Rückständen in Österreich und Deutschland

<table>
<tr><th colspan="2">Österreich</th><th colspan="2">Deutschland</th></tr>
<tr><td colspan="2">Material aus Arbeitsbereichen nach
§ 2 (1) Z3 NatStrlV? (Positivliste)</td><td colspan="2">Material lt. Spezifikation der Anlage XII
Teil A StrlSchV? (Positivliste)</td></tr>
<tr><td colspan="2">⇓ Ja</td><td colspan="2">⇓ Ja</td></tr>
<tr><td colspan="2"></td><td colspan="2">Überwachungsbedürftiger Rückstand</td></tr>
<tr><td colspan="2">⇓</td><td colspan="2">⇓</td></tr>
<tr><td colspan="2">Vereinfachte Prüfung
(jedes Nuklid der Zerfallsreihen < 1Bq/g?)</td><td colspan="2">Spezifische Aktivität für alle Nuklide
der Zerfallsreihen < 0,2 Bq/g?</td></tr>
<tr><td colspan="2">⇓ Nein</td><td colspan="2">⇓ Nein</td></tr>
<tr><td colspan="2">Rückstandsüberprüfung mit Dosisermittlung
ergibt Dosis unter 1 mSv/a?</td><td colspan="2">Spezifische Aktivität unter Überwachungs-
grenze? (Allgemeiner Wert 1 Bq/g)</td></tr>
<tr><td colspan="2">⇓ Nein</td><td colspan="2">⇓ Nein</td></tr>
<tr><td colspan="2">Überwachungsbedürftiger Rückstand</td><td colspan="2">Entsorgung des Rückstands
erfordert Entlassung aus der Überwachung</td></tr>
<tr><td colspan="2">⇓</td><td colspan="2">⇓</td></tr>
<tr><td colspan="2">Dosisermittlung für den Einzelfall (eines Entsorgungsweges) ergibt Dosis < 1 mSv/a?</td><td colspan="2">Dosisermittlung für den Einzelfall (eines Entsorgungsweges) ergibt Dosis < 1 mSv/a?</td></tr>
<tr><td>⇓ Nein</td><td>⇓ Ja</td><td>⇓ Ja</td><td>⇓ Nein</td></tr>
<tr><td>Radioaktiver Abfall</td><td>Behördliche Entlassung aus der Überwachung (möglich)</td><td>Behördliche Entlassung aus der Überwachung (möglich)</td><td>Rückstand verbleibt in der Überwachung</td></tr>
</table>

Während in Deutschland mit der Zugehörigkeit zur Positivliste ein Material sofort und unabhängig von der tatsächlichen spezifischen Aktivität als überwachungsbedürftiger Rückstand klassifiziert ist und der Unternehmer („der Verpflichtete“) durch (nicht näher spezifizierte) Prüfschritte nachweisen kann (muss?), dass die Überwachung eingeschränkt werden oder sogar entfallen kann, sind in Österreich die Prüfschritte in einer Weise zu gehen, die „von unten“ her die Überwachung ansteigen lässt. Damit entspricht der österreichische Ansatz eher dem „graded approach“ der neuen Grundnormen [1] als der deutsche Ansatz.

In beiden Ländern ist der erste Prüfschritt zur Feststellung der tatsächlichen Relevanz mit einer Prüfung der spezifischen Aktivität verbunden. Dabei hat Deutschland eine allgemeine Geringfügigkeitsschwelle von 0,2 Bq/g eingeführt, wobei Materialien mit spezifischen Aktivitäten unterhalb dieses Wertes nicht als (überwachungsbedürftige) Rückstände gelten. Wird

die Prüfschwelle von 1 Bq/g eingehalten, wird in Deutschland davon ausgegangen, dass bei einem üblichen Entsorgungsweg die Strahlenexposition von Einzelpersonen der Bevölkerung 1 mSv/a nicht überschreitet. In Österreich wird sogar angenommen, dass dann die Exposition unter 0,3 mSv/a liegt. Dabei gilt die 1 Bq/g-Schwelle (bei Ausblenden des Sonderfalles Pb-210, Po-210) in Deutschland für eine Aktivitätssumme der U-238 und Th-232-Reihe, während in Österreich beide Reihen separat betrachtet werden. Das heißt, dass bei einem Material mit jeweils gleicher Aktivität von U-238- und Th-232-Reihe die Prüfschwelle in Deutschland bis zum Faktor 2 kleiner als in Österreich, die mit der Prüfschwelle limitierte Dosis aber in Österreich um den Faktor 3 geringer ist.

Begründet wird die Schwelle von 0,2 Bq/g in Deutschland mit Dosisabschätzungen, nach denen die Dosis von 1 mSv/a überschritten sein kann, wenn Belegungen von mehr als 1 ha mit solchen Materialien zu Grundwasser-Belastungen mit Radionukliden führen. Auch ohne diese Begründung ist aber die Schwelle nützlich, wenn die Aktivität von Baustoffen nach den Forderungen der neuen Grundnormen limitiert werden soll. Obwohl die Nachweispflicht für das Produkt „Baustoffe“ stets beim Erzeuger liegen muss, kann durch die Kontrolle von Rückständen mit Aktivitäten über diese Schwelle eine unbeabsichtigte Zumischung von Materialien erhöhter Radioaktivität leicht vermieden oder zumindest eingeschränkt werden.

Die Forderung nach Überprüfung der Dosis, die als dritter Prüfschritt in Österreich vorgesehen ist, bringt implizit die Möglichkeit, neben der spezifischen Aktivität auch die Menge und Beschaffenheit des Rückstands in eine Bewertung einzubeziehen. Diese Möglichkeit ist in Deutschland nur im Zusammenhang mit einer Einzelfallprüfung zur Entlassung aus der Strahlenschutzüberwachung vorgesehen. Vorteil einer solchen Regelung ist zweifellos ihre bessere Fallbezogenheit – Nachteil aber ist, dass speziell akkreditierte Fachkundige („Dosismessstellen“) in die Bearbeitung einbezogen werden müssen, die für die betroffenen Unternehmen Kosten verursachen.

Ein wesentlicher Unterschied in beiden hier verglichenen Ländern besteht in der Einbeziehung von Fachkundigen in die Überwachung. Während in Österreich ein Unternehmer, der nicht selbst die notwendige Sachkunde besitzt, verpflichtet ist, eine sachkundige Person zu beauftragen (§ 10 (4) NatStrlV), hat in Deutschland zwar der „Verpflichtete“ bestimmte Regelungen der StrlSchV umzusetzen, benötigt dafür aber keinerlei Fachkunde. Durch diesen Sachverhalt ist die Qualität der Überwachung in Deutschland stark durch die fallspezifische Mitwirkung der Behörde bestimmt.

Bisherige praktische Erfahrungen zeigen auch, dass deutsche Industriebetriebe, bei denen ausschließlich Rückstände unter den Überwachungsgrenzen anfallen oder verarbeitet werden, die Kontrolle der Radioaktivität kaum oder nicht durchführen. Ein weiteres Problem der deutschen Praxis ist, dass Materialien, die in großen Mengen zu Baustoffen verarbeitet werden (z.B. Kraftwerksaschen) nicht als überwachungsbedürftige Rückstände klassifiziert sind und damit nicht den Regelungen der StrlSchV unterliegen.

3. Positivlisten

Wichtiges Element der Rückstandsregelungen in Deutschland und Österreich sind die sogenannten Positivlisten, d.h. die Benennung der Industrien und Materialien, die als relevant für den Strahlenschutz im jeweiligen Land ermittelt wurden (vgl. Artikel 40 EU-BSS). Diese Listen unterscheiden sich in beiden Ländern erheblich. Während die NatStrlV im § 2 eine Positiv-

liste für Rückstände enthält (s. Tab. 2), die in einer relativ allgemeinen Aufzählung Arbeitsbereiche benennt, bei denen „*Rückstände mit erhöhtem Gehalt an Uran und Thorium und deren Zerfallsprodukte in Form von Schlämmen, Stäuben, Schlacken, Aschen, Sanden oder Ablagerungen z.B. in Verarbeitungsanlagen oder in Rohrleitungen anfallen*“, versuchte die deutsche StrlSchV in der Anlage XII Teil A durch eine definitive Benennung von Industrien und Materialien bzw. Mineralien/Erze die einzubeziehenden Rückstände rechtlich exakt zu spezifizieren.

Einen inhaltlichen Vergleich beider Positivlisten enthält Tab. 2. Die Tabelle zeigt, dass die österreichische Positivliste wesentlich umfangreicher als die deutsche ist.

Tab. 2: Vergleich der Positivlisten von österreichischen und deutschen Rückstandregelungen

Positivliste Österreich (§ 2 (1) Z3 NatStrlV)	**Benennung analoger Materialien in der StrlSchV (Anlage XII Teil A)**
Anlagen zur Gewinnung, Aufbereitung, Speicherung und Verteilung von Wasser	Nein
Untertägige Arbeitsbereiche in Bergwerken, Schächten, Stollen, Tunneln und Höhlen	Nein
Radon-Kuranstalten und -Kureinrichtungen	Nein
Gewinnung und industrielle Verarbeitung von Seltenen Erden	Ja
Herstellung von Thoriumverbindungen sowie von thoriumhaltigen Produkten,	Nein (aber als Arbeitsfeld in Anlage XI Teil B StrlSchV enthalten)
Industrielle oder gewerbliche Verwendung von thoriumhaltigen Produkten und von Materialien mit hohem natürlichem Uran- oder Thoriumgehalt	Nein (aber als Arbeitsfeld in Anlage XI Teil B StrlSchV enthalten)
Verarbeitung von Erzen	Nur spezielle Erze sowie Stäube und Schlämme der Primärverhüttung in der Roheisen- und Nichteisenmetallurgie.
Erzeugung von TiO_2-Pigmenten aus Mineralien wie Ilmenit oder Rutil	Implizit einbezogen, wenn Radioaktivität von Ilmenit oder Rutil auf akzessorische Minerale Seltener Erden oder Uranminerale zurückgeführt wird
Verarbeitung von Rohphosphaten in der chemischen Industrie sowie der Düngemittelindustrie	Ja
Zirkon- und Zirkonoxidindustrie	Nein
Erdöl- und Erdgasindustrie	Ja
Industrielle Dampfkesselanlagen für feste fossile Brennstoffe	Nein
Geothermische Anlagen	Nein

Durch den Ansatz, Rückstände rechtlich exakt zu definieren, sind in der deutschen Positivliste Begriffe enthalten (z.B. „*den o.g. Erzen entsprechende Mineralien...*“, „*Primärverhüttung*“), deren rechtssichere Interpretation den Strahlenschutzbehörden Schwierigkeiten bereitet. Zum Beispiel wurden Filterstäube mit Pb-210-Aktivitäten über 50 Bq/g, die nach Eigenbewertung der Metallurgen aus einem Primärprozess der Verhüttung stammen, durch die Strahlenschutzbehörde als Rückstände ausgeschlossen, da diese Anlage sekundäre Rohstoffe verarbeitet. Die

Materialien werden bis heute ohne behördliche Überwachung entsorgt. Dieses Beispiel zeigt, wie schwierig eine definitive Festlegung von Rückständen in einer Verordnung ist.

Im Unterschied dazu ist die österreichische Positivliste weitgehend unspezifisch in den Begriffen („Verarbeitung von Erzen", Erdölindustrie). Als Konsequenz müssten bei strenger Auslegung auch solche Unternehmen zumindest eine Erstuntersuchung durchführen, für die nach aller Vorkenntnis ein Anfallen von Rückständen auszuschließen ist (z.B. Erdölraffinerien). Noch unspezifischer ist die derzeit von der Europäischen Kommission vorgeschlagene Positivliste (s. [1]). Eine solche allgemeine Liste, die im Wesentlichen nur Industriebereiche benennt, birgt das Risiko, dass in diesen Bereichen Anlagen und Materialien untersucht werden, die keine Anreicherungen an Radioaktivität aufweisen und Material mit erhöhter Radioaktivität nicht gefunden wird. Daher bedarf eine solche Positivliste in der Durchführung von Untersuchungen zumindest eines Fachkundigen oder (und?) eines ergänzenden Leitfadens, der genauer die in diesen Industrien zu untersuchenden Materialien beschreibt.

Da offensichtlich in Österreich und in Deutschland klar war, dass eine Positivliste stets Lücken haben kann, ist in beiden Ländern eine „Auffangregelung" in den Gesetzen enthalten. Diese Auffangregelung ist in den § 102 StrlSchV und § 36j StrSchG fast wortgleich enthalten. Kann demnach durch Materialien, die nicht Rückstände sind, die Strahlenexposition von Einzelpersonen der Bevölkerung so erheblich erhöht werden, dass Strahlenschutzmaßnahmen notwendig sind, trifft die zuständige Behörde die erforderlichen Anordnungen. In Deutschland wird die Anwendung dieses Paragraphen aber durch die Interpretation des Terms „kann" stark beeinflusst. Unter Bezug auf die tatsächliche Praxis, bei der die Exposition stets unter 1 mSv/ a liegt (s. auch nächstes Kapitel), wird auf eine Überwachung verzichtet – auch wenn eine mögliche andere Praxis zu anderen Expositionen führen KANN. Daher wird ein Leitfaden zur Bewertung von Materialien im Zusammenhang mit der Auffangregelung für notwendig gehalten.

4. Entlassung von Rückständen aus der Überwachung

Wie in Tab. 1 dargestellt, wird in beiden hier betrachteten Ländern davon ausgegangen, dass Rückstände, deren Verwertung oder Beseitigung bei relativ allgemeinen (konservativ-abdeckenden) Expositionsabschätzungen zu einer Überschreitung der Dosis von 1 mSv/a für Einzelpersonen der Bevölkerung führt, nur auf speziellen, behördlich zugelassenen Wegen beseitigt oder verwertet werden dürfen. In Österreich werden nur diese Rückstände als „überwachungsbedürftig" klassifiziert, in Deutschland sind es überwachungsbedürftige Rückstände, die die Überwachungsgrenzen nach Anlage XII Teil B StrlSchV nicht einhalten.

Voraussetzung für die Entsorgung dieser Rückstände ist, dass in einem behördlichen Bescheid („Entlassung von Rückständen aus der Überwachung") bestätigt wird, dass die vorgesehene Entsorgung aus Sicht des Strahlenschutzes die Schutzziele zum Schutz der Bevölkerung einhält. Das bedeutet, dass für einen genau definierten Entsorgungsweg einzelfallspezifisch nachgewiesen werden muss, dass „ohne weitere Maßnahmen" die Exposition von Einzelpersonen der Bevölkerung unter 1 mSv/a liegt. Dieser Nachweis der radiologischen Unbedenklichkeit ist das zentrale strahlenschutzfachliche Element der Entlassung von überwachungsbedürftigen Rückständen.

Da mit der Entlassung die Rückstände rechtlich nicht-radioaktive Stoffe und durch die mit der Entlassung stets einhergehende Entsorgung „gewöhnliche" Abfälle werden, birgt diese

Schnittstelle von Strahlenschutz- und Abfallrecht eine Reihe von Problemen. So stößt die notwendige Annahmeerklärung eines Entsorgers bereits dann auf Vorbehalte, wenn der Begriff „Radioaktivität“ auftaucht. Auch nach fast 10 Jahren Erfahrungen mit der Entlassung von Rückständen in Deutschland ist sowohl bei einzelnen Entsorgern als auch bei den einbezogenen Abfallbehörden immer wieder klarzustellen, dass Abfälle mit Radioaktivität keine „radioaktiven Abfälle“ im rechtlichen Sinne sind. Kaum möglich sind derzeit Entsorgungen, bei denen entlassene Rückstände aufgrund der gefahrgutrechtlichen Vorschriften als radioaktives Gefahrgut transportiert werden müssen.

Abgesehen von diesen (wahrscheinlich unvermeidlichen) Problemen an der Schnittstelle zweier Rechtsbereiche, zeigen die bisherigen Erfahrungen, dass der Nachweis der radiologischen Unbedenklichkeit kein Problem ist. Bei einer hinreichend realistischen Beschreibung von Expositionssituationen konnte bisher für alle von uns bearbeitete Entlassungsverfahren gezeigt werden, dass die Dosisgrenze von 1 mSv/a deutlich unterschritten wird. Diese Erfahrung ist unabhängig von den spezifischen Aktivitäten der Rückstände, setzt aber bei höheren spezifischen Aktivitäten in der Regel eine geordnete Beseitigung auf Deponien voraus. Auch bei beurteilungsrelevanten Aktivitäten über 100 Bq/g ist bei hinreichend realer Beschreibung der Expositionssituationen bereits aufgrund des allgemeinen Gesundheits- und Arbeitsschutzes auf Deponien oder der ggf. vorgeschalteten Abfallbehandlungsanlagen eine Exposition über 1 mSv/a praktisch auszuschließen.

Diese Aussage darf aber nach Meinung des Verfassers nicht umgekehrt werden. Weil die realen, unter Kenntnis der Radioaktivität gewählten Entsorgungswege nicht zu einer Überschreitung des Dosisgrenzwertes führen, ist keineswegs sicher gestellt, dass bei Wegfall der Überwachung diese Aussage auch gilt. In Anbetracht sehr komplexer Wege moderner Abfallbehandlung, der Rezyklierung und Weiterverwertung von Abfällen oder daraus gewonnenen Produkte, ist eine generelle Aussage über die mögliche Exposition von Personen äußerst schwierig. Neben der typischen Verdünnung erhöhter Radioaktivität bei einer Entsorgung können auch stufenweise Anreicherungen von Radionukliden vorkommen. Beispiele sind vor allem aus der Metallurgie bekannt, in der bei der Verarbeitung von Abfällen sehr selektive Abtrennungen von Stoffen – z.B. Blei – stattfinden. Darüber hinaus werden auch immer neue Wege der Abfallnutzung erprobt, wie z.B. die Nutzung von Rotschlamm zur Herstellung von Bodenverbesserern (Düngern?). Daher kann das derzeitige Schutzziel, die Strahlenexposition der Bevölkerung aus Rückständen zu begrenzen, nur erreicht werden, wenn bewusst mit Materialien erhöhter natürlicher Radioaktivität umgegangen wird.

Die Entlassung als formaler Schritt zur Aufhebung der rechtlichen Eigenschaft von Stoffen radioaktiv zu sein ist eine mögliche, aber offensichtlich nicht einzige Konsequenz der derzeitigen Europäischen Grundnormen. In Frankreich [2] wurden Industrien der Positivlisten ebenfalls auf Radioaktivität überprüft. Dabei wurde – analog zu den hier getroffenen Einschätzungen – festgestellt, dass bei den tatsächlich genutzten Entsorgungswegen, die Strahlenexposition durch Rückstände weniger als 1 mSv/a erhöht ist. Daher wird in Frankreich – nicht zuletzt bedingt durch ein anderes Konzept der Überwachung radioaktiver Stoffe - bisher auf die Einstufung von Materialien als überwachungsbedürftige Rückstände verzichtet.

Ein strahlenschutzfachliches Problem beim Nachweis der radiologischen Unbedenklichkeit besteht allerdings in der Einbeziehung von Rückständen anderer Herkunft, die in einer Entsorgungsanlage behandelt oder beseitigt werden („Vorbelastungen“). Diese Einbeziehung, die in Deutschland zumindest im vereinfachten Nachweisverfahren nach Anlage XII Teil C StrlSchV explizit gefordert wird, gelingt nur, wenn Informationen über Abfälle mit Radioak-

tivität beim Abfallentsorger vorliegen und für eine Bewertung verfügbar gemacht werden. Mit dieser Aufgabe sind Abfallentsorger allein zumeist überfordert, da nuklidspezifische Informationen zu Abfällen gesammelt werden müssen und ggf. eine Dosisabschätzung aller Einzelentsorgungen vorgenommen werden muss. Da in der föderal organisierten Bundesrepublik Deutschland strahlenschutzrechtliche Entlassungen Länderaufgabe sind, haben einige Entsorger in Abstimmung mit den zuständigen Strahlenschutz- und Abfallbehörden spezielle Gutachter beauftragt, diese Bilanzierungen auszuführen. Damit kommt aber ein weiterer Beteiligter in die Verfahren, dessen Arbeit Zeit und Geld erfordert.

5. Schlussfolgerungen

In Hinblick auf die eingangs gestellten Fragen können aus den hier selektiv diskutierten Sachverhalten folgende Schlussfolgerungen abgeleitet werden:

- Trotz ähnlicher Begriffe ist die Überwachung von Rückstände in Deutschland und Österreich sehr unterschiedlich geregelt. Die unterschiedlichen Relevanzschwellen der spezifischen Aktivität in beiden Ländern führen dazu, dass Materialien, für die in Österreich angenommen wird, dass die von ihnen ausgehende Strahlenexposition von Personen der Bevölkerung 0,3 mSv/a nicht überschreitet, in Deutschland ggf. als überwachungsbedürftige Rückstände klassifiziert werden. Auch wenn beide Regelungen in den jeweiligen Ländern hinreichend praktikabel sind – grenzüberschreitend sind Probleme bei der Verbringung von Rückständen damit vorgezeichnet.
- Die in beiden Ländern genutzten Positivlisten erfordern für eine sachgerechte Anwendung eine Fachkunde, die zumindest in Deutschland nicht im Regelwerk vorgesehen ist. Leitfäden zur besseren Umsetzung der Positivlisten sind daher zu empfehlen.
- In Hinblick auf Exposition der Bevölkerung zeigen die Erfahrungen, dass bei realistischer Betrachtung von Expositionen die Dosis von 1 mSv/a auch ohne zusätzliche Maßnahmen zum Strahlenschutz bei einer fachgerechten Entsorgung von Rückständen eingehalten wird. Eine Kontrolle der Radioaktivität und eine geeignete Weitergabe von Informationen über die Radioaktivität von Materialien ist aber trotzdem erforderlich. Sie stellt den effektivsten Weg dar, um den Strahlenschutz der Bevölkerung bei Rückständen sicher zu stellen.
- Auch wenn die bisherigen Erfahrungen mit der Überwachung von Rückständen, die wenig harmonischen Regelungen der europäischen Staaten (hier exemplarisch diskutiert am Beispiel Österreichs und Deutschlands) ausgenommen, keine substanzielle Lücken erkennen lassen, die den Strahlenschutz in Frage stellen, ist eine Weiterentwicklung des Regelungssystems hin zu besser abgestimmten Festlegungen unbedingt zu begrüßen. Bei der nationalen Umsetzung sollten aber auch Erfahrungen, wie sie in diesem Beitrag angerissen wurden, berücksichtigt werden.

6. Literaturverzeichnis

[1] European Commission Services considerations with regard to natural radiation sources in BSS Directive from 2009 January 16

[2] Informationen, erhalten auf dem gemeinsamen Workshop der Fachverbände FS, ÖVS und SFRP, Strassbourg, Mai 2009

RADON IN ÖSTERREICHISCHEN SCHAUBERGWERKEN U. -HÖHLEN

RADON IN AUSTRIAN TOURIST MINES AND SHOW CAVES

W. Ringer[1)], J. Gräser[1)], W. Aspek[2)], J. Gschnaller[3)]

[1)] Kompetenzzentrum Radioökologie und Radon, Österreichische Agentur für Gesundheit und Ernährungssicherheit (AGES GmbH), Derfflingerstraße 2, 4020 Linz, Österreich
[2)] Abteilung für Unfallverhütung und Berufskrankheitenbekämpfung, Allgemeine Unfallversicherungsanstalt (AUVA), Adalbert-Stifter-Straße 65, 1201 Wien, Österreich
[3)] GT-Analytic KEG, Innstraße 38a, 6020 Innsbruck, Österreich

Zusammenfassung
Die Radonsituation in Schaubergwerken und –höhlen wird durch verschiedene geologische, geomorphologische und klimatische Faktoren beeinflusst und ist in Österreich noch wenig erforscht. Die hier präsentierte Arbeit versucht systematische Zusammenhänge zwischen diesen Faktoren zu ermitteln. Zu diesem Zweck wurde die Radonkonzentration in vier Schaubergwerken und zwei Höhlen an jeweils mehreren Stellen über einen Zeitraum von 6 bis 12 Monaten zeitauflösend gemessen. Parallel dazu wurden Temperatur und Luftdruck an den Messstellen aufgezeichnet und - wo vorhanden - mit Werten im Freien verglichen.
Die Ergebnisse zeigen, dass der dominierende Faktor für die durchschnittliche Radonkonzentration zunächst die Lage des Stollen- bzw. Höhlensystems und damit die umgebende Geologie ist. Dabei weisen oberflächennahe Systeme niedrigere durchschnittliche Radonkonzentrationen auf als tiefer liegende Systeme. Das wesentliche Kriterium für den zeitlichen Verlauf der Radonkonzentration in einem System stellt die Bewetterungssituation dar, welche durch die Temperaturdifferenz innen/außen und die Struktur des durchströmten Systems bestimmt wird. Bei ausziehendem Wetter (ausströmende Luft) treten wesentlich höhere Radonkonzentrationen als bei einziehendem (Frischluft zuführendem) Wetter auf. An manchen Orten kommen die höchsten Radonkonzentrationen jedoch beim Verebben des Wetterstroms vor. Die Wetterversorgung der verschiedenen Bereiche des Systems kann jedoch unterschiedlich sein oder es können überhaupt getrennte Wetterwege vorhanden sein.
Aufgrund der Unterschiedlichkeit der Schaubergwerke und –höhlen betreffend die Struktur des Gangsystems, die geologische Umgebung und das lokale Klima kann nur über Messungen vor Ort an mehreren Messpunkten die spezifische Radonsituation beschrieben werden.

Summary
The radon situation in tourist mines and show caves is barely investigated in Austria. This paper investigates the influence of its determining factors, such as climate, structure and geology. For this purpose, long-term time-resolved measurements over 6 to 12 months in 4 tourist mines and 2 show caves - with 5 to 9 measuring points each - have been carried out to obtain the course of radon concentration throughout the year. In addition, temperature and air-pressure were measured and compared to the data outside where available.
Results suggest that the dominating factors of the average radon concentration are structure and location (geology) of the tunnel-system, whereas the diurnal and annual variation is mainly caused by the changing airflow, which is driven by the difference in temperature inside and outside. Downcast air is connected with very low radon concentrations, upcast air with high concentrations. In some locations the maximum values appear when the airflow ceases. But airflow can be different in different parts of mines and caves. Systems close to the surface show generally lower radon levels than the ones located deeper underground.
Due to variation of structure, geology and local climate, the radon situation in mines and caves can only be described by simultaneous measurements at several measuring points.

Schlüsselwörter: *Radon, Bergwerke, Höhlen, natürliche Radioaktivität*
Keywords: *radon, mines, caves, natural radioactivity*

1. Einleitung - Projektanlage

Zielsetzung des Projektes war in erster Linie die Überprüfung der Eignung von Messgeräten und Messverfahren unter den speziellen Umgebungsbedingungen in Schaubergwerken und Schauhöhlen und die Identifizierung von Einflussgrößen auf die Radonkonzentration. In den Schauhöhlen und -bergwerken wurden nur die im Rahmen von Führungen begangenen Bereiche untersucht.
Bei der Auswahl der untersuchten Standorte war besonders wichtig, durch einen jeweils unterschiedlichen Charakter der Bergwerke und Höhlen eine gewisse Bandbreite zu erzielen und mögliche Problemfelder abzudecken. Unter den sechs bis jetzt auswertbaren Schaubergwerken und –höhlen sind ein Silberbergwerk (Schwaz), ein Eisenerzabbau (Eisenerz), ein Salzbergwerk (Altaussee) und ein Kupferabbau (Jochberg), sowie eine Eishöhle (Werfen, Eisriesenwelt) und eine temporär stark Wasser führende Höhle (Koppenbrüllerhöhle, Obertraun) in unterschiedlichen Höhenlagen. Zwei weitere Bergwerke sollen im Rahmen des Projekts noch untersucht werden.

2. Verfahren und Geräte

Zu Beginn des Projekts standen 10 Radim 5 (Batteriebetrieb) und 10 Radim 3A mit zusätzlichen Akkus für langfristige aktive Rn-222-Messungen zur Verfügung. Diese Geräte wurden auf ein Messintervall von 30 Minuten eingestellt. Die Radim 5 wurden in der geöffneten Transportbox, also ohne Hindernis für die umströmende Luft betrieben. Für die Radim 3A war eine Alu-Schutzbox mit Lüftungsschlitzen als Schutz vor Nässe und Staub eigens konstruiert worden. Rovenska/Thinova [1] berichten, dass diese Maßnahme zu einer Verflachung des Kurvenverlaufs der Radonkonzentration (Abschwächung der Extrema) führen kann. Vierteljährlich mussten die Akkus gewechselt werden, bei dieser Gelegenheit wurden auch die Messdaten ausgelesen.
Im Laufe des Projekts kam es bei den Radim 5 zu mehreren Ausfällen durch die besonderen Einsatzbedingungen, insbesondere kondensierende Feuchtigkeit und Staub durch Revisionsarbeiten in Bergwerken.
Punktuell wurden zusätzlich zwei AlphaGuard, zwei EQF 3120 und ein RTM 2100 mit einem Messzeitraum von jeweils einigen Tagen bis einigen Wochen eingesetzt, wodurch neben einer Validierung der Radim - Messwerte auch Informationen über den Gleichgewichtsfaktor und die Rn-220-(Thoron)-Konzentration gewonnen wurden.

3. Rn-222 Konzentration in Höhlen und Bergwerken

3.1 Jahreszyklus des Konzentrationsverlaufs
Bei allen Unterschieden zwischen den einzelnen Standorten fällt besonders auf, dass sich der Jahreszyklus der Rn222-Konzentration in nahezu gleichzeitig beginnende und endende Phasen gliedern lässt.
Am 14. bzw. 15.09.2008 endete an allen drei damals im Projekt befindlichen Standorten die Sommerphase mit stetig hohen Werten und permanent ausziehendem Wetter (Verläufe für Eisenerz und Schwaz in den Abbildungen 1 und 2 direkt untereinander). Während bei den Bergwerken in dieser ersten Phase lediglich ein leichter Tagesgang festzustellen ist, sorgt die schwankende Intensität des Wetterstroms in der Eishöhle (Abb. 3, mit deutlich längerem Zeitausschnitt, dunklere Kurve) für größere relative Unterschiede in der Radonkonzentration. Man beachte, dass die Spitzenwerte in der Eisriesenwelt dann auftreten, wenn die (weiße) Kurve der Temperaturdifferenz die Null-Linie (verschoben auf -500) berührt.

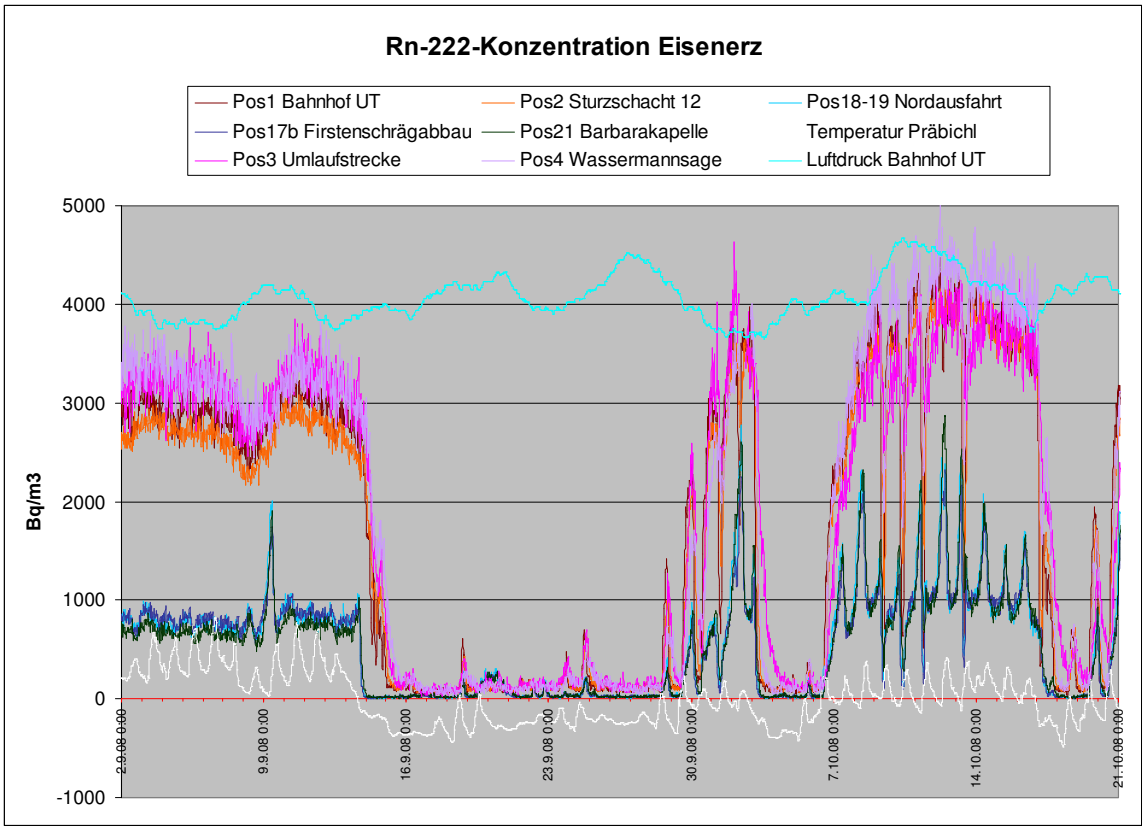


Abb. 1: Rn-222-Konzentration Eisenerz und relative Temperatur (Außen – Innen) weiß

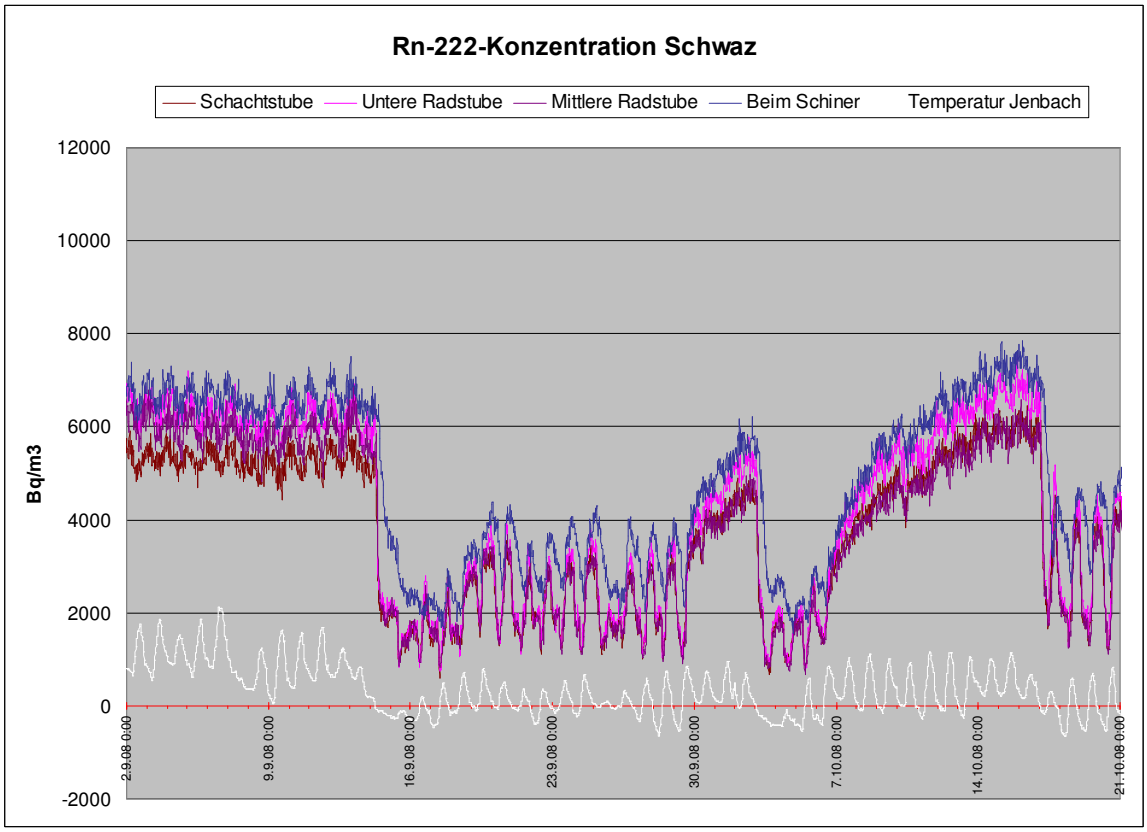


Abb. 2: Rn-222-Konzentration Schwaz und relative Temperatur (Außen – Innen) weiß

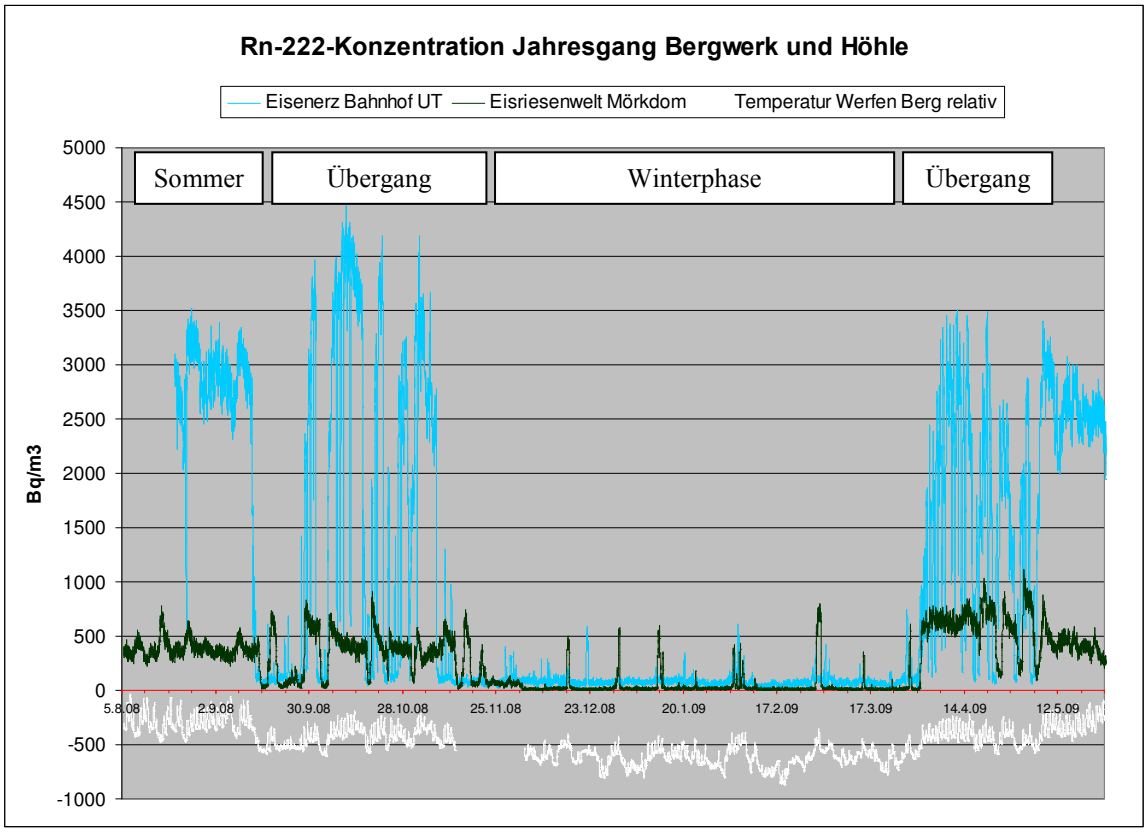


Abb. 3: Jahresgang Rn-222-Konzentration Eisenerz und Eisriesenwelt, relative Temperatur (Außen – Innen) weiß, die Linie bei -500 entspricht Temperaturdifferenz=0

Während der folgenden Übergangsphase ist zum Teil ein sehr ausgeprägter Tagesgang auffällig, einzelne Abschnitte der Kurven erinnern je nach durchschnittlicher Innentemperatur aber auch an die vorherige Sommerphase (Schwaz, Abb. 2) oder schon an die nachfolgende Winterphase (Eisenerz, Abb. 1).
Zwischen 13. und 18.11.2008 begann die von konstant niedrigen Werten gekennzeichnete Winterphase. Ganz vereinzelt können Spitzen auftreten, die im Falle der Eishöhle auch wieder die Maximalwerte des Sommers bzw. des Herbstes erreichen. Die „typischen“ Werte sind in der Eishöhle unter 50 Bq/m^3 und in Eisenerz 50-100 Bq/m^3, nur in Schwaz sinkt der Mittelwert nicht unter 2000 Bq/m^3. Mittlerweile sind drei weitere Standorte im Projekt und am 01.04.2009 endet einheitlich die Phase mit meist stetig niedrigen Radonkonzentrationen.
In der Übergangsphase des Frühlings beginnen zum Teil wieder starke Tagesschwankungen, die an einem einzigen Tag im Bereich der Minimalwerte und der Maximalwerte für diesen Standort liegen können. Dabei wird (wie auch in Rovenska/Thinova [1]) eine Zeitverzögerung beim Verlauf der Radon-Konzentration beobachtet (Schätzwerte Tab. 1, unten). Eine Schönwetterphase ab 07. Mai 2009 dürfte wohl nur ein „Zwischensommer“ gewesen sein.
Es muss betont werden, dass Beginn und Ende der Phasen mit Tagesdatum nicht genannt werden, um zu suggerieren, diese Jahresabschnitte würden sich Jahr für Jahr zum gleichen Datum wiederholen. Im Gegenteil muss damit gerechnet werden, dass es in verschiedenen Jahren – entsprechend der Wetterereignisse – deutliche Unterschiede gibt. Die Synchronizität an den Untersuchungsorten verschiedener Bundesländer und in verschiedenen Lagen ist aber augenfällig.

3.2 Gemessene Werte, Extrema

Tab. 1: Kennzahlen der Radonkonzentration der Schaubergwerke und –höhlen.

Alle Werte in Bq/m³	Wetter-kreis 1, Eisenerz	Wetter-kreis 2, Eisenerz	Silber-bergbau, Schwaz	„Kupfer-platte“, Jochberg	Salzberg-werk, Altaussee	Koppen-brüller-höhle	Eisriesen-welt, Werfen
Maximum	4700	3300	9000	17000	4000	2300	1100
Sommer Median	3000	880	6300				320
Sommer MW	2900	850	6200				330
Tagesgang in der Übergangszeit	ja, stark	ja, stark	ja, mittel	ja, sehr stark	nein	wenig	nein
Zeitverzögerung	ca. 3-5 h	ca. 3-5 h	ca. 5-7 h	ca. 3-5 h		12 h ?	
Winter Median	79	26	2900	160	1350	51 *	14
Winter MW	92	32	3000	220	1350	92 *	42

(* = nur Positionen im Wetterstrom)

4. Gleichgewichtsfaktor und Thoron

4.1 Gleichgewichtsfaktor

Die in 5 Bergwerken bzw. Höhlen vorgenommenen Messungen ergaben Mittelwerte zwischen 0,1 und 0,7 (Median 0,4). Diese Bandbreite und die Tatsache, dass zum Teil nur 24 h gemessen wurde, erlauben keine Verallgemeinerungen. Bei Bedarf muss der Gleichgewichtsfaktor also bestimmt werden.

4.2 Rn-220 (Thoron)

Bei zwei Messungen (nicht in der Winterphase) wurden folgende Mittelwerte festgestellt:
Eisenerz, August/September: 37 Bq/m³ Rn-220 bei 1160 Bq/m³ Rn-222 (entspricht 3,1%)
Salzbergwerk Altaussee, April: 75 Bq/m³ Rn-220 bei 865 Bq/m³ Rn-222 (entspricht 8,7%)

5. Diskussion von Einflussfaktoren der Rn-222 Konzentration

5.1 Lage und Struktur von Höhle oder Bergwerk, Steuerung der Bewetterung

Laut Auskunft der Betreiber werden in Schwaz während der Winterphase mehrere Wettertüren geschlossen um den Kaltluftzustrom zu reduzieren. Dies erklärt die sehr konstante und relativ hohe Radon-Konzentration, welche zudem deutlich über den Tagesminima (!) des Herbstes liegt.

Im Salzbergwerk Altaussee wird der Wetterstrom bewusst ganzjährig niedrig gehalten, um den Eintrag von Feuchtigkeit zu minimieren. Von allen Standorten finden sich dort die geringsten Unterschiede beim Jahresgang und kaum Schwankungen mit der Tageszeit. Die Kurve sieht am stärksten „zufällig“ geprägt aus. Dass dort dennoch die niedrigsten Maximalwerte der untersuchten Bergwerke zu finden waren, liegt an der Geologie.

In der Koppenbrüllerhöhle liegt ein Messpunkt in einem Seitenarm der Höhle („Sackgasse“) und damit nicht im Wetterstrom. Dies ist am Verlauf der Radonkonzentration, welcher eher den Kurven in Altaussee ähnelt, deutlich zu sehen.

Im Schaubergwerk Eisenerz gibt es überhaupt zwei Wetterkreise (siehe Abb. 1), welche sich in der Charakteristik zwar wenig unterscheiden, dafür aber deutlich bei den absoluten Radonwerten.
Eine Wettertür am Höhleneingang der Eisriesenwelt bei Werfen unterbindet während der Besuchsperiode den naturgemäß starken Wetterstrom nur unvollständig. Bereits im vorderen Bereich der Höhle gibt es eine Höhendifferenz von über 100 m (Kamineffekt). Bei dieser Höhle ist besonders, dass die Rn-Konzentration bei kurzfristig stehendem Luftstrom bis zu 2,5 mal höher liegt als bei ausziehendem Wetter. Dort senkt also auch das ausziehende Wetter die Radonkonzentration.

5.2 Temperaturdifferenz Außenluft – Innenluft
Den stärksten Erklärungszusammenhang sieht man, wenn man die Verläufe der Radonkonzentration mit der Kurve der Temperaturdifferenz zwischen Außenluft und Innenluft unterlegt. Trotz der Schwierigkeit, dass nicht immer eine einheitliche Temperatur für das Bergwerksinnere angegeben werden kann und auch für die Außentemperatur oft nur Daten einer viele Kilometer entfernten Wetterstation zur Verfügung stehen, ist der Zusammenhang zwischen der Radonsituation in den vom Hauptwetterstrom erfassten Bereichen und dem Vorzeichen der Temperaturdifferenz extrem stark.

5.3 Luftdruck
Eine Korrelation zwischen Luftdruck und Radonkonzentration ist streckenweise feststellbar, oft aber auch nicht. Nachdem z.B. Tiefdruckwetterlagen im Sommer mit vergleichsweise niedrigeren Temperaturen und im Winter mit vergleichsweise höheren Temperaturen einhergehen, scheint dieser Zusammenhang ein mittelbarer zu sein, d.h. der Luftdruck beeinflusst die Radonkonzentration weil er die Bewölkung und die Außentemperatur mitbestimmt.

5.4 Wasserführung
Speziell um diesen Punkt berücksichtigen zu können wurde die Koppenbrüllerhöhle untersucht. Dabei kommen zwei Effekte in Betracht: Die Veränderung des Wetterstroms durch zeitweise unter Wasser stehende Bereiche der Höhle und aus dem Wasser ausgasendes Radon. Leider waren zum Redaktionsschluss noch keine Angaben zur Wasserführung verfügbar.

5.5 Geologie
Ein sehr wichtiger Punkt, der hier nicht ausreichend kompetent bearbeitet werden kann.
Insbesondere die maximal erreichbare Radonkonzentration scheint von diesem Faktor maßgeblich bestimmt zu sein.

6. Literaturverzeichnis

[1] Rovenska, Katerina; Thinova, Lenka: Analysis of long-term measurements of radon in a dolomite cave. Proceedings of the AARST 2008 International Symposium Las Vegas NV, September 14-17, 2008

DIE ÖSTERREICHISCHE RADON-DATENBANK

THE AUSTRIAN RADON DATABASE

W. Ringer

Kompetenzzentrum Radioökologie und Radon, Österreichische Agentur für Gesundheit und Ernährungssicherheit (AGES), Derfflingerstrasse 2, 4020 Linz, Österreich,
wolfgang.ringer@ages.at

Zusammenfassung
Das primäre Ziel der Radon-Datenbank ist die Schaffung einer fachlichen Grundlage für die objektive und transparente Information der Bevölkerung über die Gesundheitsrisiken durch hohe Radon-Expositionen mit dem Ziel diese Expositionen zu reduzieren. Die Radon-Datenbank ist primär für Bund und Länder (öffentliche Organisationen) ein Werkzeug zur Erfassung und Verwaltung von Radon-Messungen und den dazugehörigen Daten wie Gebäudedaten, Adressen, Messstellen, Messverfahren, Messzeitraum, Sanierungen etc. Die Durchführung einer Radon-Messung beginnt bei den öffentlichen Organisationen mit der Erfassung der Daten des Antragsstellers, der Festlegung des Messverfahrens und der Beauftragung der Messstelle. Die Messstelle trägt nach der Messung die Messergebnisse in die Datenbank ein. Nach einer Validierung erfolgt die Freigabe durch die Messstelle. Die öffentliche Organisation bearbeitet den Auftrag weiter und schließt ihn ab. Die technische Umsetzung erfolgt durch eine web-basierte Lösung; der Zugriff der öffentlichen Organisationen und der Messstellen wird über ein Web-Portal ermöglicht. Die Daten der bestehenden ÖNRAP-Datenbank werden in die neue Radon-Datenbank migriert. Mit den erfassten Daten wird regelmäßig die österreichische Radon-Potenzialkarte aktualisiert und auf der Radon-Homepage des Bundes der Öffentlichkeit zugänglich gemacht (Abfragen bis auf Gemeindeebene). Weiters stellen die Daten ein bedeutende Grundlage für den Gesetzgeber für das Monitoring der Radon-Situation in Österreich und zur Steuerung von Maßnahmen dar.

Summary
The main goal of the Austrian radon database is to establish a technical basis for the objective and transparent information of the public about the health risks due to high radon exposures with the aim to reduce those exposures. The radon database is therefore primarily a tool for Ministries and federal states (official organisations) to collect and govern radon measurements and the associated data like building data, addresses, measuring laboratories, measurement methods, measurement time, remediations, etc. The official organisations start a radon measurement in the database by entering the data of the applicant, defining the measurement method and the assignment of the measuring laboratory. The measurement results are entered in the database and after validation released. Now the official organisation continues by defining mitigation measures (if appropriate), exporting the results and associated data, and finishes by sending the report to the applicant. The technical basis for the radon database is a web-based solution where the access is given via a web portal. The data from the Austrian National Radon Project (ÖNRAP) will be migrated into the new radon database. With the recorded data the Austrian radon potential map will be up-dated on a regular basis and be made accessible for the public via the governmental radon website. Furthermore, the data are an important source of information for the government for monitoring the radon situation in Austria and for applying efficient measures.

Schlüsselwörter: *Radon, Datenbank*
Keywords: *radon, database*

1. Einleitung

Grundlage für die Entwicklung einer bundesweiten Radon-Datenbank bildet das Strahlenschutz-Gesetz (IVa. Teil „Schutz der Bevölkerung vor natürlichen radioaktiven Stoffen: Erhöhte Radonkonzentrationen in Wohnräumen“). Darin ist festgelegt, dass der Bundesminister für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (BMLFUW) alle verfügbaren Daten über die Radongaskonzentrationen in Wohnräumen sammelt, in einer zentralen Datenbank erfasst, entsprechendes Kartenmaterial erstellt und die Öffentlichkeit über die Gebiete mit erhöhter Radongaskonzentration informiert und Empfehlungen für die Reduzierung der Exposition erstellt. Weiters ist darin festgelegt, dass zu sämtlichen Informationen den Ländern ein geeigneter elektronischer Zugang ermöglicht werden muss.

Das BMLFUW erteilte der Österreichischen Fachstelle für Radon (angesiedelt im Kompetenzzentrum Radioökologie und Radon der AGES) den Auftrag zur Entwicklung und Implementierung der Radon-Datenbank entsprechend dem heutigen technischen Standard. Die Projektleitung erfolgt durch die Fachstelle für Radon; Projektmitglieder sind Mitarbeiter der Abt. V/7 – Strahlenschutz des BMLFUW, der Universität Wien (Harry Friedmann), des Amtes der Oberösterreichischen Landesregierung (Heribert Kaineder) und der AGES aus den Bereichen IT und GIS.

Am Beginn des Projektes stand die Erarbeitung des Projektauftrages mit der Festlegung der inhaltlichen und strategischen Projektziele, der Projektorganisation und Verantwortungen u.ä. sowie der Planung von Ressourcen, Budget und Meilensteinen.

Das Kick-Off Meeting wurde in Form eines Workshops abgehalten. Um auf die Erfahrungen mit bundesweiten Radon-Datenbanken in der Schweiz und in Deutschland zurückgreifen zu können, wurden zu diesem Workshop fachkundige Vertreter (Martha Gruson, BAG und Joachim Kemski, Kemski & Partner) eingeladen und präsentierten die Schweizer bzw. Deutsche Radon-Datenbank. Anschließend begann das Projektteam mit der Erarbeitung der Sollprozesse und der Definition der Stammdaten. Diese Arbeiten resultierten in der Erstellung einer Anforderungsanalyse, deren Inhalt im nächsten Kapitel kurz dargestellt wird.

2. Anforderungsanalyse „Entwicklung und Implementierung einer bundesweiten Radon-Datenbank“

Die Anforderungsanalyse beinhaltet neben einer allgemeinen Beschreibung, einer IN/OUT Themenliste, der Festlegung der Akteure/Beteiligten und der Berechtigungen insbesondere die Use Cases[1] und Business Requirements[2].

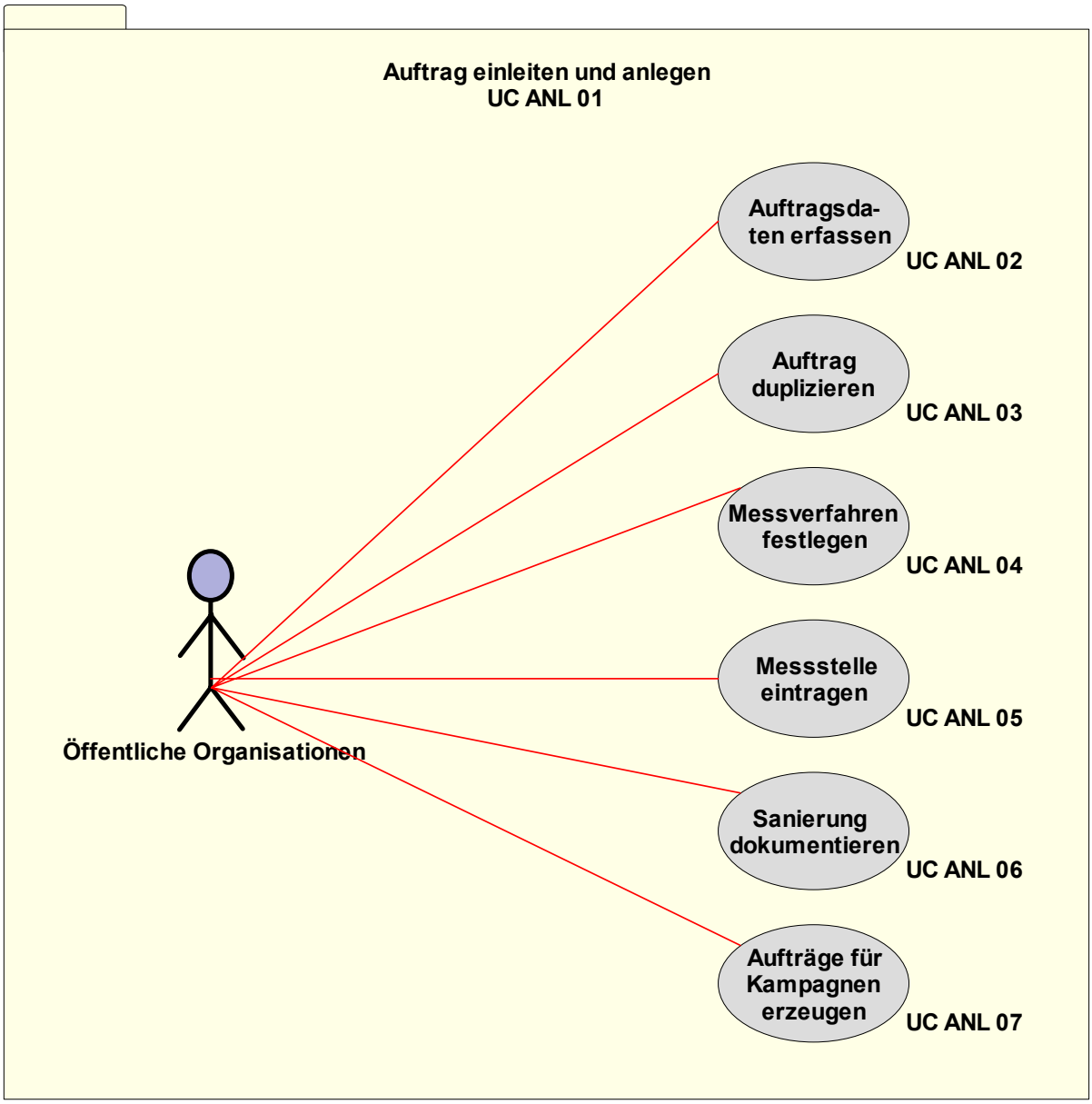
Im Folgenden werden mittels der Überblicks-Use Cases der Aufbau und die Prozesse (Arbeitsablauf) vereinfacht dargestellt.

[1] Ein Use Case definiert die Szenarien, die eintreten können, wenn einer oder mehrere Akteure versuchen, ein bestimmtes fachliches Ziel zu erreichen. Der Schwerpunkt liegt dabei auf der Fragestellung 'Was' passiert, nicht 'Wie' es passiert.

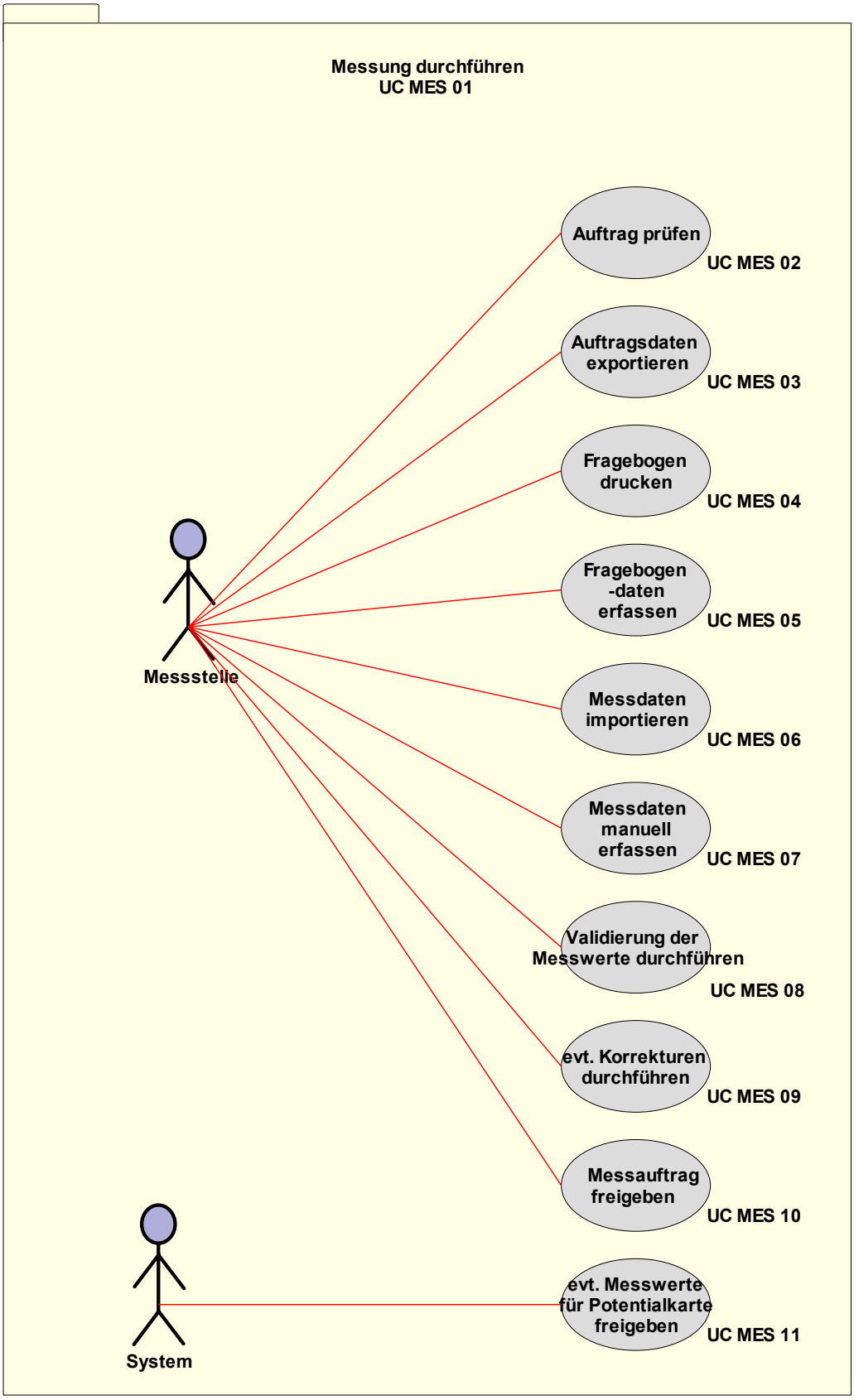
[2] In den Business Requirements sind die erforderlichen Parameter (z.B. die erforderlichen Gebäudedaten) genau definiert.

Die nächsten Schritte sind die Umsetzung, die Durchführung von System- und Anwendertests, die Implementierung der Radon-Datenbank sowie die Schulung der Anwender. Die Inbetriebnahme soll bis Ende 2010 erfolgen.

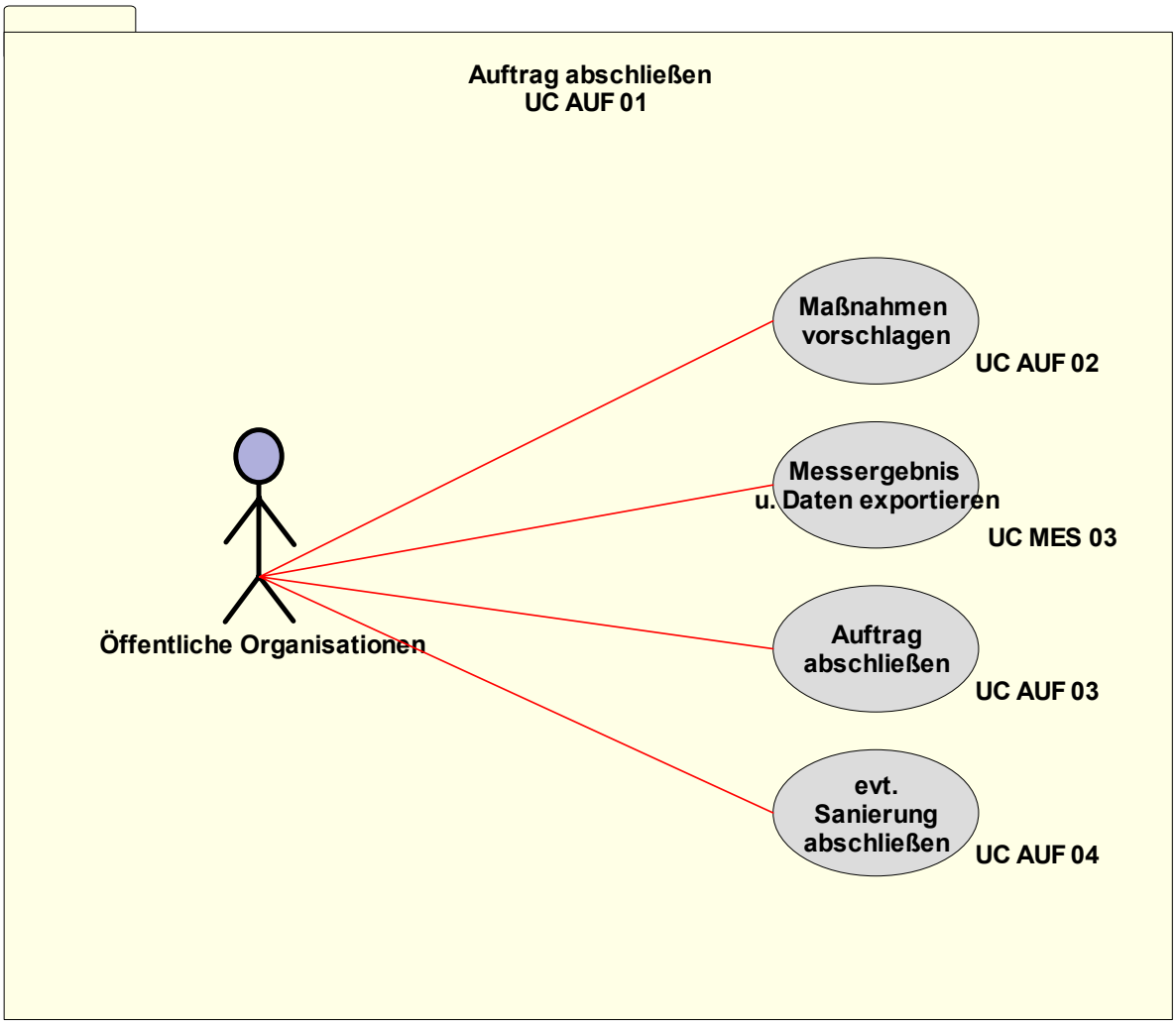
2.1 Auftrag einleiten und anlegen - Überblick



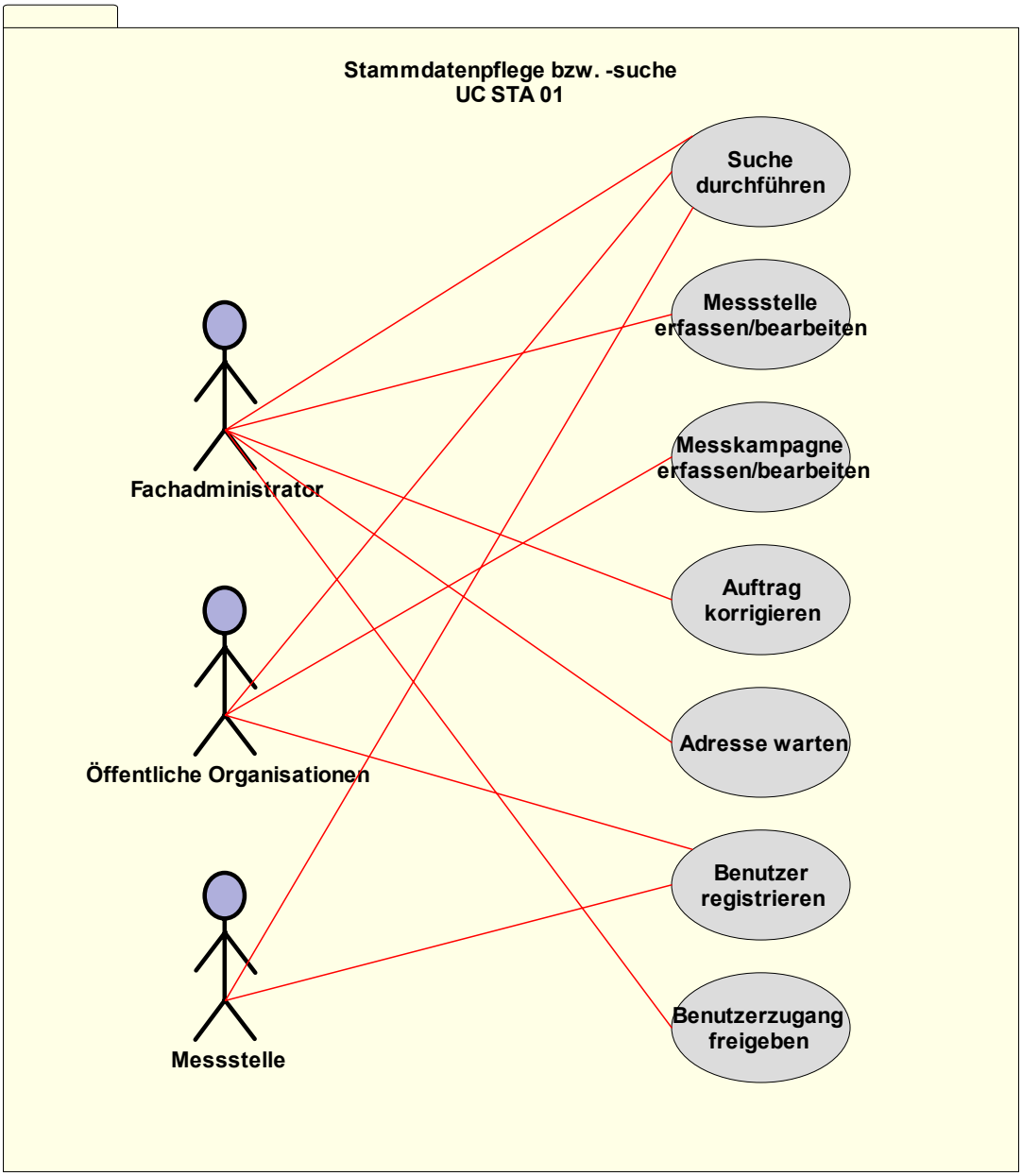
2.2 Messung durchführen - Überblick



2.3 Auftrag abschließen – Überblick



2.4 Stammdatenpflege bzw. -suche – Überblick



3. Danksagung

Besonderer Dank gilt Karin Hochstöger (AGES) für ihre gewissenhafte und verlässliche Arbeit bei der Erstellung der Anforderungsanalyse. Weiters sei Heribert Kaineder (Land OÖ.), Harry Friedmann (Universität Wien), Birgit Widner (BMLFUW), Markus Daurer (AGES) und Willi Berg (AGES) herzlich für ihre intensive Mitarbeit in den Sitzungen gedankt.

NATÜRLICHE RADIOAKTIVITÄT IN RÜCKSTÄNDEN AUS DER TRINKWASSERAUFBEREITUNG

NATURALLY OCCURING RADIOACTIVITY IN RESIDUES OF DRINKING WATER TREATMENT

Ch. Vornehm[1)], R. Mallick[2)]

[1)]Bayerisches Landesamt für Umwelt, Augsburg, Deutschland
[2)]Bayerisches Staatsministerium für Umwelt und Gesundheit, München, Deutschland

Zusammenfassung
Im Rahmen eines Forschungsprojektes wurden rund 500 Rückstände aus der Trinkwasseraufbereitung aus ca. 400 bayerischen Wasserversorgungs-Unternehmen auf natürliche Radioaktivität untersucht und die effektive Dosis für Beschäftigte abgeschätzt. Die Ergebnisse zeigen, dass erhöhte Aktivitäten, insbesondere von Radium-226, in den Rückständen auftreten. Die Dosis beim Umgang mit den Materialien, die vorwiegend aus der Filterrückspülung stammen, liegt jedoch für alle Rückstände unterhalb des Richtwertes von 1 mSv/a, der in Anlehnung an § 97 der Strahlenschutzverordnung angewendet werden kann. Im Rahmen des Projektes wurden auch die Mengen und Entsorgungswege der Rückstände erfasst sowie Zusammenhänge von erhöhten Gehalten an natürlichen Radionukliden in den Rückständen und den geologischen sowie hydrochemischen Verhältnissen des Wassergewinnungsgebietes aufgezeigt.

Summary
In the course of a research project about 500 residues of drinking water treatment from approx. 400 water supply companies in Bavaria were investigated on naturally occurring radioactivity. For each residue the effective dose for workers was evaluated for each residue. The results show that increased activities, particularly of Radium-226, can be found in the material. The dose due to the exposure to the residues, which mostly result from the backwashing of filters, is below the reference value of 1 mSv/a, which can be used according to § 97 of the German radiation protection standard. During the project the quantity of residues in Bavaria and the ways of their disposal were evaluated. In addition the relation between the amount of natural radioisotopes in the residues and the geological and hydrochemical conditions of the water catchment area was pointed out.

Schlüsselwörter: *Natürliche Radioaktivität, NORM, Trinkwasser-Aufbereitung, Rückstände*
Keywords: *Natural radioactivity, NORM, drinking water treatment, residues*

1. Einleitung

Rückstände aus der Trinkwasseraufbereitung können erhöhte Gehalte an natürlich auftretenden Radionukliden aufweisen [1] und werden deshalb als sog. NORM (Naturally Occuring Radioactive Material) bezeichnet. Insbesondere bei der Entfernung von Eisen durch Oxidation und Fällung können Radionuklide der Zerfallsreihen U-238, U-235 und Th-232 mit gefällt werden. Durch die Handhabung der Rückstände bei der Entsorgung können vor allem Beschäftigte einer erhöhten Dosis durch natürliche radioaktive Strahlung ausgesetzt sein. Im Rahmen eines Forschungsprojektes des Bayerischen Landesamtes für Umwelt (BayLfU)

wurden deshalb von 2004 bis 2008 insgesamt 495 Rückstände aus 393 Bayerischen Wasserversorgungs-Unternehmen (WVU) untersucht, um die Relevanz der Materialien für den Strahlenschutz in Bayern zu überprüfen [2, 3]. Dabei wurde auch das Vorkommen von erhöhten Radionuklidgehalten hinsichtlich bestimmter Aufbereitungsarten und der geologischen sowie wasserchemischen Gegebenheiten untersucht.

2. Untersuchungsumfang und Probenahme

Die Struktur der Wasserversorgung in Bayern ist dezentral und kleinräumig organisiert. Von den rund 2.500 WVU in Bayern haben nur ca. 700 WVU eine Trinkwasser-Aufbereitungsanlage, wovon 393 mindestens einen Rückstand für das Projekt zur Verfügung gestellt haben. Bei ca. 300 WVU war eine Probenahme während der Laufzeit des Projektes nicht möglich.

Bei den Aufbereitungssystemen handelt es sich meist um Entsäuerungsanlagen oder um Enteisenungsanlagen, welche häufig mit einer Entmanganung und/oder Entarsenung gekoppelt sind. Andere Aufbereitungsarten (z. B. Ultrafiltration, Ionenaustausch, Denitrifikation, Entkarbonisierung und Aktivkohlefilter) sind von untergeordneter Bedeutung. Die untersuchten Rückstände stammen vorwiegend aus der Filterrückspülung (Rückspülschlämme) von Enteisenungs-/Entmanganungsanlagen sowie aus Anlagen zur chemischen Entsäuerung mit Kalkfiltern. Die Rückstands-Proben wurden meist von den Mitarbeitern der WVU entnommen und auf dem Postweg an das BayLfU gesendet, wo sie gammaspektrometrisch auf die Radionuklide der natürlichen Zerfallsreihen von U-238, U-235 und Th-232 analysiert wurden. Rückspülschlämme konnten in der Regel nur dort beprobt werden, wo ein Absetzbecken zur Sedimentation des Feststoffanteils vorhanden war. 21 Proben wurden direkt bei der Rückspülung in einem Gefäß aufgefangen und der Feststoffanteil nach Sedimentation weitgehend abgetrennt. Durch die geringe Menge an Feststoff sind die Fehler der Analysenwerte bei diesen Proben jedoch hoch. Begleitend zu jeder Probe wurde vom WVU ein Fragebogen ausgefüllt, der insbesondere Angaben zur Schlamm-Menge und zur Entsorgung enthielt, so dass für Bayern erstmals belastbare Angaben hierzu gemacht werden konnten.

3. Natürliche Radioaktivität in den Rückständen

In den untersuchten Schlämmen wurden vor allem die Radionuklide der Zerfallsreihen U-238 und Th-232 festgestellt, Radioisotope der Zerfallsreihe U-235 sind nur in sehr geringen Aktivitäten vorhanden. In den Rückständen befinden sich die Radionuklide der Zerfallsreihe Th-232 im radiochemischen Gleichgewicht, während die Radionuklide der Zerfallsreihe U-238 in unterschiedlichen Aktivitäten auftreten. In dieser Zerfallsreihe werden vor allem höhere Aktivitäten von Ra-226 und dessen Folgeprodukten festgestellt, was darauf hinweist, dass durch die Aufbereitung vorwiegend Radium aus dem Wasser entfernt und im Schlamm akkumuliert wird. Bei Ra-226 wurden der höchste Medianwert (0,45 Bq/g) und das absolute Maximum der Aktivitäten mit 45,6 Bq/g festgestellt (Tab. 1). Analog dazu sind auch die Aktivitäten von Ra-228 (im Gleichgewicht mit Ac-228) erhöht (Median 0,24 Bq/g, Maximum 22,7 Bq/g). Auch die Folgeprodukte dieser Radionuklide weisen höhere Aktivitäten auf (Median Th-228: 0,35 Bq/g, Median Pb-210: 0,21 Bq/g). Die Aktivitäten in den Schlämmen steigen mit der Dauer der Ablagerung im Absetzbecken an, da die Radionuklide so über viele Jahre hinweg akkumuliert und Folgeprodukte nachgebildet werden. Die großen Unterschiede zwischen Median- und Maximalwerten sowie das 95- und 99-Perzentil machen deutlich, dass hohe Aktivitäten nur in sehr wenigen Rückständen vorkommen.

Tab. 1: Aktivitätskonzentrationen in den Rückständen in Bq/g

NUKLID	Minimum	Median	95-Percentil	99-Percentil	Maximum
U-238 (ber. aus U-235)	0,001	0,04	0,93	4,2	4,7
Th-234	0,001	0,05	0,43	3,5	4,4
Pa-234m	0,014	0,20	2,13	5,4	5,6
U-234	0,004	0,04	4,14	4,3	4,3
Th-230	0,004	0,02	0,21	0,2	0,2
Ra-226	0,006	0,45	6,63	19,6	45,6
Pb-214	0,002	0,07	1,62	6,1	24,4
Bi-214	0,001	0,06	1,45	5,6	21,4
Pb-210	0,003	0,21	2,40	6,3	18,4
Ra-228 (über Ac-228)	0,001	0,24	3,79	13,3	22,7
Ac-228	0,001	0,24	3,78	13,3	22,7
Th-228	0,001	0,35	3,70	13,1	16,3
Ra-224	0,003	0,21	3,33	9,8	15,5
Pb-212	0,001	0,13	2,15	7,9	14,2
Bi-212	0,001	0,16	2,38	7,6	12,6

Die regionale Verteilung der Aktivitäsgehalte in den Rückständen zeigt, dass in bestimmten geologischen Einheiten und unter bestimmten hydrochemischen Voraussetzungen manche Radionuklide angereichert werden. Erhöhte Radionuklidgehalte treten insbesondere auf in:

- Tiefenwässern aus Keuper-Sandsteinen und Tertiären Sedimenten mit niedrigem Sauerstoffgehalt (< 2 mg/l) und/oder höheren pH-Werten (> 7,7 pH-Einheiten),
- Wässern aus Granitgebieten (Grundgebirge) mit erhöhten Radon-Konzentrationen (mehrere Hundert Bq/l),
- Wässern aus Granitgebieten (Grundgebirge) mit niedrigen pH-Werten (< 5,5 pH-Einheiten),
- Wässern aus quartären Sedimenten oder Zersatzzonen mit Moorbildungen (Moränengebiet oder Grundgebirge) und niedrigen Sauerstoffgehalten (< 2 mg/l).

In Rückständen, die aus der chemischen Entsäuerung von Wasser aus Granitgebieten stammen, ist insbesondere das langlebige Radon-Folgeprodukt Pb-210 angereichert. Die höchsten Radionuklidgehalte (v. a. Ra-226) werden in den Keuper-Sandsteinen angetroffen. Diese Sandsteine, die aus der Ablagerung von granitischem Material entstanden sind, weisen erhöhte Urangehalte auf. Das Wasser, das dort aus tieferen Schichten gewonnen wird, ist sauerstoffarm und eisenhaltig. Bei der Fällung des Eisens durch Oxidation wird das Radium als Folgeprodukt des Urans mit gefällt und im Schlamm akkumuliert. Auch in anderen Regionen mit Enteisenungsanlagen treten erhöhte Radiumgehalte in den Rückständen auf.

4. Rückstandsmengen und Entsorgungswege in Bayern

In den 400 Wasserversorgungs-Anlagen, von denen Angaben zu Menge und Entsorgung von Rückständen zur Verfügung stehen, werden jährlich ca. 18.300 m^3 Nassschlamm produziert. Davon fallen 16.200 m^3/a in nur zwei großen WVU an, so dass für die restlichen WVU noch 2.100 m^3/a verbleiben. Der Nassschlamm besteht zu ca. 50 % aus Wasser und muss nicht in allen Fällen vor der Entsorgung entwässert werden. Die Entsorgung findet in sehr unter-

schiedlichen Zeitabständen von einigen Tagen bis zu über 10 Jahren statt. Im Mittel werden die Schlämme alle 6 Jahre entsorgt. Die Schlamm-Mengen, die in den einzelnen Aufbereitungsanlagen bezogen auf die geförderte Wassermenge anfallen, sind sehr unterschiedlich (von wenigen Gramm bis 18.000 g pro Jahr). Der Median liegt bei 7 g Schlamm pro aufbereitetem m^3 Wasser. Größere Mengen fallen vor allem bei der biologischen Nitratentfernung (Maximum von 18.000 g/m^3) und der Entkarbonisierung (450 g/m^3) an. Wegen des ausgespülten Kalkmaterials liegt auch die Rückstands-Menge bei der chemischen Entsäuerung über Kalkfilter über dem Medianwert (15 g/m^3). Die Schlamm-Menge bei Enteisenungsanlagen liegt bei 7 g/m^3 [3].

Nach Angaben der WVU werden die meisten Schlämme (insgesamt 35 %) auf Deponien verbracht (Abb. 1), 29 % der Rückstände werden durch spezialisierte Entsorgungsfirmen einer Deponierung, Verwertung oder Aufbereitung zugeführt. Der genaue Entsorgungsweg ist dann meist nicht bekannt, da die Rückstände häufig mit ähnlichem Material gemischt und gemeinsam entsorgt werden. Ein weiterer großer Anteil (25 %) wird als Nassschlamm in die kommunale Kläranlage eingebracht. Geringe Anteile an Rückständen werden auf land- oder forstwirtschaftlichen Nutzflächen ausgebracht (5 %), ca. 1 % wird einer Verwertung zugeführt (v. a. thermische Verwertung). Bei 9 % der untersuchten Rückstände konnten derzeit keine Angaben zum Entsorgungsweg gemacht werden. Für die prozentuale Auswertung wurden die sehr hohen Rückstands-Mengen von den zwei großen WVU ausgenommen, da sie das prozentuale Bild verzerren. Von diesen werden 15.000 m^3/a in der Kläranlage entsorgt und 1.200 m^3/a kalkhaltige Rückstände aus der Entkarbonisierung als Zuschlagstoff in der Papierindustrie verwertet. Die Entsorgungswege sind in der Regel aufgrund der chemischen Zusammensetzung der Rückstände (organischer Anteil, Metallgehalte, etc.) durch die abfallrechtlichen Bestimmungen vorgegeben.

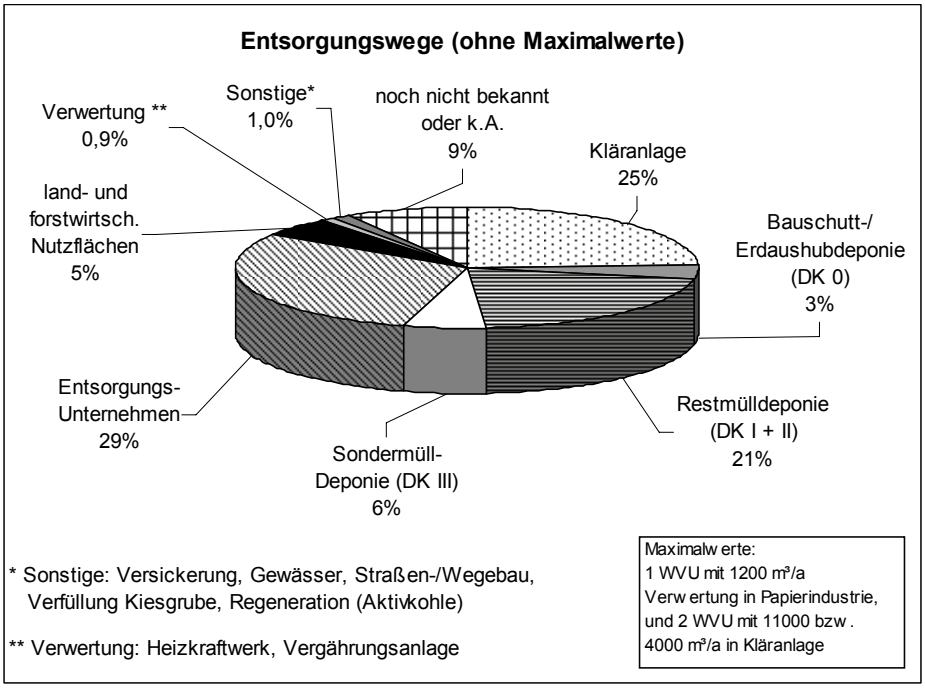


Abb. 1: Entsorgungswege der Rückstände aus der Trinkwasseraufbereitung

5. Abschätzung von Exposition und Dosis der Beschäftigten

Für Arbeiten mit Materialien aus der Trinkwasseraufbereitung gibt es in der deutschen Strahlenschutzverordnung (StrlSchV [4]) keine Angaben zur einzuhaltenden Dosis. Sie fallen nicht unter § 97 StrlSchV („überwachungsbedürftige Rückstände"), da sie nicht in der dazugehörigen „Positivliste" (Anlage XII Teil A) aufgeführt sind. Durch § 102 StrlSchV („Überwachung sonstiger Materialien") hat die Vollzugsbehörde jedoch die Möglichkeit, auch für Materialien, die nicht Rückstände im Sinne von § 97 sind, Strahlenschutz-Maßnahmen anzuordnen, sofern die Strahlenexposition von Einzelpersonen der Bevölkerung und der Beschäftigten „erheblich erhöht" ist. Als „erheblich erhöht" wird in Anlehnung an § 97 eine effektive Jahresdosis von 1 mSv angesehen. Mit Hilfe der ermittelten Aktivitätskonzentrationen wurde an den untersuchten Rückständen eine Dosisabschätzung in Anlehnung an die „Berechnungsgrundlage Bergbau" [5] durchgeführt. Die berechnete effektive Dosis setzt sich zusammen aus der Summe der direkten Dosis durch äußere Gammastrahlung und der Dosis durch Inhalation und Ingestion. Da das Material in der Regel nass entsorgt wird, kann die Dosis durch Inhalation zwar vernachlässigt werden. Für eine konservative Abschätzung wurde sie jedoch mit einbezogen. Es wurden Berechnungen mit zwei verschiedenen Staubkonzentration (0,01 und 0,003 g/m^3) durchgeführt.

Für die Abschätzung der effektiven Dosis wurden vier Szenarien der Exposition für Beschäftigte angenommen. Berechnet wurde je eine Dosis für den Wasserwart (Expositionszeit 20 h/a), für einen LkW-Fahrer (3 h/a) sowie für einen Deponie-Arbeiter (8 h/a). Zusätzlich wurde als konservative Annahme die effektive Dosis für eine Expositionszeit von 100 h/a berechnet. Durch die kontrollierte Entsorgung der Rückstände nach den Vorgaben des Abfallrechts ist die Exposition von Personen der Allgemeinbevölkerung für dieses Material nicht relevant. Die Dosis-Abschätzungen haben ergeben, dass eine effektive Dosis von 1 mSv/a selbst beim konservativen Ansatz mit einer Expositionszeit von 100 h/a und einer angenommenen Staubkonzentration von 0,01 g/m^3 bei keinem der untersuchten Rückstände überschritten wird (Abb. 2). Der maximale Wert der effektiven Dosis, der im Rahmen der Untersuchungen berechnet wurde, beträgt 0,65 mSv/a, der Median liegt bei 0,02 mSv/a. Bei 99 % der Rückstände wird eine effektive Dosis von 0,48 mSv/a unterschritten, 95 % unterschreiten eine Dosis von 0,13 mSv/a. Es treten also – wie bei den Aktivitätskonzentrationen – nur bei sehr wenigen Schlämmen höhere Dosiswerte auf. Auch bei Wasserversorgern, die mehrere Schlämme pro Jahr zu entsorgen haben, wurde keine Überschreitung von 1 mSv/a festgestellt.

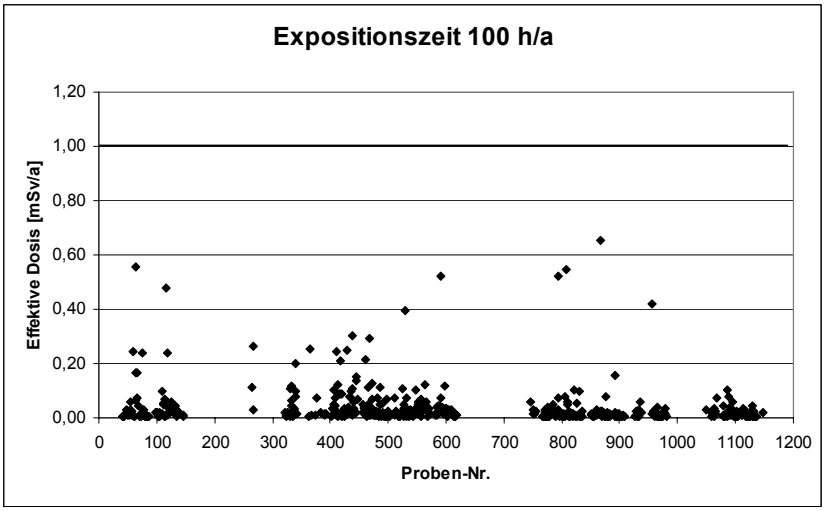


Abb. 2: Effektive Dosis der untersuchten Proben bei einer Expositionszeit von 100 h/a

6. Empfehlungen aus Sicht des Strahlenschutzes

Da durch den Umgang mit den Rückständen in keinem Fall der Richtwert von 1 mSv/a erreicht oder überschritten wird, handelt es sich hier nicht um überwachungsbedürftige radioaktive Stoffe im Sinne des Atomgesetzes [6]. Unabhängig davon wird jedoch die in § 94 StrlSchV festgelegte Dosisreduzierung empfohlen. Es sollten deshalb bei Schlämmen mit erhöhten Aktivitätskonzentrationen allgemeine Arbeitsschutz-Maßnahmen eingehalten und eine Aufnahme des Materials durch Inhaltaion oder Ingestion vermieden werden. Auf eine Verringerung der Aufenthaltszeit mit dem Material sowie eine Vermeidung von Verschleppung soll geachtet werden. Durch die abfallrechtlichen Vorgaben, die in jedem Fall gesondert zu berücksichtigen sind, ist der Entsorgungsweg meist bereits festgelegt. Aus Strahlenschutz-Gründen sollen Materialien mit erhöhten Radionuklidgehalten jedoch nicht in der Land- und Forstwirtschaft entsorgt werden. Bei einer Deponierung solcher Rückstände ist auf eine gute Basisabdichtung zu achten (DK I bis III). Bei der Entsorgung von mehreren Rückständen pro Jahr durch eine Person soll eine Aufenthaltszeit von 2 Stunden pro Arbeitswoche (entspricht 100 h/a) nicht überschritten werden.

Den Wasserversorgern, bei denen Rückstände mit erhöhten Radionuklidgehalten anfallen, werden Empfehlungen zur Dosisreduzierung und zur Entsorgung an die Hand gegeben [3]. Sie wurden außerdem gebeten, das BayLfU vor einer Entsorgung des Materials zu informieren, damit Messungen vor Ort (insbes. der Ortsdosisleistung) für genauere Dosisberechnungen durchgeführt werden können. Insgesamt wurden durch das Projekt ein umfassender Überblick über das Vorkommen von natürlichen Radionukliden in Rückständen aus der Trinkwasseraufbereitung in Bayern und eine Sensibilisierung der Beschäftigten für das Thema erreicht. Die Dosisberechnungen haben gezeigt, dass durch das Material keine erheblich erhöhte Strahlenexposition zu erwarten ist.

7. Literaturverzeichnis

[1] Haberer, K.: Natürliche Radionuklide im Trinkwasser. DBGW-Schriftenreihe Wasser Nr. 72, Eschborn, 1992.

[2] Mallick, R.: Ermittlung von Arbeitsfeldern mit erhöhten Expositionen durch natürliche Radioisotope und von überwachungsbedürftigen Rückständen – Rückstände aus der Trinkwasseraufbereitung (Teil I). Bayerisches Landesamt für Umwelt, Augsburg, 2006. http://www.bestellen.bayern.de/shoplink/lfu_stra_00012.htm

[3] Vornehm, Ch.: Natürliche Radionuklide in Rückständen aus der Trinkwasseraufbereitung (Teil II). Bayerisches Landesamt für Umwelt, UmweltSpezial, Augsburg, 2009. http://www.bestellen.bayern.de/shoplink/lfu_stra_00013.htm

[4] Verordnung über den Schutz vor Schäden durch ionisierende Strahlen (Strahlenschutzverordnung – StrlSchV) vom 20. Juli 2001, zuletzt geändert am 1. September 2005.

[5] Berechnungsgrundlagen zur Ermittlung der Strahlenexposition infolge bergbaubedingter Umweltradioaktivität (Berechnungsgrundlagen – Bergbau), Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Berlin, 1999.

[6] Gesetz über die friedliche Verwendung der Kernenergie und den Schutz gegen ihre Gefahren (Atomgesetz – AtG). In der Fassung der Bekanntmachung vom 15. Juli 1985, zuletzt geändert am 31.Oktober 2006.

NATÜRLICHE RADIONUKLIDE IN ÖSTERREICHISCHEN MINERALWÄSSERN

NAURAL RADIONUCLIDES IN AUSTRIAN MINERAL WATERS

G. Wallner
Institut für Anorganische Chemie der Universität Wien

Zusammenfassung
Aus den Konzentrationen der natürlichen Radionuklide ^{226}Ra, ^{228}Ra, ^{210}Pb, ^{210}Po sowie ^{238}U und ^{234}U in österreichischen Mineralwässern wird die daraus resultierende Belastung für die Verbraucher ermittelt. Dabei werden die Radium-Isotopen (zusammen mit ^{210}Pb), ^{210}Po und die Uran-Isotopen sukzessive aus der Probe abgetrennt und mittels LSC bzw. α-Spektroskopie gemessen.
The activity concentrations of ^{226}Ra, ^{228}Ra, ^{210}Pb, ^{210}Po as well as ^{238}U and ^{234}U in Austrian mineral waters were measured and the doses to the public were calculated. Radium isotopes (and ^{210}Pb), ^{210}Po and uranium isotopes are isolated from the sample and measured by LSC and α-spectroscopy.

1. Problemstellung und Methoden

Im Zusammenhang mit der internationalen Diskussion über Grenzwerte für die Trinkwasserkonzentrationen soll ein Überblick über die Uran- und Radiumgehalte in Mineralwässern, die in Österreich im Handel erhältlich sind, gewonnen werden. Weiters werden auch Pb-210 und Po-210 bestimmt, da diese Nuklide aufgrund ihrer hohen Dosisfaktoren einen bedeutenden Beitrag zur Gesamtdosis liefern können.
Alle erwähnten Nuklide sollen in ein- und derselben Probe bestimmt werden. Um die für diese Untersuchungen benötigte Probenmenge gering zu halten (max. 1,5 l) wird eine Methode verwendet, die es ermöglicht, Ra(+Pb)-, Po- und Uran-Isotope nacheinander aus derselben Probe zu isolieren[1, 2, 3]. Dabei werden zuerst die Radiumisotope abgetrennt (durch Mitfällung an $BaSO_4$ bzw. Abfiltrieren durch ein elementspezifisches „Filter“) und mittels Flüssigszintillationsspektroskopie gemessen. Ist das Wasser nicht übermäßig mineralstoffreich wird bei diesem Schritt auch Pb-210 miterfasst; bei hohen Mineralstoffkonzentrationen, wie sie in Mineralwässern immer wieder vorkommen, muss das Pb-210 allerdings separat abgetrennt und gemessen werden. Nach Zugabe einer definierten Menge an Po-208 werden die Po-Isotope durch Spontandeposition auf ein Cu-Plättchen abgeschieden und α-spektrometrisch gemessen. Die Uranisotope (inkl. Spike U-232) werden über einen Anionenaustauscher abgetrennt und nach Mikropräzipitation mit Neodymflourid ebenfalls α-spektrometrisch erfasst. Die mittlerweilen vorliegenden Ergebnisse werden vorgestellt und interpretiert.

2. Literatur

[1] Schönhofer, F., Wallner, G. (2001) Very rapid determination of Ra-226, Ra-228 and Pb-210 by selective adsorption and liquid scintillation counting. Radioactivity and Radiochemistry 12(2), 33-38.

[2] Wallner, G. (2002) Determination of Ra-228, Ra-226 and Pb-210 in drinking water using scintillation counting. In: Int. Conf. on Advances in Liquid Scintillation Spectrometry 2001 (Karlsruhe, Germany), eds.: S. Möbius, J.E. Noakes, F. Schönhofer, Radiocarbon, Tucson 2002, 269-274.

[3] Gabriele Wallner, Gerlinde Steininger (2007). Radium isotopes and radon-222 in Austrian drinking waters. Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry 274(3), 511-516.

RADON IN OBERÖSTERREICHISCHEN AMTSGEBÄUDEN

RADON IN TOWN HALLS OF UPPER AUSTRIA

Heribert Kaineder[1)], Wolfgang Ringer[2)], Sigrid Sperker[1)], Richard Koschuch[2)], Martin Waslmeier[1)], Roland Powolny[1)], Markus Bernreiter[2)]

[1)]Umweltschutz, Amt der oberösterreichischen Landesregierung
[2)]Kompetenzzentrum Radioökologie und Radon, Österreichische Agentur für Gesundheit und Ernährungssicherheit GmbH

Diesen Beitrag finden Sie aus drucktechnischen Gründen wegen verspäteter Einsendung im Kapitel „Nachträge“ am Ende dieses Tagungsbandes.

NATÜRLICHE RADIOAKTIVIVITÄT IN ROHSTOFFEN FÜR INDUSTRIELLE FERTIGUNG - STRAHLENBELASTUNG BEI UMGANG, LAGERUNG UND ABFALLHALTUNG

Peter Brunner
Institut für Analytische Chemie und Radiochemie, Universität Innsbruck

Zusammenfassung
Bei der Verarbeitung von Rohstoffen, die natürliche radioaktive Isotope (also z.B. U-238, Th-232 oder K-40) enthalten, zu industriellen Produkten, wie Glas, Schleifmittel, Schweißelektroden etc. kommt es in den Produkten aber auch in gewissen Industrieabfällen (z.B. Schleifscheibenabfälle) immer wieder zu Konzentrationen an natürlich vorkommenden radioaktiven Stoffen, die zwar keineswegs den höchsten möglichen natürlich aufscheinenden Konzentrationen entsprechen, aber doch deutlich messtechnisch erfassbar sind und manchmal zu Irritationen von Verwendern und Öffentlichkeit führen können. Diese Radioaktivität kann als Matrixbestandteil oder Zusatzstoff bewusst oder unbewusst eingebracht werden.
Zur Beurteilung der Strahlenbelastung wird § 36j StrSchG in Verbindung mit § 2 NatStrV herangezogen. Gemäß § 2 (1) Z. 2. lit. e) NatStrV gilt die Verordnung für Verarbeitungsbetriebe, welche industrielle oder gewerbliche Verwendung von Materialien mit hohem natürlichem Uran- oder Thoriumgehalt, beispielsweise als Abrasiv beim Hochdruckflüssigkeitsschneiden und Sandstrahlen zum Ziel haben, mit Ausnahme jener Betriebe, bei denen die im Betrieb vorhandenen Materialmengen zu keinem Zeitpunkt 1500 Kilogramm überschreiten.
Gemäß § 2 (2) Z 3. lit. f) NatStrV gilt die Verordnung weiters für Arbeitsbereiche, bei denen Rückstände mit erhöhtem Gehalt an Uran und Thorium und deren Zerfallsprodukten in Form von Schlämmen, Stäuben, Schlacken, Aschen etc. anfallen wie die industrielle oder gewerbliche Verwendung von thoriumhaltigen Produkten und von Materialien mit hohem natürlichem Uran- oder Thoriumgehalt.
Zitat: Ferner unterliegen Materialien ... dem Geltungsbereich dieser Verordnung, wenn die zuständige Behörde im jeweiligen Einzelfall feststellt, dass infolge von Arbeiten mit Strahlenquellen, die nicht den Arbeitsbereichen gemäß Absatz 1 zugerechnet werden können, die Exposition von Einzelpersonen der Bevölkerung erheblich erhöht ist.
Es werden die Isotope der Uran-Radium-Zerfallsreihe, die Isotope der Thorium-Actinium-Zerfallsreihe und primordiales Kalium-40 gammaspektrometrisch untersucht. Typisches Gammaspektren von Uran und Thoriumhaltigen Materialien werden im Vergleich zum Leerwertspektrum gezeigt. Das Gammaspektrometer ist ein HPGe – Detektor (High purity Germanium Halbleiterdetektor) von ca. 100 cm³ Volumen und etwa 30% relativer Efficiency in einer industriellen Bleiabschirmung mit 10 cm Dicke und innerer Kupferauskleidung.
Die Hardware und Software (GENIE 2000) ist ein Produkt der Firma CANBERRA PACKARD (2000). Die Messgeometrie ist zylinderförmig ca. 500 mL. Die volums- und gewichtsabhängige Kalibrierung erfolgt mit einem Multilinienstandard der Fa. AMERSHAM (QBYC 41, mit den Isotopen Co-57, Ba-133, Y-88, Cs-137 im Energiebereich von 122 bis 1836 keV).
Ein Ringversuch gemäß §12b MEG (Eichamt/ARCS/ARSENAL Wien) erfolgte 2007.
§ 5 (4) NatStrV normiert, dass wenn in Materialien oder Rückständen aus Arbeitsbereichen gemäß § 2 (1) Z. 2 und 3 leg cit ***die höchste Aktivitätskonzentration von jedem Radionuklid der Zerfallsreihen von Uran und Thorium kleiner als 1 Bq/g*** *ist, ist davon auszugehen ist, dass die effektive Dosis bei beruflicher Strahlenexposition 1 mSv pro Jahr und für Einzelpersonen der Bevölkerung 0,3 mSv pro Jahr nicht übersteigt, sodass hieraus folgt, dass bei Verwendung*

entsprechender Materialien die NatStrV anzuwenden ist. Die zu berichtenden Messwerte liegen z.B. zwischen 0 und fast 10 Bq/g U-238. Messwerte für Th-232 und K-40 werden ebenfalls vorgestellt.

RADON, SEINE VORFAHREN UND NACHKOMMEN - EVOLUTIONSPHYSIKALISCHE BETRACHTUNGEN

RADON, ITS ANCESTORS AND DESCENDANTS - ON THE EVOLUTION OF CONCEPTS ON RADIOACTIVITY

Henning von Philipsborn, Radiometrisches Seminar, Universität, D-9053 Regensburg
Rudolf Geipel, D-93128 Regenstauf

Zusammenfassung
Radon hat - unter allen Radionukliden, natürlichen und künstlichen - einzigartige Eigenschaften. Es vermittelt paradigmatisch zwei Prinzipien der Evolution physikalischer Erkenntnisse vom Komplexen zum Einfachen und vom Einfachen zum Komplexen, die in der Frühzeit der Erforschung der Radioaktivität wirkten. Die beiden Prinzipien sind: 1. Das Prinzip einer Abtrennung, Sammlung und Konzentrierung eines Einfachen aus einem Komplexen. 2. Das Prinzip einer spontanen Regeneration eines Komplexen aus einem Einfachen. Das Philion Experimentier-Set vermittelt spielerisch diese Prinzipien und vieles mehr von Radioaktivität /Kernphysik in Schulen. Es ist in verbesserter Ausführung erhältlich.

Summary
Radon has - among all radionuclides, natural and artificial ones - unique properties. Radon represents paradigmatically two principles in the evolution of physical concepts from complexity to simplicity and from simplicity to complexity, which were active in the early years of radioactivity research. The two principles are: 1. The principle of a separation, collection and concentration of a simple component from a complex matrix. 2. The principle of a spontaneous regeneration of a complex matrix from a simple component. The Philion Experimental-Set presents playfully these principles and much more of radioactivity/nuclear physics in schools. It is now available in a new, improved version.

Schlüsselwörter: *Radon, Epistemologie, Philion Experimentier-Set*
Keywords: *Radon, epistemology, Philion Experimental-Set*

1. Einleitung

Evolutionsphysikalisch mögen - in Analogie zur Evolutionsbiologie - Betrachtungen genannt werden, welche diese Frage beantworten: Gibt es Prinzipien, nach welchen die Evolution von Erkenntnissen in einem Teilgebiet der Physik verlaufen ist? Eine spezielle Evolution physikalischer Erkenntnisse geschah bei der Erforschung der Gruppe von Objekten und Phänomenen, die sich ihrerseits - fast wie biologische Spezies - vom Einfachen zum Komplexen und vom Komplexen zum Einfachen selbsttätig zeitlich verändern. Leicht zugängliche und heute leicht studierbare Objekte und Phänomene mit den genannten Eigenschaften bietet uns die Natur mit den radioaktiven Zerfallsreihen von Uran-238 und Thorium-232. Unser Teilgebiet der Physik ist die Radioaktivität im ersten Jahrzehnt nach ihrer Entdeckung durch Henri Becquerel.

Die beiden Zerfallsreihen mit jeweils 8 verschiedenen Elementen und jeweils 15 bzw. 12 verschiedenen Radionukliden können als eine Großfamilie betrachtet werden. Zusammengenommen sind es 11 Elemente der Ordnungszahlen 92 bis 81 und von diesen 27

Radionuklide der Massenzahlen 238 bis 208. Je nach physikalischen und chemischen Bedingungen liegen in der Natur gleichzeitig mehrere Mitglieder verschiedener Generationen vor und deren Anteile verändern sich zeitlich. Die einzelnen Familienmitglieder (Radionuklide) besitzen zum Teil chemisch und physikalisch und stets radiometrisch unterschiedliche Eigenschaften.

Es sind Unterschiede der Eigenschaften der 27 Familienmitglieder, welche die Prinzipien liefern, nach denen die Evolution physikalischer Erkenntnisse in der Frühgeschichte der Radioaktivitätsforschung verlaufen ist. Die Schlüsselstellung nimmt Radon ein. Deshalb steht Radon an erster Stelle im Titel unserer evolutionsphysikalischen Betrachtungen.

2. Radon - einzigartig

Radon mit seinen kurzlebigen Nachkommen ist - physikalisch betrachtet - bezüglich aller Eigenschaften einzigartig günstig. Deshalb ist es erkenntnistheoretisch, historisch, aktuell, und didaktisch interessant. Den Satz von Alexander von Humboldt *"Kein zweites Mal hat die Natur eine solche Fülle der wertvollsten Nährstoffe auf kleinstem Raum zusammengedrängt, wie gerade bei der Kakaobohne"* möchte man variieren zum Satz: In keinem Element hat die Natur für Forscher, Lehrer und Schüler so viele Reize vereint, wie gerade im Radon.

Welches sind die Eigenschaften mit denen Radon einzigartig günstig ist? In welcher Weise bilden Unterschiede von Eigenschaften einzelner Familienmitglieder die Grundlage der Prinzipien der Evolution physikalischer Erkenntnisse vom Einfachen zum Komplexen und vom Komplexen zum Einfachen?

Chemisch unterscheiden sich 10 der in Rede stehenden Elemente untereinander und von weiteren nicht sehr stark. Deshalb erscheinen sie aus geochemischen und radiogenetischen Gründen in der Natur immer gemeinsam. Chemisch sind sie meist nur mühsam zu trennen. Bekannt ist die mühevollste und langwierigste Arbeit von Marie Curie zur chemischen Abtrennung von Radium (Ra-226) aus der Familie des Uran-238. Zur Gewinnung selbst kleinster Proben benötigte Marie Curie sehr große Mengen von Pechblende bzw. von Aufbereitungsrückständen der Uranfarbenfabrik im fernen St. Joachimsthal.

Radon (Rn-220) aus der Familie des Thorium-232 dagegen wurde Ernest Rutherford geschenkt - *"it must be dreadful not to have a laboratory to play around in"*. Als einziges Gas unter allen natürlich radioaktiven Elementen findet bei Radon eine selbsttätige physikalische Abtrennung aus einer komplexen Matrix statt. Zudem lässt es sich leicht sammeln und konzentrieren und benimmt sich höchst auffällig. Rutherford schreibt *"the radiation from thorium oxide was not constant, but varied in a most capricious manner"*. Zur Gewinnung untersuchungsfähiger Proben genügten ihm kleine Mengen von Verbindungen des Thoriums, wie sie überall zugänglich waren. Die Auer-Gasglühstrümpfe waren kurz vorher erfunden. Einen zweiten Vorteil hatte Rutherford gegenüber Curie. Bei Radium war eine zeitliche Änderung der Aktivität nicht beobachtbar, bei Radon dagegen ist sie höchst auffällig.

Rutherford nannte das von ihm 1899 entdeckte radioaktive Gas *Emanation* [1], ein Wort, das bis dahin philosophische, religiöse und juristische Bedeutungen hatte. In der neuplatonischen Philosophie von Plotin um 200 u. Z. bedeutet Emanation das Ausströmen aller Einzeldinge aus einem einheitlichen Urgrund. Der Vorschlag der drei Namen Radon, Thoron und Actinon für die Radon Isotope mit den Massenzahlen 222, 220 und 219 stammt von Curt Schmidt 1918 [2] und wurde 1923 international anerkannt [3].

Radiometrisch unterscheidet sich Radon von allen anderen Radionukliden, indem es - selbst ein Alphastrahler - in messtechnisch günstiger Halbwertszeit sich in Beta- /Gammastrahler umwandelt. Seine kurzlebigen Nachkommen, auch Zerfallsprodukte genannt, unterscheiden sich in ihrer Halbwertszeit signifikant. Es sei daran erinnert: in den ersten Jahrzehnten der Radioaktivitätsforschung gab es keine energiespektrometrische Unterscheidung verschiedener Radionuklide. Es gab nur Unterscheidungen aufgrund kleiner chemischer Unterschiede, aufgrund unterschiedlicher Absorption der Strahlung, aufgrund ihrer Fähigkeit, Gase zu ionisieren, und aufgrund ihrer Halbwertszeit. In ihrer Ionisierungsstärke unterscheiden sich Alpha-, Beta- und Gammastrahlung - ähnlich wie bei der Absorption - sehr deutlich, ungefähr wie 10.000 zu 100 zu 1. Die wichtigste Messmethode war der zeitliche Verlauf der "Elektrizitätszerstreuung" eines hoch empfindlichen Elektrometers.

Radon ist volatil, ubiquitär und ephemer - flüchtig, allgegenwärtig und vergänglich. Deshalb sind Radon, seine Vorfahren und Nachkommen auch didaktisch einzigartig. Deshalb sind sie die radioaktiven Quellen im Philion Experimentier-Set. Mit dem Set werden beide der genannten Prinzipien zur Gewinnung von Erkenntnissen vermittelt.

3. Zwei Prinzipien

Nun haben wir schon das Erste der Prinzipien erkannt, nach welchen die Evolution der Erkenntnisse zur Radioaktivität ablief. Es ist das Prinzip der Abtrennung einzelner einfacher Spezies (Radionuklide) aus einer komplexen Matrix aufgrund unterschiedlicher chemischer (so bei Radium) oder - viel einfacher - aufgrund physikalischer (so bei Radon) Eigenschaften. Zur Abtrennung gehört die Sammlung und Konzentrierung des Abgetrennten. Auch dafür ist Radon ganz einzigartig günstig veranlagt. Aus der Luft lassen sich seine kurzlebigen Nachkommen - wie Rutherford entdeckte - ganz einfach auf einem Draht, der an einer negativen Hochspannung liegt [4], sammeln oder das Gas an Aktivkohle adsorbieren [5].

Die Sammlung aus Luft und die Messung werden enorm vereinfacht, verstärkt und beschleunigt mit der Philion-Platte [6] aus Polystyrol. Diese wird durch kräftiges Reiben mit einem Holzbrettchen elektrostatisch hoch negativ. Den Nachweis der Allgegenwart von Radon in der atmosphärischen Luft verdanken wir Julius Elster und Hans Geitel. Aus Wasser werden die kurzlebigen Nachkommen - wie dem Schreibenden vergönnt war zu entdecken - unerwartet, doch quantitativ während einer Filtration am Glasfaserfilter adsorbiert [7, 8].

Welches ist das Zweite der gesuchten Prinzipien? Es ist die Neubildung von Radionukliden aus den abgetrennten und ihre Identifikation auch nebeneinander im Komplexen aufgrund radiometrischer Eigenschaften. Auch hierfür sind Radon und seine unmittelbaren Nachkommen hervorragend geeignet. Sie unterscheiden sich deutlich in Strahlenart und Halbwertszeit.

4. Erste Kontroverse um Radon

Das komplexe Verhalten radioaktiver Substanzen ist besonders auffällig bei dem was Marie Curie *radioactivité induite* und Ernest Rutherford *excited radioactivity* nannte und wir als Abscheidung (Plate-out) verblüffend einfach auf der Philion-Platte erhalten. Auch deshalb ist diese besonders reizvoll, weil sie einen Blick auf eine frühe Kontroverse vermittelt.

Marie Curie spricht in ihrer Publikation in Comptes Rendus de l'Académie des Sciences vom 6. November 1899 von einer erstaunlichen Beobachtung. In der Nähe von Radiumverbindungen werden beliebige andere Stoffe selbst radioaktiv. Sie nannte die Erscheinung *radioactivité induite* und fand, dass die Aktivität 2-3 Stunden nach ihrer Bildung nur noch ein Zehntel beträgt, d. h. die Halbwertszeit ist etwa 40 Minuten. Sie versuchte erfolglos die Radioaktivität mit Wasser abzuwaschen. Ihre mühevollen chemischen Arbeiten beanspruchten sie sehr stark und sie machte nur wenige Experimente und Messungen zur *radioactivité induite*. Curie hielt die induzierte Radioaktivität für eine Veränderung der Stoffe durch die Strahlung des Radiums, d.h. dass die Stoffe selbst im heutigen Sinne des Wortes aktiviert = strahlend würden, wie es durch Neutronen im Kernreaktor geschieht.

Ernest Rutherford spricht in seiner am 13. September 1899 vom fernen Montreal eingereichten und im Januar 1900 in Philosophical Magazine erschienenen Arbeit von Thoriumverbindungen, die eine radioaktive Emanation oder Gas abgeben, dessen Halbwertszeit nur etwa eine Minute beträgt. Die Emanation bewirkte auf benachbarten Körpern eine *excited radioactivity*, die sich auf elektrisch negativ geladenen Oberflächen konzentriert sammelt, und deren Halbwertszeit etwa 10 Stunden beträgt. Er konnte die *excited radioactivity* mit Säure abwaschen und fand die Aktivität nach Eindampfen im Rückstand wieder. Von Staub unterschied er die Emanation, indem er sie durch Glaswolle blies, sie blieb unverändert, Staub wäre zurückgehalten worden. Rutherford erklärte die erregte Radioaktivität richtig als Ergebnis der Emanation und als neuen Stoff auf der Oberfläche.

Bei der Untersuchung der Emanation und der "erregten Radioaktivität" erkannte Rutherford einen wesentlichen Unterschied in den graphischen Darstellungen des zeitlichen Abfalls der Aktivität. Für die Emanationen von Thorium und Radium besteht ein einfacher exponentieller Abfall. Für die "erregten Aktivitäten" ist der Abfall komplex, eine Überlagerung mehrerer, jeweils für sich einfacher Komponenten. Die gasförmigen Emanationen sind stofflich einfach, die festen Nachkommen stofflich komplex. Die mathematische Trennung der Komponenten aufgrund unterschiedlicher Halbwertszeiten ist viel einfacher als jede chemische Trennung.

Den kurzen Halbwertszeiten von Tagen bzw. Minuten für Radon und seine Nachkommen entsprechen bei einer Aktivitätskonzentration von z. B. 10 Bq nur unwägbar kleine Massen von 10^{-16} bis 10^{-19} g. Bei müheloser effizienter Abtrennung aus Wasser oder Luft ergeben sich höchste Anreicherungskoeffizienten. Der Zusammenhang zwischen der spezifischen Aktivität A_s [Bq g^{-1}] bezogen auf die Masse des reinen Radionuklids, der Halbwertszeit T [s], der Massenzahl M[g] und der Avogadro Konstante L = 6,02 10^{23} ist $A_s \cdot T \cdot M = \ln 2 \cdot L$.

Ein ausführlicher, narrativer Text zu "Radon, seine Vorkommen und Nachfahren" - historisch und aktuell, theoretisch und praktisch - mit einem dreisprachigen Reader ist in Arbeit.

5. Das Philion Experimentier-Set

Dem Unterricht zur Kernphysik/Radioaktivität dienen bisher Strahlerstifte mit künstlichen Radionukliden. Deren hohen Aktivitäten erfordern nach Strahlenschutzverordnung eine Umgangsgenehmigung, einen aktuellen Fachkunde-Nachweis für die Lehrer und eine wiederkehrende Dichtheitsprüfung für die Strahler. Das Philion Experimentier-Set dagegen verwendet nur gefahrlose, natürliche, genehmigungsfreie, fest umschlossene Strahlenquellen mit Aktivitäts-Zertifikat. Alle Teile befinden sich in einem ansprechenden Kästchen aus feinem Buchenholz mit praktischem Schiebedeckel, Außenmaße 26 x 16 x 12 cm^3.

Das neue. verbesserte Philion Exerimentier-Set enthält:

20 g HB-Erde in PET Rohr, zertifiziert ca. 500 Bq U-238sec.
1 Uranglasknopf, in Halterung, zertifiziert ca. 200 Bq U-238+.
20 Philion-Platten, Polystyrol, 7 x 13 x 0,1 cm^3.
2 Grundplatten und 2 x 4 Standstäbe.
1 Büchner-Trichter aus Porzellan.
25 g Aktivkohle körnig.
1 Polyethylen Flasche 70 mL.
25 g Kaliumchlorid ca. 400 Bq K-40.
1 Standhalter für Messgerät.
25 Stück gasdichte Klebfolie.
2 Proben-/Abstandsmasken 2 mm.
1 Wolframblech 60 x 60 x 0,1 mm^3.
1 Holzbrettchen zum Reiben.
25 Glasfaserfilter MN85/90, 55 mm.
10 Kohle-Compretten.
10 Wischtest-Läppchen.
1 Aussparung für ein Messgerät.
1 Standhalter für Knopfstrahler.
1 Nagel zum Abheben der Folie.
2 Proben-/Abstandsmasken 4 mm.
1 Al- und 1 Pb-Absorber 1 mm.

Das Philion-Set vermittelt experimentell und spielerisch Wissen und Verständnis zur Radioaktivität/Kernphysik als Grundlage für Diskussionen und Bewertungen. In innovativer Weise gewinnen Lehrer und Schüler Freude am selbstständigen Experimentieren mit einfachsten, auch selbst herstellbaren Vorrichtungen.

1. Mit KCl-Präparaten (31 Bq K-40 pro 1,9 g KCl) verschiedener Masse wird die Selbstabsorption gemessen und das empfohlene Messgerät kalibriert für Radonfolgeprodukte und Cs-137. Empfohlen wird ein Messgerät vom Typ "Inspector" mit Endfensterzählrohr, Durchmesser 45 mm, empfindlich für Alpha-, Beta-, Gammastrahlung.
2. Die Philion-Platte wird durch kräftiges Reiben mit einem Holzbrettchen elektrostatisch hoch negativ geladen, auf 4 Stäbchen gestellt und der Umgebungsluft exponiert. In wenigen Minuten konzentrieren sich die in etwa 1 m^3 normaler Umgebungsluft enthaltenen etwa 20 Bq Radonfolgeprodukte auf 20 cm^2. Die Aktivitäten mit Halbwertszeiten von 3, 27 und 20 min bewirken in einem Geiger-Müller-Zähler mit Endfenster von 45 mm Durchmesser etwa die zehnfache Zählrate des Nullwerts.
3. Aus 20 g natürlicher Erde mit etwa 500 Bq Uran im radioaktiven Gleichgewicht (Freigrenze 1.000 Bq U-238sec), wohl verschlossen in einem bruchsicheren Röhrchen, werden in etwa 50 mg körnige Aktivkohle bei längerer Exposition bis zu 230 Bq Rn-222 konzentriert, bei kürzerer Exposition weniger.
4. Ein Glasfaserfilter konzentriert quantitativ die Radonfolgeprodukte aus Quell- oder Regenwasser. Ähnlich verhält sich Radonol, das ist Radon in Ethanol, hergestellt mit einer mit Radon beladenen Kohle-Comprette.
5. Mit diesen ungefährlichen und handlichen Präparaten werden untersucht: Zählstatistik, unterschiedliche Absorption von Alpha, Beta- und Gammastrahlung, Halbwertszeiten der Aktivitäten, Elementumwandlung, Rückstreuung von Beta-Strahlung an Wolframblech, Kontamination und Dekontamination mittels Wischtest-Läppchen.
6. Mit einem perfekt montierten chrysoprasfarbenem Uranglasknopf von 19 mm Durchmesser und mit etwa 200 Bq U-238+ (Freigrenze 10.000 Bq U-238+) wird die Schwächung der Strahlung als Funktion von Abstand und Absorber gemessen. Die Ständer für Knopf, Absorber und Messgerät sind von einfachster Konstruktion. Konstruktionen und Lösungen so einfach wie möglich zu gestalten ist ein Prinzip der Physik, das es auch bei den instrumentellen Hilfsmitteln für die Experimente zu vermitteln gilt.
7. Eine erprobte Anleitungsschrift und eine CD mit vielen Bildern und Originaltexten gehören zum Set.

6. Rückblick und Ausblick

Die Schulexperimente mit einem ersten Experimentier-Set wurden 1998 auf der 30. Jahrestagung des Fachverbandes Strahlenschutz in Lindau [9] vorgestellt und 1999 auf internationalen Workshops in Athen und Saclay. In den Jahren 1999 und 2001 erhielten durch großzügige Sponsoren 50 Schulen Experimentier-Sets im Rahmen von zwei Kursen zur Lehrerfortbildung am Paul-Scherrer-Institut in Villigen und einem Kurs an einer Schule in Regensburg. Erwähnt sei noch, dass zwei der Schulexperimente in Verbindung mit einem kommerziellen Messgerät für Radon in Luft zu einem neuen, sehr einfachen Verfahren zur Qualitätssicherung von Messgeräten für Radon in Luft und in Wasser führten [10].

Das verbesserte Philion Experimentier-Set wurde im April 2009 in Regensburg in einem Workshop am 100. Bundeskongress des Deutschen Vereins zur Förderung des mathematischen und naturwissenschaftlichen Unterrichts (MNU) [11] vorgestellt. Das Set enthält nur natürliche Strahler unterhalb der Freigrenze. Deshalb benötigen Schulen für die im Lehrplan genannten Experimente nicht länger hochaktive Strahlerstifte. Es entfallen die Kosten für Fachkunde-Kurse und Dichtheitsprüfungen. Für das neue Set ist wieder ein Vertrieb mit Sponsoren im Rahmen von Kursen zur Lehrerfortbildung in Vorbereitung, Auskunft bei den Autoren. Deren Schrift "Radioaktivität und Strahlungsmessung" [12] ist vom Herausgeber kostenlos erhältlich.

7. Literaturverzeichnis

[1] Rutherford, E.: Radioactive Substances Emitted from Thorium Compounds. Phil. Mag. Jan. 1900, ser. 5, 49, pp. 1-14

[2] Schmidt, C.: Periodisches System und Genesis der Elemente. Z. Anorgan. Chemie 103 (1918), 79-118

[3] Report of the International Committee on Chemical Names. J. Am. Chem. Soc. 45 (1923) 867-874

[4] Rutherford, E.: Radioactivity Produced in Substances by the Action of Thorium Compounds. Phil. Mag. Febr. 1900, ser. 5, 49, pp. 161-192

[5] Rutherford, E.: Absorption of the Radio-active Emanations by Charcoal. Nature 74 (Oct. 25, 1906) 634

[6] von Philipsborn, H.; Hoffmann, C.: Messung von Radon-Folgeprodukten: ein einfaches Verfahren. StrahlenschutzPraxis 4/95, 56- 58

[7] von Philipsborn, H.: Schnellmessung von Radonfolgeprodukten (Radon) in Wasser. 28. Jahrestagung FS, Hannover 1996. TÜV Rheinland. S. 214-218

[8] von Philipsborn, H.: Efficient adsorption of waterborne short-lived radon decay products by glass fiber filters. Health Physics 72 (1997) 277-281

[9] von Philipsborn, H.; Geipel, R.; Just, G.: Optimiertes Sammeln, Speichern und Messen von Radon und Radonzerfallsprodukten Schulexperimente. 30. Jahrestagung FS, Hannover 1998. TÜV Rheinland. S. 441-446

[10] von Philipsborn, H.: Multimedia Analysis of Radon in 10 mL of Air for in-Laboratory Quality Assurance. Microchimica Acta 148 (2004) 215-220

[11] Geipel, R.; von Philipsborn, H.: Radioaktivität zum Anfassen - Das Philion-Experimentier-Set. 100. MNU Kongress Regensburg 2009, CD und im Druck

[12] von Philipsborn, H.; Geipel, R.: Radioaktivität und Strahlungsmessung. 244 + XI Seiten, 8. Auflage 2006. Herausgeber: Bayerisches Staatsministerium für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz

PROBLEME BEI DER ERSTELLUNG VON RADONKARTEN

PROBLEMS IN THE GENERATION OF RADON MAPS

H. Friedmann[1)], P. Bossew[2)]

[1)]Fakultät für Physik, Kernphysik, Universität Wien, Österreich
[2)]Privatgelehrter

Zusammenfassung
Vorgangsweisen und Zielsetzungen bei der Erstellung von Radonkarten können sehr unterschiedlich sein. Daher ist der Vergleich nationaler Radonkarten mit jenen angrenzender Länder schwierig. Da Bemühungen von Seiten der EU bestehen, einheitliche europäische Radonkarten zu erstellen, sollen Probleme der Vereinheitlichung als auch Fragen zu Unsicherheiten und deren Ursachen diskutiert werden.

Summary
Different countries have different approaches in Radon mapping. Therefore, a comparison beyond national borders is difficult. The EC initiated the creation of a European Radon Map. Problems in the unification of national maps as well as questions on the uncertainties in such maps will be discussed

Schlüsselwörter: *Radon, Kartierung, GIS, europäischer Radon Atlas, Unsicherheiten*
Keywords: *Radon, mapping, GIS, European Radon Atlas, uncertainties*

1. Einleitung

Bergarbeiterstudien haben gezeigt, dass hohe Radon- bzw. Radonfolgeproduktexpositionen Lungenkrebs verursachen können. Es gibt eine Reihe von Untersuchungen, die auch bei geringeren Konzentrationen, etwa bei solchen wie sie in Wohnungen auftreten, ein erhöhtes Lungenkrebsrisiko aufgrund von Radon feststellen konnten. Dies hat dazu geführt, dass nationale Gesundheitsbehörden Studien durchführen haben lassen, mit dem Ziel herauszufinden, wo erhöhte Radonkonzentrationen in Wohnungen auftreten, einerseits um in diesen Gebieten Sanierungsmaßnahmen voranzutreiben, andererseits um entsprechende Vorsichtsmaßnahmen bei Neubauten zu initiieren. Von Seiten der Europäischen Kommission (EC), Joint Research Centre (JRC), Institute for Environment and Sustainability (IES), Ispra, bestehen Bemühungen einheitliche europäische Radonkarten zu erstellen, wobei die existierenden nationalen Daten Verwendung finden sollen. Aufgrund unterschiedlicher Rahmenbedingungen haben sich in den verschiedenen Ländern unterschiedliche Verfahren bei der Erstellung von Radonkarten ergeben, zum Teil aufgrund national unterschiedlicher gesetzlicher Vorgaben, sodass eine Vereinheitlichung auf vielfache Schwierigkeiten stößt.

2. Nationale Radonkarten

Nationale Radonkarten beruhen in einigen Ländern vor allem auf Bodengasmessungen (Deutschland, Tschechien) und in den meisten anderen Ländern auf Messungen in Häusern. Um aus den jeweiligen Basisdaten Radonkarten zu erstellen, werden in den verschiedenen Ländern unterschiedliche Vorgangsweisen und Maßstäbe verwendet. Allein bei Innenraummessungen gibt es Unterschiede wo (Keller, Erdgeschoß, Wohnraum, Schlafraum,…) und wann (Kurzzeitmessung, Langzeitmessung, einmalig, wiederholt,…) gemessen wurde. Au-

ßerdem sind die Dichte der Messungen und die zu jeder Messung vorhandene Information (Ort, Zeit, Hauscharakteristik, Nutzung,…) von Land zu Land sehr unterschiedlich. Ebenso unterschiedlich ist die Wahl der räumlichen Kartierungseinheiten, z. B. politischen Grenzen (Bundesländer, Bezirke, Gemeinden), geologischen Formationen oder Gebiete, die Klassen umfassen, in die die kartierte Größe eingeteilt ist. Die kartierte Größe kann eine Variable (z. B. Radonkonzentration in Innenräumen) oder Kombination aus mehreren Variablen wie etwa Bodenpermeabilität, Urangehalt etc. sein. Ebenso unterschiedlich ist welche Zuordnung zu den Kartierungseinheiten vorgenommen wird: Mittelwerte, Mediane, Überschreitungshäufigkeiten, Punktesysteme,…. Schließlich ist noch darauf hinzuweisen, dass die Daten oft nicht unmittelbar zugänglich sind, etwa wenn sie nicht zentral gesammelt wurden und bei örtlichen Messstellen oder Verwaltungseinheiten liegen bzw. wenn rechtliche Probleme bestehen z.B. hinsichtlich Datenschutz etc.

3. Prinzipielle Überlegungen zu Radonkarten

Grundsätzlich erscheinen zwei Arten von Radonkarten sinnvoll:

- Eine Karte, die die tatsächliche Belastung der Bevölkerung in Wohnungen darstellt, somit also die derzeit in den Wohnungen herrschende Radonkonzentration oder eine dazu äquivalente Größe (Wahrscheinlichkeit der Überschreitung von Werten, Klassen,…) sichtbar macht. Diese Karte liefert Hinweise wo Sanierungen durchzuführen sind.
- Eine Karte, die das geogene Gefährdungspotential darstellt, welches unabhängig von Gebäudeart, Lebensstil etc., nur von der Geologie abhängt. Aus solch einer Karte sollten Vorsorgemaßnahmen bei der Errichtung neuer Gebäude abzulesen sein, bzw. sollte sie eventuell zur Raumplanung herangezogen werden um in radongefährdeten Gebieten keine Siedlungen vorzusehen.

Diese beiden Kartenarten können sich deutlich unterscheiden. So weisen in Hinblick auf Radon schlecht gebaute (zumeist alte) Häuser auch in Gebieten geringer Radongefährdung oft hohe Innenraumwerte auf, während in neuen Häusern mit durchgehender Fundamentierung in Radongebieten vielfach keine signifikanten Radonbelastungen auftreten.
Tatsächlich sollen solchen Karten zur Vorhersagen dienen. Daher müssen aus den u. a. durch Messungen gesammelten Informationen mittels eines Modells Aussagen über Gebiete getroffen werden. Somit ergeben sich folgende Fragen:

- Wie wird die lokale Bezugseinheit gewählt bzw. wie groß ist die kleinste geographische Einheit für die eine sinnvolle Abschätzung gemacht werden kann?
- Wie kann aus den vorhandenen Informationen diese Abschätzung erhalten werden (Modell)?
- Wie zuverlässig ist diese Abschätzung?

3.1 Bezugseinheit und Auflösung

Die Bezugseinheiten können entweder unregelmäßig begrenzt sein (z.B. Gemeinden, geologische Einheiten,…) oder sie umfassen kongruente geometrische Flächen (Gitter) (siehe Abbildung 1). Bei gegebener Kartierungseinheit hängt die Vollständigkeit der Abdeckung davon ab, ob für alle Kartierungseinheiten genügend Information (z. B. Messdaten) vorhanden ist. Beispielsweise können Gemeinden auch unbewohnte Gebiete umfassen für die keine Informationen vorliegen. In einer Gemeindekarte wird dem gesamten Gemeindegebiet jedoch ein einziger Wert zugeordnet, dagegen kann bei einer auf einem Gitter beruhenden Karte manche Gitterzelle leer bleiben.
Auch die Auflösung einer Karte ist von größter Bedeutung. Einerseits bedeutet eine hohe Auflösung einer Radonkarte eine Reduktion der Schwankungsbreite innerhalb einer Bezugseinheit, andererseits kann die Unsicherheit durch eine geringe Anzahl von Informationen innerhalb einer Bezugseinheit sehr groß werden bzw. können für viele Bezugseinheiten keine

Aussagen mehr getroffen werden. Die Wahl der Auflösung muss daher immer in Verbindung mit der vorhandenen Informationsdichte getroffen werden, um aus den vorhandenen Daten eine optimale Abschätzung (geringst mögliche Unsicherheiten aufgrund der Eingangsdaten) zu erhalten.

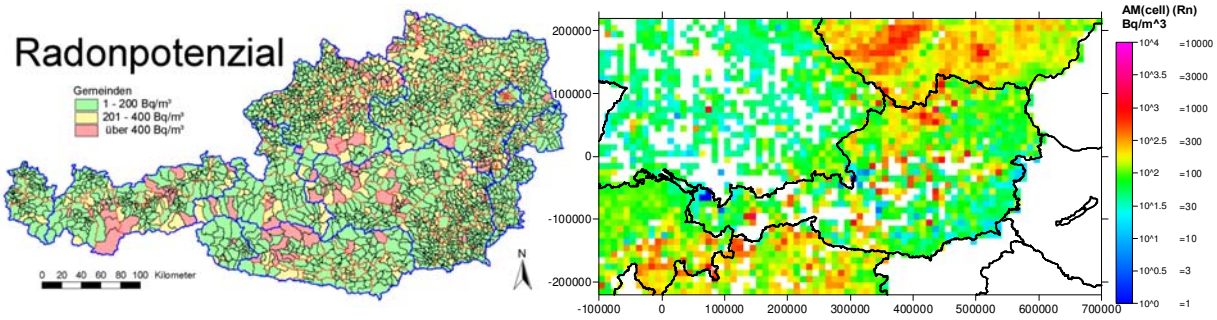


Abbildung 1: Bei gleichen Basisdaten für Österreich: Links: Radonpotentialkarte Österreichs auf Gemeinden bezogen. [1] Rechts: Europäische Radonkarte, mittlere Rn-Konzentration im Erdgeschoß auf einem 10×10 km^2 Raster. [2, 3]

3.2 Modell bei der Kartenerstellung

Gesucht ist die Zielvariable (target variable) Z auf der Bezugseinheit (support) A, also Z(A), z. B. der Erwartungswert von Z in A. Bekannt sind Messwerte an Punkten in Raume und Zeit, $m(x_i)$. Außerdem ist ein gewisses Wissen zu jedem Messpunkt vorhanden (z. B. Geologie, Bauweise des Hauses, Raum in dem gemessen wird, Jahreszeit der Messung,…), das mit $k(x_i)$ bezeichnet werden soll. Die typische Vorgangsweise zur Berechnung von Z(A) erfolgt in 2 Schritten:

1. $z_i:=z(x_i)=f(m(x_i),k(x_i))$ – physikalisches Modell
2. $\{z_i\}\rightarrow Z(A)$ – mathematisches Modell.

Das physikalische Modell hängt von den jeweilig vorhandenen Daten ab und soll hier nicht diskutiert werden. Das mathematische Modell kann jedoch allgemeiner behandelt werden: So können die z_i

a) als voneinander unabhängige Stichproben einer Zufallsvariable innerhalb von A aufgefasst werden, oder
b) sie können als Stichproben von korrelierten Zufallsvariablen am jeweiligen Punkt x_i betrachtet werden (random field).

Ansatz a): Die einfachsten Methoden zur Bestimmung von Z(A) sind arithmetische oder geometrische Mittel, Median etc. der z_i. Man kann diese auch noch modifizieren etwa durch eine Gewichtung der z_i, z.B. über die Bevölkerungsdichte o. ä. Es sind aber auch Erweiterungen hinsichtlich der Zielvariablen möglich, etwa Überschreitungswahrscheinlichkeiten unter Annahme einer bestimmten Verteilung (Beispiel: Wahrscheinlichkeit größer als 10% für Radonkonzentrationen über 400 Bq/m^3).

Ansatz b): In diesem Fall geht man davon aus, dass die Unterschiede in der Zielvariablen an nahe beieinander liegenden Orten im Mittel geringer ist als zwischen weiter auseinander liegenden Orten. Diese Eigenschaft kann durch ein Variogramm oder mittels Kovarianz charakterisiert werden. Das (Semi)Variogramm γ ist definiert als

$$\gamma(h)=(1/2)<(Z(x)-Z(x+h))^2>,$$

wobei die spitzen Klammern den Erwartungswert für den Klammerausdruck bedeuten. Die Bestimmung von Z(x*) am unbeprobten Punkt x* unter der Bedingung einer Minimierung der räumlichen Varianz aus dem Semivariogramm wird kriging (nach dem südafrikanischem Bergbauingenieur Daniel Krige) genannt. Es können neben solchen Punktschätzern auch Blockschätzer Z(A) mit den möglichen Modifikationen wie im Ansatz a) berechnet werden.

3.3 Unsicherheiten

Die Abschätzung von Unsicherheiten ist von wesentlicher Bedeutung hinsichtlich der Nutzung von Radonkarten. Man kann die auftretenden Unsicherheiten in stochastische und nichtstatistische Unsicherheiten unterteilen. Die Beiträge der nichtstatistischen Unsicherheiten können nicht allgemein behandelt werden, da sie aufgrund unterschiedlicher Basisinformationen (Eingangsdaten) einer individuellen Abschätzung unterliegen. Hat man einmal ihre Größen ermittelt, besteht derzeit die Übereinkunft, sie weiter wie statistische Unsicherheiten zu behandeln.
Die statistischen Unsicherheiten umfassen folgende Beiträge:

- Streuungen der wahren Zielvariablen Z:
  - „horizontal“: räumliche Änderung von Z(x) mit x innerhalb von A,
  - „vertikal“: unterschiedliche Werte von Z am selben Punkt x (z. B. unterschiedliche Messwerte zu unterschiedlichen Zeiten oder in verschiedenen Stockwerken).
- Streuung der Messwerte $m(x_i)$:
  - Messunsicherheit
  - Unsicherheit der Zuordnung von $m(x_i)$ zu einem Ort oder einem Gebiet (z. B. Zuordnung zu einem Haus, obwohl nur an bestimmten Punkten im Haus gemessen wurde)
- Unsicherheit aufgrund des Auswahl der Messpunkte: Eine andere räumliche Verteilung der Messpunkte $\{x_i\}$ wird zu einem anderen Wert von Z(A) führen.
- Unsicherheit der Definition der Zielvariablen: Wie gut repräsentiert $Z(x_i)$ die Zielvariable Z(A) wirklich?

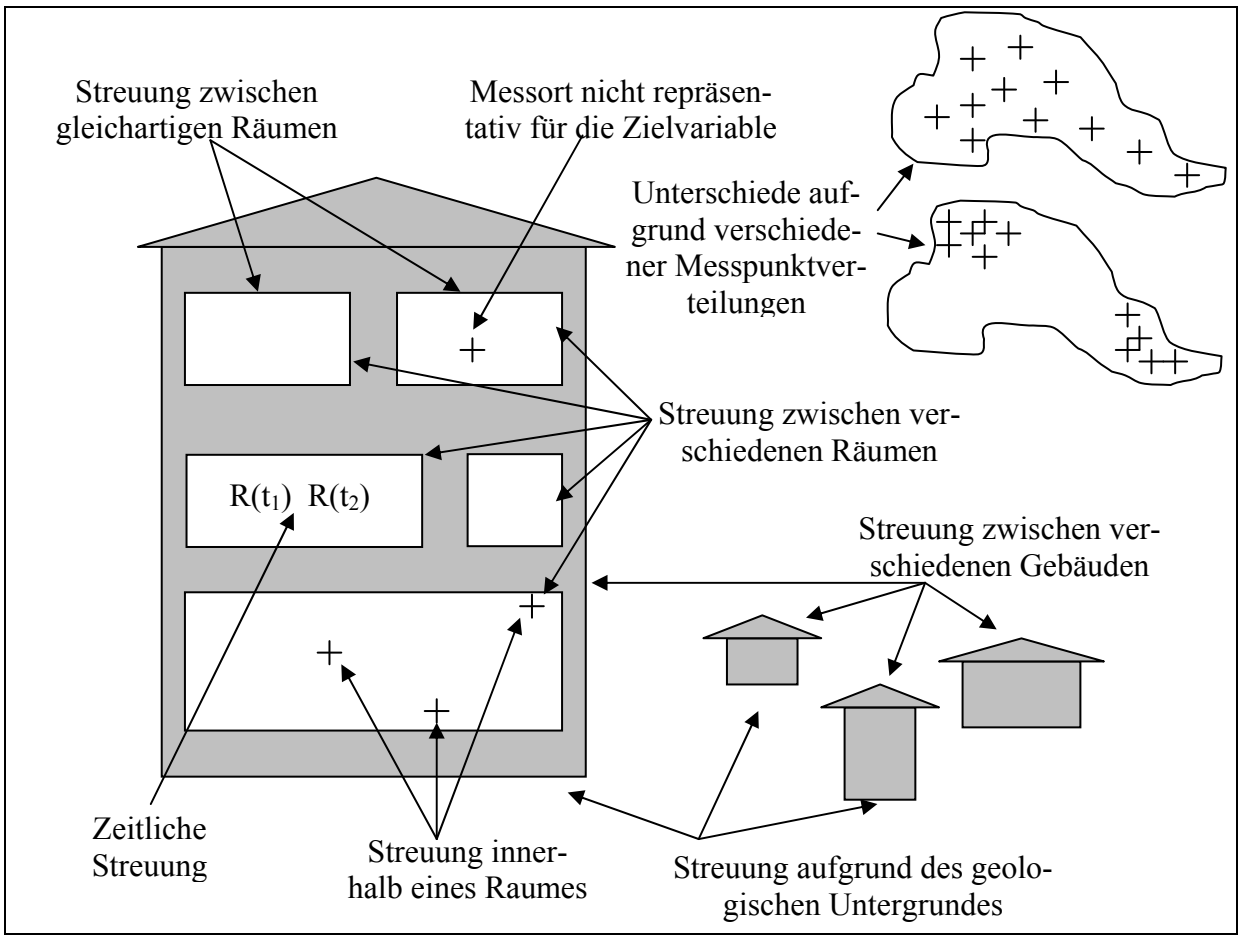


Abbildung 2: Beiträge zur Unsicherheit aufgrund verschiedener Variabilitäten.

Um die Unsicherheiten von Z(A) klein zu halten müssen daher Variabilitäten von Z innerhalb von A klein gehalten werden. Es sind daher folgende Punkte zu beachten:

1. Es sollte A nur so groß gewählt werden, dass die Variabilität von Z in A klein bleibt.
2. Die vertikale Streuung kann durch eine Normierung reduziert werden (dabei tritt jedoch eine zusätzliche Modellunsicherheit auf) oder man beschränkt sich auf eine genau und eng definierte Messsituation (z. B. Messungen nur im Erdgeschoß).
3. Die Varianz der Messergebnisse kann durch eine erhöhte Zahl von Messungen in A reduziert werden. Dies ist teilweise im Widerspruch zu Punkt 1, da zumeist eine Verkleinerung von A auch mit einer Reduktion der Messpunkte einher geht.
4. Es muss eine dem Problem angepasste Probennahme erfolgen (sampling desing).
5. Es muss geprüft werden, ob die Messdaten zuverlässig und repräsentativ für die Zielvariable Z sind.
6. Es ist eine dem Problem angepasste Messmethode zu wählen.

Außerdem muss natürlich sichergestellt werden, dass alle systematischen Unsicherheiten klein bleiben, insbesondere trifft dies auf die verwendeten Modelle zu.
In vielen Fällen existieren gewisse Vorgaben (etwa gewünschte Bezugseinheiten, Messmethoden, Anzahl von Messungen, Auswahl der Probanden etc.), sodass bestimmte Variabilitäten nicht reduziert werden können. Es muss jedoch in jedem Fall versucht werden, alle jene Unsicherheiten zu minimieren, auf die man Einfluss nehmen kann.

4. Literaturverzeichnis

[1] H. Friedmann: Final results of the Austrian Radon Project. Health Phys. 89(4), 339-348, Oct. 2005.
[2] P. Bossew, G. Dubois, T. Tollefsen: Investigations on indoor Radon in Austria, part 2: Geological classes as categorical external drift for spatial modelling of the Radon potential. JER 99 (1), 81-97, 2008.
[3] T. Tollefsen, M. De Cort, P. Bossew: Status of the European Indoor Radon Atlas. First Int. Conf. “Radon in the Environement” (http://radon.ifj.edu.pl/zakopane2009/), Zakopane10-14 May 2009.

KRYOKONIT: EIN EXOTISCHER RADIOÖKOLOGISCHER LECKERBISSEN

CRYOCONITE: AN EXOTIC RADIO-ECOLOGICAL DELICACY

A.Tieber[1], T. Wilflinger[1], H. Lettner[1], P. Bossew[2], A. K. Hubmer[1], B. Sattler[3]

[1]Abtlg. Physik und Biophysik, Fachbereich Materialwisschenschaften und Physik. Universität Salzburg, Hellbrunnerstrasse 34, A-5020 Salzburg
[2]European Commission, DG Joint Research Centre, Institute of Environment and Sustainability, Radioactivity Environmental Monitoring Group. Via Fermi 1, I-21020 Ispra (VA), Italy
[3]Institut für Ökologie, Universität Innsbruck, Technikerstraße 25, A-6020 Innsbruck

Zusammenfassung
5 Jahre Forschung zur Radioökologie von Kryokonit, einem mineralisch-organischem Sediment auf und in Gletschern, haben erstaunliche Erkenntnisse über ein Medium gebracht, dessen Eigenheiten bis dahin kaum beachtet worden waren. Gletscher sind nicht nur als Biotope wesentlich vielfältiger als früher gedacht, auch die radioökologische Diversität ist überraschend. Dieser Beitrag fasst Ergebnisse aus mehreren Forschungsprojekten zu dem Thema zusammen: Radionuklid-Inventare, räumliche Verteilungen, Hypothesen zu Ursprung, Entstehung und Zyklierung von Kryokonit auf und in Gletschern, sowie ihre Rolle im Prozess des Abschmelzens der Gletscher durch globale Erwärmung.

Abstract
Five years of research on the radio-ecology of cryconite, a sediment of mineral and organic compounds found on glacier surfaces and within glacier ice, has led to amazing insights into the properties of an environmental medium which has been neglegted almost completely previously. It has turned out that a surprising radio-ecological diversity exists on and within glaciers, apart from their quality as thrieving biotopes, also not known for long. This presentation summarizes results from different research projects related to high-Alpine radio-ecology: radionuclide inventories and spatial distributions of cryoconite, hypotheses about their origin and formation, their cycling on and within glaciers, and their role in glacier melting due to global warming.

STATUS OF THE EUROPEAN INDOOR RADON MAP

P. Bossew, T. Tollefsen[1)], M. De Cort[1)]

[1)]European Commission, Joint Research Centre (JRC), Institute of Environment and Sustainability, Italy

Summary
Since 2006 a harmonized European indoor radon map is under production. At the moment (June 2009) 15 European countries have contributed data, further input is expected. This article informs about historical and legal backgrounds of the project, outlines the technical procedure and presents some preliminary results.

Keywords: *Indoor radon, map, Europe*

1. Prehistory, rationale and legal background

The first attempt to make a European overview of indoor radon concentrations dates back to 1992 (CEC 1992). It resulted in a very coarse map, showing averages by country. As this was clearly insufficient for visualizing the spatial distribution of Rn concentrations with reasonable resolution, an exploratory survey was performed (Dubois 2005) in order to review the state of Rn mapping in Europe at that time. The result showed that most European countries had carried out nation-wide Rn surveys, which in most cases also had resulted in some kind of map; it was sobering however, in that literally every country had adopted a different survey and mapping approach. When these maps were juxtaposed in a mosaic, the result was, although very colourful, a rather useless patchwork type of picture, which hardly allowed inference about geographical differences in Rn concentrations.
The case was discussed at the 8th International Radon Workshop in Prague, September 2006, and the delegates agreed to generate a harmonized European map of indoor Rn concentration. This project is being coordinated by the JRC, based on its legal basis, the Euratom treaty, whose § 39 states that one of the JRC's tasks is to provide qualified information about the levels of radioactivity in the environment. The Rn map, as part of an envisaged atlas of natural radiations, is the second attempt to map radiation at a European scale, after the Chernobyl atlas, De Cort et al. (1998). Among the Rn map's objectives are to inform the public about its radioactive environment, to help EU Member States to fulfil their obligations with respect to the (possible) Rn problem and, finally, to contribute to the scientific discourse by providing data and methodology.
The Rn map definitely does not substitute, nor compete with, national activities in this field.

2. Practical implementation and current work

After lengthy discussions during the Prague conference, participants agreed to the following scheme: "pixels" of the map will be 10 * 10 km² squares (cells or blocks) aligned to a common metric coordinate grid at the European scale, defined by the JRC. The value of the pixel is, for the primary map, the expectation (E) of the seasonally average indoor Rn concentration in ground floor rooms within the cell. It is estimated as the arithmetic mean (AM) of the corresponding individual measurement data. That means that no spatial analysis or interpolation step is involved in estimating E.

Due to the sensitivity of Rn data it was agreed that the participants aggregate the individual indoor Rn data into the defined grid, and only send the grid data (i.e. the cell contents) to the JRC for further processing, so that no information about individual measurements is disclosed. In addition to the AM, the following information is attached to each cell: the number of individual measurements (n), the standard deviation (SD), the mean of the natural logarithms, the SD of the natural logarithms, median (MED), minimum and maximum.
The scheme is clearly a compromise between a true indoor Rn map (since most people do not live in ground floor rooms) and a true geogenic map (since factors other than floor level also contribute to the variability of Rn within a building; for a discussion of the "longitudinal" variability, see e.g. Bossew and Dubois 2008 or Friedmann and Bossew 2009), but apparently the best which could be practically achieved, given the stock of Rn data which most participants had. Furthermore, since Rn concentration, interpreted as a spatial random field, has an autocorrelation structure, in general the AM_{cell} $\{c_i\}$ is not the best estimate of the cell expectation $E[C(x): x \in cell]$ (where $C(x)$ is the true random field and $\{c_i\}$ are the measurements).
As data are trickling in from the participants in form of ASCII or Excel tables, they are being incorporated into the existing database, and from time to time a new version of the set of maps is issued. The latest released update has been presented at the Rn conference in Zakopane earlier this year, Tollefsen et al. (2009). The data are superficially validated (by removing obvious errors), and country-wise exploratory analysis and diagnostics is performed (some results are discussed in the next section). Next, country files are "sewn" together to produce a Europe-wide file. This is either done with the "mosaic" function of Surfer software or (more refined, in using, e.g., weighted means for calculating AMs of cells along borders which have been filled by participants on either side) using home-made software. The maps are produced with Surfer software.

3. Preliminary results

Results as of end-June 2009 are shown in the following figures. Figure 1 shows the arithmetic means,
Figure 2 the number of measurements per cell. The first figure is an estimate of the "target" process (indoor Rn); the second informs about one aspect of the sampling process.
From Figure 1 we can clearly conclude that there is, not surprisingly, a spatial trend in indoor Rn concentration, i.e. regions with higher and lower Rn concentrations. The main cause is, of course, varying geology. (Regionally varying building styles and life habits may contribute to this effect, but this has not yet been explored quantitatively.) The high Rn areas are associated with the granites of the Bohemian massive, the Fennoscandic Shield (S Finland), the Massif Central, the granites of the Iberian Peninsula and of Cornwall, the Swiss Jura, the crystalline of the S Alps, and some volcanic areas in central Italy, among other regions.
The sampling density (
Figure 2) is evidently very heterogeneous, a result of different national sampling strategies. While some participants aim for homogeneous sampling density, others (e.g. Austria) try to adopt a design that aims for a population-weighted estimate of the Rn concentration, which results in sampling density proportional to population density. Again others (e.g. UK) sampled more densely in high Rn-areas, because more accurate estimates are deemed necessary in these zones.
It is clear that the reliability of the cell estimates (or its uncertainty, expressed e.g. by the standard deviation of the mean, $SD/\sqrt{n}$) critically depends on the number of samples (n) per cell. Although the Rn concentrations vary strongly within most countries, the means per country, Figure 3, show that countries are affected by the Rn problem (if any) to a very

different extent. To be sure, means of cell means yield estimates of the spatial mean of a country, but not of the population-density weighted mean, which would be a proxy for the total exposure per country.

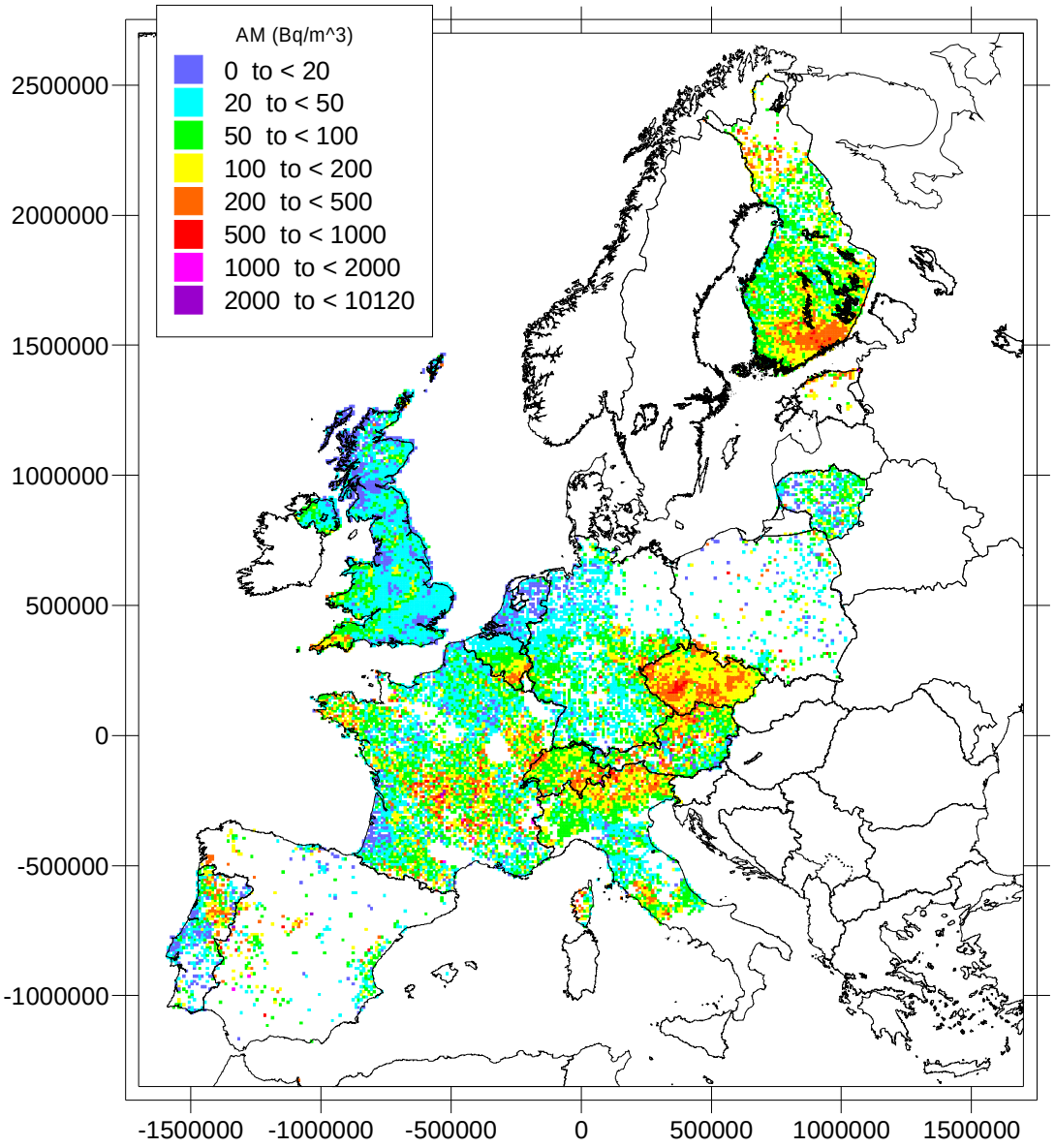


*Figure 1: Arithmetic means (AM) of indoor Rn concentration in ground floor rooms in 10*10 km² cells. Data until end-June 2009 included. Axis units: m.*

The fraction of cells with AM above 400 Bq/m³ (the level above which mitigation is recommended; EC 1990) is shown in
Figure 4. This is an estimate of the fraction of the area of a country (not of the number of houses or of the population) which is affected by a (possible) Radon problem. For all the 15 countries participating so far, and considering the varying degree of coverage of the national territories achieved so far, in about 2 % of the combined territories one has to expect elevated indoor Rn levels.

4. Outlook

It is difficult to say how long it will take to complete the map, where "complete" means reasonable coverage of most of the inhabited parts of Europe (obviously, glaciers, tundra and desert cannot, and need not, be mapped for indoor Rn).
While some countries have finished their national surveys years ago, others haven't even started. Others again had adopted survey strategies which resulted in datasets incompatible with the scheme of the European map. For instance, in Ireland the data have been aggregated into the Irish national grid, whereas in Sweden the data are stored at the commune level, but no national database exists. Therefore, the European indoor Rn map must be seen as a work in progress, for which only preliminary versions will exist for quite some time (rather European, after all). At the same time, the existing data allow insights into the spatial structure of Rn from a mathematical-statistical point of view; this is the scientific collateral benefit of the project, so to say. Detailed results will be published in the future.

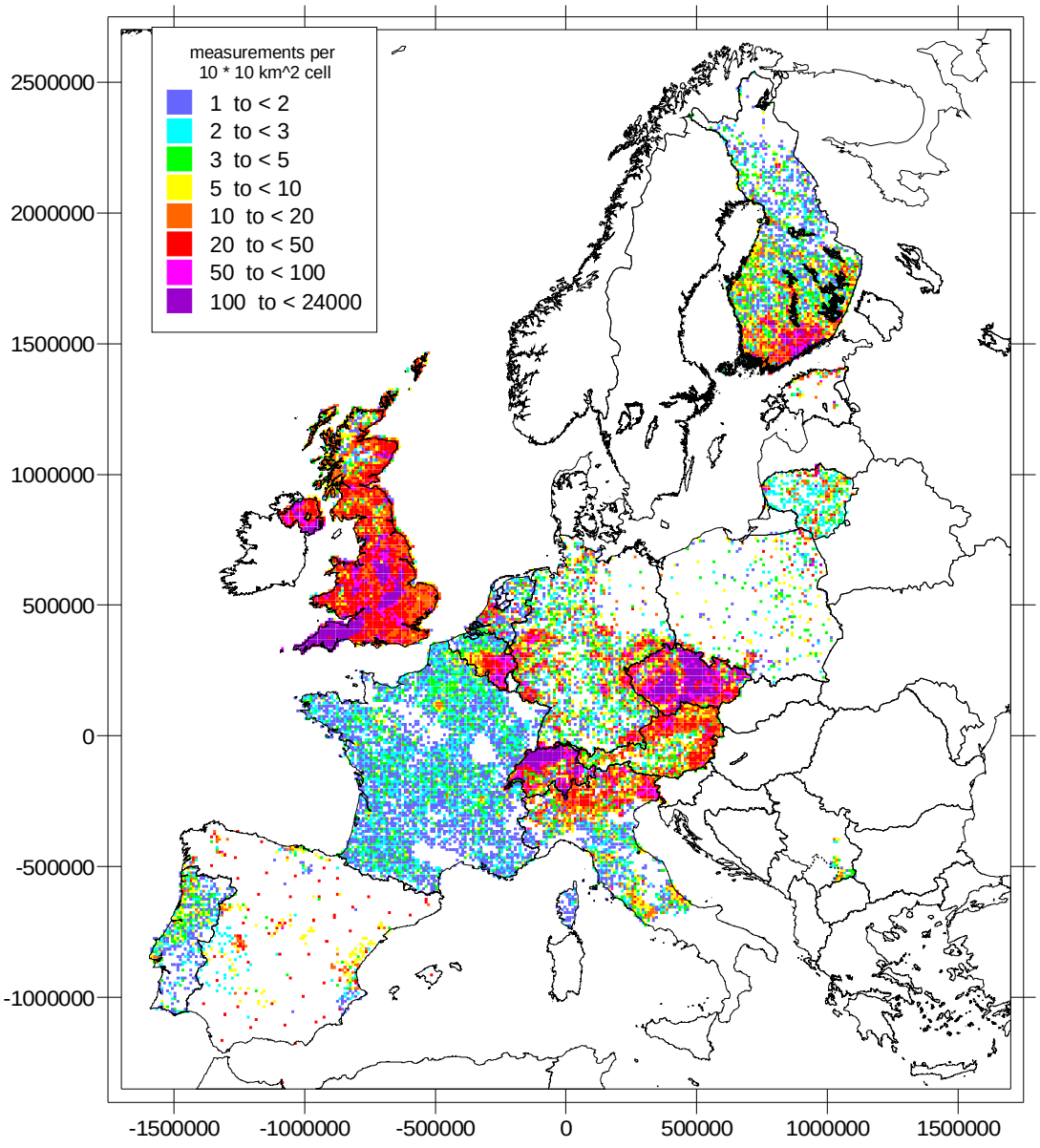


Figure 2: Number of measurements per cell. (First, preliminary cells from the ongoing Serbian survey included.)

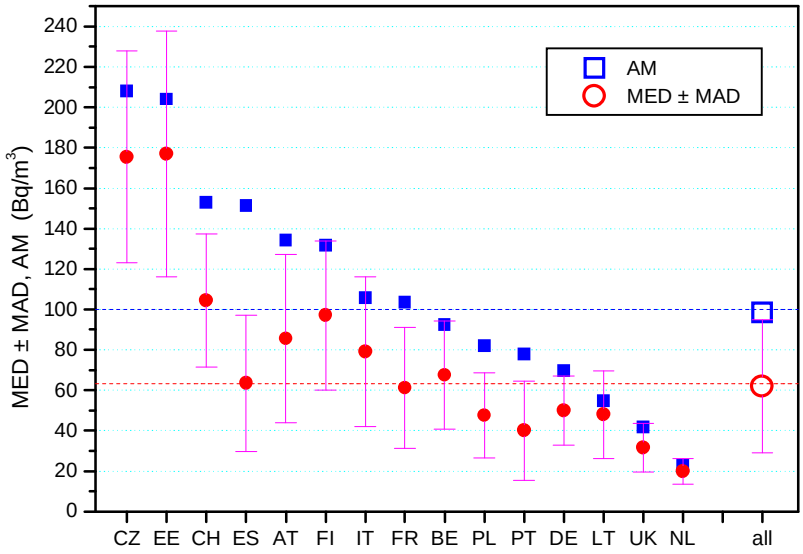


Figure 3: Mean Rn concentrations per country. MAD = mean absolute deviation = $MED\{|AM_i-MED\{AM_i\}|\}$, AM_i=AM in cell i.

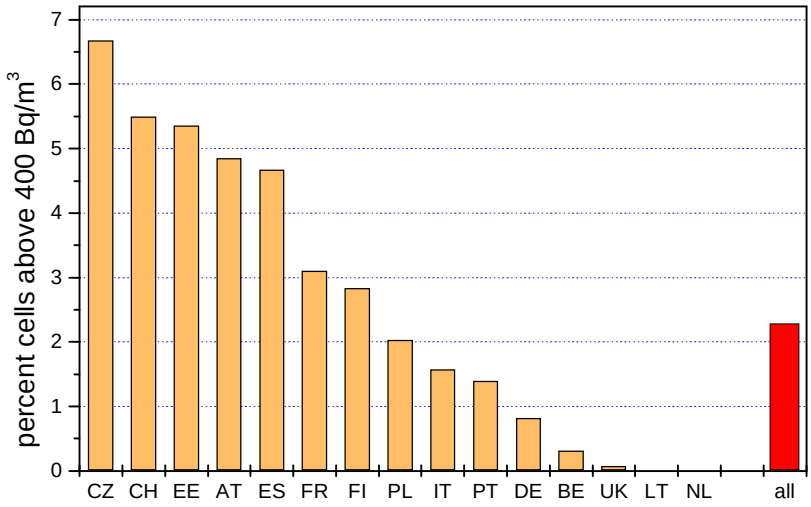


Figure 4: Fraction of cells with mean (AM) radon concentration above 400 Bq/m³.

At the same time, the experiences gained with the work motivated the Rn community to start, in parallel, an attempt to create a geogenic Rn map. The rationale is the following: the information contained in the variable "indoor Rn concentration" includes what nature

delivers, i.e. the geogenic potential, plus anthropogenic factors such as room type, building style and life habits, which together result in the actual indoor concentrations. While the first part is qua its concept independent of human activity, the second part is dependent, and consequently also on temporal – in essence cultural – changes of these factors. As examples of partly counteracting factors with respect to Rn, insulation of buildings tends to improve, the necessity for saving energy reduces air exchange through windows, while health awareness leads to increased air exchange, but smaller families with few children again imply less air exchange. Therefore, the indoor map reflects, to some degree, these anthropogenic factors as they were at the time of sampling, which is in fact ill-defined, since data have been collected – and are still being collected – for decades; this is certainly a drawback of the concept of an indoor Rn map. For predictive reasons, i.e. identifying areas in which higher Rn concentrations can be expected for geogenic reasons with the aim to reduce the Rn risk from the beginning by provisions against Rn entry into houses, one wants to exclude these, if only slowly changing, anthropogenic factors.
The decisive discussions took place at the IGC33 conference in Oslo, August 2008, and the relevant document can be found on the web page of the European Forum on Radon Mapping (see link below).
Still, given the caveats, we think that the indoor Rn map, as it is emerging, gives a reasonable overview on the geographical aspect of the radon problem. Further work will include population density into the statistics, in order to get estimates of population-weighted Rn concentrations, as a proxy for exposure.

5. Reference

[1] Bossew P. and Dubois G. (2008): Geostatistical challenges encountered in mapping indoor radon concentrations. Geostats 2008, Santiago de Chile, 1 - 5 Dec. 2008. In J. Ortiz and X. Emery, editors, Geostatistics 2008. GECAMIN Ltd, Santiago, Chile, pp. 851-860.

[2] CEC (1992): Natural sources of ionizing radiation in Europe. Report.

[3] De Cort M. et al (1998). Atlas of Caesium deposition on Europe after the Chernobyl accident.EU Report EUR 16733 EN, RU. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg. ISBN 92-828-3140-X.

[4] Dubois G. (2005): An overview of radon surveys in Europe. EU Report, EUR 21892 EN. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg. ISBN 92-79-01066-2. http://radonmapping.jrc.ec.europa.eu/fileadmin/Documents/WorkingDocuments/EU_Reports/EUR_RADON_2005_final.pdf

[5] EC (1990): European Commission Recommendation, 21 February 1990, 90/143/Euratom, on the protection of the public against indoor exposure to Rn. http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CELEX:31990H0143:EN:HTML

[6] Friedmann H. and Bossew P. (2009): Selected statistical problems in spatial evaluation of radon related variables. International Conference,"Radon in the Environment", 10-14 May 2009, Zakopane, Poland. http://radon.ifj.edu.pl/zakopane2009/pdf/A04_Friedmann.pdf

[7] European Forum on Radon Mapping. Minutes of the Radon Mapping Symposium and Workshop, Oslo, August 2008. http://radonmapping.jrc.ec.europa.eu/uploads/media/Minutes_IGC_meeting_Oslo-2008.pdf

[8] Tollefsen T., De Cort M. and Bossew P. (2009): Status of the European Indoor Radon Map. International Conference "Radon in the Environment", 10-14 May 2009, Zakopane, Poland. http://radon.ifj.edu.pl/zakopane2009/pdf/A18_Tollefsen.pdf

RADON IM TRINKWASSER IM NORDOSTBAYERISCHEN GRUNDGEBIRGE

RADON IN DRINKING WATER FROM THE CRYSTALLINE BASEMENT OF NORTH-EAST BAVARIA

Ch. Vornehm

Bayerisches Landesamt für Umwelt, Augsburg, Deutschland

Zusammenfassung
Im Nordostbayerischen Grundgebirge, das v. a. aus Graniten und Gneisen aufgebaut ist, stehen derzeit 657 Proben von Radon in Grund- und Trinkwasser zur Verfügung. In 13 Wasserversorgungs-Unternehmen werden im Rahmen eines Forschungsprojektes detaillierte Untersuchungen zur Variabilität der Radongehalte sowie zur Reduzierung des Radongehalts bei der Trinkwasseraufbereitung bis hin zum Verbraucher durchgeführt. Etwa 15 % der an den Verbraucher abgegebenen Wässer dieser Region weisen Radongehalte über 100 Bq/l auf, vier überschreiten 1.000 Bq/l. Versuche zur Entfernung von Radon mit einer Belüftungsanlage haben gezeigt, dass auch sehr hohe Radongehalte mit diesem Verfahren unter 100 Bq/l abgesenkt werden können. Derzeit bestehen in Deutschland keine gesetzlichen Regelungen für Radon im Trinkwasser, eine Reduzierung der Extremwerte wird jedoch empfohlen. Dazu werden den Wasserversorgern Leitlinien und ein Maßnahmenkatalog an die Hand gegeben.

Summary
In the north-east Bavarian crystalline region which mostly consists of granite and gneiss 657 samples of ground water and drinking water have been taken. In the course of a research project the variability of the radon activity in water as well as the reduction of the radon concentration due to the water treatment process and on its way to the consumer has been thoroughly investigated in 13 water supply facilities. About 15 % of the drinking water supplied to the consumer show a radon concentration over 100 Bq/l, four of them exceeding 1.000 Bq/l. Experiments to remove radon with an aeration system show that even very high concentrations can be reduced. Presently no regulations for radon in drinking water exist in Germany, but a reduction of the extreme values is recommended. Guidelines and a catalogue of measures will be provided to the water supply company for this purpose.

Schlüsselwörter: *Radon, Trinkwasser, Trinkwasseraufbereitung, kristallines Grundgebirge, Nordostbayern*
Keywords: *Radon, drinking water, drinking water treatment, crystalline basement, north-east Bavaria*

1. Einleitung

In Bayern werden seit April 2008 im Rahmen eines Forschungsprojektes die Radonkonzentrationen in Trinkwasser und ihre Reduzierung durch verschiedene Aufbereitungsmethoden untersucht. Anlass für das Projekt war der von der deutschen Strahlenschutz-Kommission (SSK) vorgeschlagenen Referenzwert von 100 Bq/l Radon im Reinwasser, bei dessen Über-

schreitung die Durchführung von Gegenmaßnahmen zu prüfen ist [1]. Dabei wird vor allem Trinkwasser im Nordostbayerischen Grundgebirge intensiver beprobt, da hier aufgrund der geologischen Gegebenheiten die Radonkonzentration erhöht sein kann. Neben der Untersuchung von Roh- und Reinwasser sowie von Wasser zwischen einzelnen Aufbereitungs-Schritten werden auch Proben entlang des Versorgungsnetzes entnommen, um die Abnahme der Radonkonzentration bis zum Verbraucher zu ermitteln. Durch die Untersuchungen sollen ein Überblick über die Situation in Bayern geschaffen und zusätzliche Fachkenntnisse als Basis für die Prüfung von Gegenmaßnahmen bei hohen Radonkonzentrationen im Trinkwasser gewonnen werden.

2. Herkunft von Radon im Trinkwasser

Radon wird als Folgeprodukt von Uran, Thorium und Radium im Gestein gebildet. Die meisten Gesteine weisen geringe Mengen dieser radioaktiven Elemente auf. Höhere Gehalte sind vor allem in Graniten und Sandsteinen, die aus granitischem Material entstanden sind (in Bayern Keuper-Sandsteine, Georegion 3 in Abb. 1) zu finden. In Bayern kommen Granite vor allem im Nordostbayerischen Grundgebirge (Bayerischer/Oberpfälzer Wald, Fichtelgebirge) vor, weshalb sich die Untersuchungen des Projektes auf diesen Raum konzentrieren (Georegion 5 in Abb. 1).

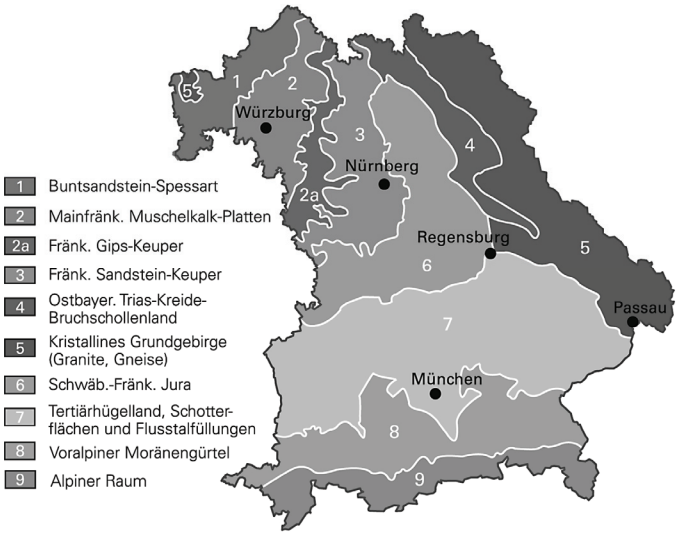


Abb. 1: Georegionen in Bayern

Gasförmiges Radon gelangt aufgrund des radioaktiven Zerfalls von Radium in die Hohlräume der Zersatz- und Verwitterungszone. Diese stellt den bedeutendsten Grundwasserleiter im Grundgebirge dar, in dem zahlreiche Quellen für die Wasserversorgung gefasst sind. Radon kann wie andere Gase (z. B. CO_2) entsprechend der physikalischen Gesetzmäßigkeiten im Wasser gelöst werden. In tieferen Bereichen des kristallinen Festgesteins kann Radon mit dem Wasser entlang von Klüften oder geologischen Störungszonen in den oberflächennahen Grundwasserkörper gelangen (advektiver Transport) oder dort durch tiefere Brunnen erschlossen werden.

3. Untersuchungen im Rahmen des Projektes

Für das Projekt wurden 13 Wasserversorgungs-Unternehmen (WVU) ausgewählt, bei denen einzelne Aspekte intensiv untersucht werden, beispielsweise Zeitreihen zur Ermittlung der Variabilität der Radonkonzentration durch jahreszeitlichen Schwankungen oder unterschied-

liche Förderraten einzelner Gewinnungsanlagen, der Einfluss von verschiedenen Arten der Aufbereitung oder die Veränderung der Radonkonzentration im Versorgungsnetz. In zwei WVU mit besonders hohen Radonkonzentrationen wurden Versuche zur Entfernung von Radon mit einer Belüftungsanlage durchgeführt. Derzeit läuft eine Kampagne zur flächenhaften Beprobung der Radonkonzentration im Grundgebirge, die auf Landkreisebene mit Hilfe der Gesundheitsämter durchgeführt wird. Die Hygienekontrolleure beproben dabei im Rahmen ihrer Möglichkeit Reinwasser in ausgewählten Wasserversorgungs-Anlagen (ca. 50 % des Landkreises). Dabei werden sowohl kleine als auch große Anlagen berücksichtigt.

Im Vorfeld des Projektes sowie im Rahmen früherer Projekte wurden Versuche zur optimalen Probenahme des leicht flüchtigen Radons durchgeführt. Der geringste Verlust besteht bei einer Entnahme mit Hilfe eines Schlauchs, der bis zum Boden der Probenflasche eingeführt wird [2]. Die Flasche wird dann von unten her langsam und luftfrei bis zum oberen Rand aufgefüllt und sofort gut verschlossen. Bei dieser Art der Probenahme liegt der Fehler im Mittel bei 4, maximal 10 % des Mittelwertes. Durch eine falsche Probenahme kann insbesondere an Hausanschlüssen ein Fehler von bis zu 30 % entstehen. Die Proben werden bis zur Analyse im Labor in Thermoboxen gekühlt transportiert. Als zuverlässige Analysenmethode wurde die gammaspektrometrische Untersuchung über die Folgeprodukte Bi-214 und Pb-214 gewählt (Messzeit 4 Stunden). Die Nachweisgrenze liegt beim verwendeten Probenvolumen von 250 ml zwischen 7 und 10 Bq/l, der Analysenfehler bei etwa 4 % des Messwertes.

4. Aktivitätskonzentrationen und ihre Variabilität

Bislang stehen Radonwerte aus 657 Wasserproben (404 Roh- und 253 Reinwasser-Proben) im Nordostbayerischen Grundgebirge für die Auswertung zu Verfügung. In etwa 15 % der WVU in dieser Region werden Reinwässer mit Werten über 100 Bq/l festgestellt. Die Wässer mit erhöhten Radonkonzentrationen stammen meist aus Granitgesteinen. Extremwerte im Rohwasser von einigen 1.000 Bq/l (Maximalwert: 17.000 Bq/l) wurden in zwei Brunnen in Graniten mit Urananreicherungen angetroffen. Auch der Einfluss von Störungszonen kann hier eine Rolle spielen. Während Werte über 1.000 Bq/l in einzelnen Rohwässern in Granitgebieten keine Seltenheit sind, liegen die Konzentrationen im Rohmischwasser durch Zumischung von Wasser aus Gewinnungsgebieten mit geringeren Radonkonzentrationen in der Regel niedriger. Durch die Aufbereitung geht in der Regel ein gewisser Anteil des Radons verloren, so dass in Bayern bisher nur vier Reinwässer mit Radongehalten über 1.000 Bq/l festgestellt wurden. Etwa 15 % der Reinwässer im Grundgebirge liegen über 100 Bq/g. Für die radiologische Beurteilung von Radon im Trinkwasser wird dabei konservativ der Ort der Abgabe in das Versorgungsnetz vor dem ersten Verbraucher (Reinwasserabgabe am Ablauf der Aufbereitungsanlage oder des Speicherbehälters) herangezogen.

An einigen Probenahmestellen wurden Mehrfachproben zu unterschiedlichen Zeitpunkten entnommen, um die Variabilität der Radonkonzentration durch jahreszeitliche Einflüsse oder unterschiedliche Mischungsverhältnisse bei Förderung aus mehreren Gewinnungsgebieten zu erfassen. Zwei WVU haben dafür monatliche Proben an das LfU gesendet. Die Schwankungen der Radonkonzentration im Rohwasser betragen z. T. einige Hundert Becquerel pro Liter, die Abweichung vom Mittelwert liegt bei > 30 %. In Brunnen wird bei längerer Förderdauer bereits in einem Zeitraum von wenigen Stunden ein Anstieg der Radonkonzentration um einige 100 Bq/l beobachtet. Durch das kontinuierliche Abpumpen wird vermutlich Wasser mit höheren Radonkonzentrationen aus tiefer liegenden Bereichen des Grundwasserkörpers gefördert. Auch im Hochbehälter und im Versorgungsnetz werden Schwankungen festgestellt, diese sind jedoch von geringerem Ausmaß (ca. 10 – 20 % vom Mittelwert) (Abb. 2).

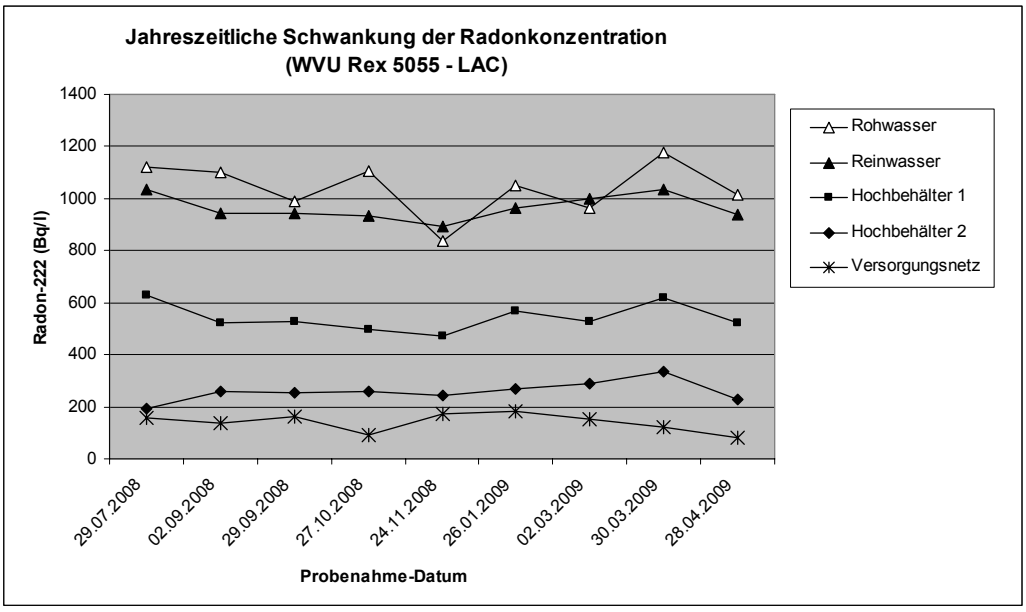


Abb. 2: Jahreszeitliche Schwankung der Radonkonzentration

5. Entfernung von Radon aus dem Wasser

Das gasförmige Radon kann relativ einfach aus dem Wasser entfernt werden. Bereits durch bestehende Aufbereitungsanlagen (meist handelt es sich um eine chemische Entsäuerung über Karbonatfilter) wird der Radongehalt im Reinwasser im Vergleich zum Rohwasser bereits reduziert. Dabei spielt die technische Ausführung des Zulaufs zu den Aufbereitungs- oder Speicherbehältern eine entscheidende Rolle (Abb. 3 u. 4). Erfolgt der Zulauf über Wasser, kann ein Teil des Radons entgasen. Bei einem Zulauf unter Wasser verändert sich die Radonkonzentration hingegen nur wenig. Auch in geschlossenen Systemen wie Druckfilteranlagen zur Entsäuerung über Kalkfilter oder Entfernung von Eisen und Mangan entweicht das Radon in der Regel kaum, wohingegen der Radongehalt in offenen Filteranlagen deutlich abgesenkt wird. Eine einfache und sehr effektive Lösung zur Reduzierung der Radonkonzentration ist die Zumischung von Wasser mit geringen Radongehalten aus anderen Gewinnungsgebieten.

Abb. 3: Rohwasser-Zulauf

Abb. 4: Zulaufrinne zu einer chem. Entsäuerung

Für eine gezielte Entfernung von Radon aus dem Wasser eignen sich alle Arten von Belüftungs- und Verdüsungs-Anlagen, wie sie auch für die physikalische Entsäuerung zur Entfernung von CO_2 verwendet werden. Besonders effektiv sind Flachbettbelüfter mit feinblasigem Lufteintrag (Abb. 5 u. 6). Versuche im Rahmen des Projektes haben gezeigt, dass damit auch extrem hohe Radonkonzentrationen von einigen 1.000 Bq/l bis auf Werte deutlich < 100 Bq/l herabgesetzt werden können. Je höher dabei das Verhältnis von Luft zu Wasser, umso effektiver ist die Entfernung von Radon. Bei zu hoher Luftzufuhr und gleichzeitig geringer Wassermenge wird die Wirtschaftlichkeit der Anlage (Dimensionierung, Strombedarf) jedoch herabgesetzt, so dass für eine größtmögliche Effizienz die optimale Einstellung der Anlage von Fall zu Fall ermittelt werden muss. Bei der Entfernung von Radon aus dem Wasser muss darauf geachtet werden, dass der Radongehalt der Raumluft durch den Betrieb der Anlage nicht erhöht wird (Überwachung von radonexponierten Arbeitsplätzen nach Strahlenschutzverordnung [3]).

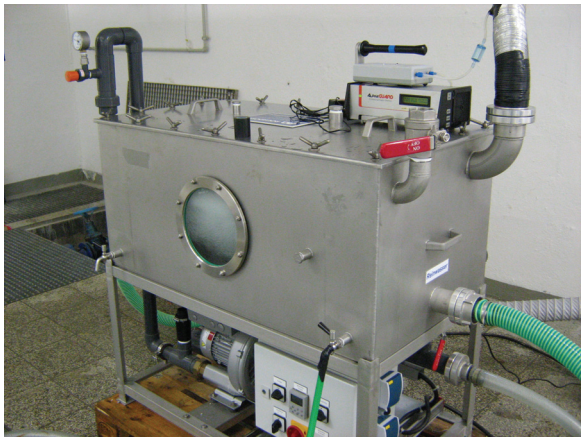


Abb. 5: Versuchsanlage zur Radonentfernung

Abb. 6: Feinblasiger Lufteintrag der Anlage

6. Gesetzliche Regelungen und Strahlenschutz

In Deutschland bestehen derzeit keine gesetzlichen Grenzwerte und Untersuchungspflichten der Wasserversorger für Radon im Trinkwasser. In der Empfehlung der EU-Kommission [4] zu Radon werden Referenzwerte vorgeschlagen, bei deren Überschreitung geprüft werden sollte, ob Gegenmaßnahmen zum Schutz der menschlichen Gesundheit erforderlich sind. Für Radon wurde die Festlegung eines Referenzwertes im Bereich von 100 Bq/l bis 1000 Bq/l empfohlen. Die EU-Kommission sieht die Abgabe von Wasser mit Radon-Konzentrationen über 1.000 Bq/l aus Strahlenschutzsicht als „nicht vertretbar“ und Gegenmaßnahmen deshalb als gerechtfertigt an. Die deutsche Strahlenschutzkommission empfiehlt einen Referenzwert von 100 Bq/l Radon im Trinkwasser der öffentlichen und gewerblichen Wasserversorgung, bei dessen Überschreitung die Durchführung von Gegenmaßnahmen zu prüfen ist [1].

Errechnet man die Dosis durch Ingestion und Inhalation nach SSK [1], so ergibt sich für eine Radonkonzentration von 100 Bq/l eine effektive Dosis von 0,4 mSv/a (Tab. 1). Im Vergleich dazu beträgt die jährliche effektive Dosis durch natürliche Strahlung in Deutschland im Mittel 2,4 mSv/a. Bei einer Radonkonzentration von 250 Bq/l im Trinkwasser ergibt sich eine Dosis von etwa 1 mSv/a. Dieser Wert wird in der Strahlenschutzverordnung [5] beispielsweise für überwachungsbedürftige Rückstände herangezogen. Bei 1.000 Bq/l beträgt die effektive Dosis 4,1 mSv/a, also nahezu den doppelten Wert der mittleren Dosis aus natürlichen Strahlenquellen.

Tab. 1: Aktivitätskonzentration und effektive Dosis

Aktivitätskonzentration Ra-222	**Dosis Ingestion [mSv/a]**	**Dosis Inhalation [mSv/a]**	**Effektive Dosis (Summe) [mSv/a]**
100 Bq/l	0,06	0,35	0,41
250 Bq/l	**0,15**	**0,87**	**1,02**
1.000 Bq/l	0,6	3,5	4,1

7. Fazit und Ausblick

Die Daten, die im Rahmen des Projektes gewonnen wurden, sind bisher nicht vollständig ausgewertet, einige Untersuchungen dauern noch an (Stand dieses Artikels: Ende Juni 2009). Die bisherigen Ergebnisse zeigen, dass die Variabilität des Radongehalts im Rohwasser sowie die Einflüsse der verschiedenen Aufbereitungsanlagen und deren technische Ausführung sehr unterschiedliche Radonkonzentrationen im Reinwasser hervorrufen können und auch die Radonkonzentrationen im Versorgungsnetz Schwankungen unterliegen. Vor allem Einzelproben sind daher wenig aussagekräftig. Für eine Abschätzung der Strahlenexposition sollten daher mehrere zeitlich versetzte Proben entnommen und Schwankungsbereiche beachtet werden.

Die Wasserversorger mit sehr hohen Radonkonzentrationen im Reinwasser (über 1.000 Bq/l) werden im Rahmen des Projektes über ihre Situation aufgeklärt und über Möglichkeiten zur Reduzierung der Radonkonzentration beraten. Ein WVU mit einer Radonkonzentration von 1.800 Bq/l im Reinwasser hat sich daraufhin bereit erklärt, eine Radonentfernung mit Hilfe eines Flachbettbelüfters einzubauen und so die Radonkonzentration deutlich unter 100 Bq/l zu senken. Ausschlag geben für die Reduzierung des Radongehalts auf einen möglichst niedrigen Restgehalt war in diesem Fall das „Minimierungsgebot“, das in der deutschen Trinkwasserverordnung festgelegt ist [5]. Im weiteren Verlauf des Projektes werden ein Maßnahmenkatalog und ein Stufenplan erstellt, um den Wasserversorgern Leitlinien zur Reduzierung hoher Radonkonzentrationen an die Hand zu geben.

8. Literaturverzeichnis

[1] Strahlenschutzkommission (SSK) des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit: Strahlenexposition durch Radon-222, Blei-210 und Polonium 210 im Trinkwasser. Berichte der SSK Heft 43, Bonn, 2004.

[2] EU-Empfehlung 2001/928/EURATOM: Empfehlung über den Schutz der Öffentlichkeit vor der Exposition gegenüber Radon im Trinkwasser, 20. Dezember 2001.

[3] Verordnung über den Schutz vor Schäden durch ionisierende Strahlen (Strahlenschutzverordnung – StrlSchV) vom 20. Juli 2001, zuletzt geändert am 1. September 2005.

[4] Trautmannsheimer, M.: Radonexponierte Arbeitsplätze in Wasserwerken in Bayern. Bayerisches Landesamt für Umweltschutz, Augsburg, 2002.

[5] Verordnung über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch (Trinkwasser-Verordnung – TrinkwV) vom 21.05.2009 (BGBl. 1 S. 959), geändert am 31. Oktober 2006 (BGBl. 1 S. 2407).

BEVÖLKERUNGSEXPOSITION DURCH NATÜRLICHE RADIONUKLIDE IM TRINKWASSER – METHODEN ZUR DOSISABSCHÄTZUNG

POPULATION EXPOSURE BY NATURAL RADIOACTIVITY IN DRINKING WATER – METHODS OF DOSE ESTIMATIONS

V. Gruber[1)], F.J. Maringer[2,1)]

[1)] Low Level Counting Labor Arsenal, Universität für Bodenkultur Wien, Österreich
[2)] Bundesamt für Eich- und Vermessungswesen, Wien, Österreich

Zusammenfassung
Die rechtliche Rahmenbedingung zur „Exposition durch natürliche Radionuklide im Trinkwasser" ist in Österreich die Trinkwasserverordnung - TWV (BGbl. II Nr.304/2001), die eine Umsetzung der europäischen Richtlinie 98/83/EG ist. Diese legt zwei Indikatorrichtwerte fest, einerseits Tritium mit einer Aktivitätskonzentration von 100 Bq/l und andererseits eine Gesamtrichtdosis (effektive Dosis) von 0,1 mSv/a. Die Bestimmung und Bewertung der Gesamtdosis durch natürliche Radionuklide im Trinkwasser in Österreich wird durch die ÖNORM S 5251 beschrieben. Es werden für die Bestimmung der Gesamtrichtdosis im Regelfall nur die Radionuklide ^{226}Ra und ^{228}Ra herangezogen. In dieser Arbeit wird anhand erfolgter Messungen an Trinkwasserproben in Oberösterreich die Bestimmung der Gesamtrichtdosis laut TWV und ÖNORM dargestellt und mit Dosisberechnungen für andere Altersgruppen und Nuklide verglichen. Darüber hinaus werden alternative Methoden zur Dosisbestimmung dargestellt und diskutiert, die eine tägliche Aufnahme von Trinkwasser und eine stetige Ausscheidung der aufgenommen Aktivität aus dem Körper berücksichtigen und dadurch zu geringeren Jahresdosen für die Bevölkerung führen. Da über die Methode und die verwendeten Parameter zur Bestimmung der Dosis durch Radionuklide im Trinkwasser und über die damit verbundenen Richtwerte Uneinigkeit innerhalb Europas, den einzelnen Ländern und Experten besteht, kann dieses eine gute Basis für weitere Diskussionen schaffen.

Summary
In Austria the legal framework to "Exposure by natural radionuclides in drinking water" is the Austrian drinking water directive (BGbl. II Nr.304/2001) which implements exactly the European Drinking Water Directive 98/83/EC. A minimum requirement on the quality of drinking water and water intended for human consumption is appointed in it. For radioactivity two indicative standard parameter limits are established – Tritium activity concentration of 100 Bq/l and total indicative dose TID of 0,1 mSv/a. The appointment and the evaluation of the TID are specified in the Austrian Standard OENORM S 5251. Generally only the radionuclides ^{226}Ra and ^{228}Ra are taken into account for dose calculation. In this paper the estimation of the TID according to the drinking water directive and the OENORM is demonstrated on the basis of measurements of drinking water samples in Upper Austria and compared to dose estimations for other age groups and other nuclides. Besides alternative methods for dose estimations are presented and discussed, which take into account a daily water intake and a continuous excretion of activity from the body. These dose estimations yield clearly lower annual doses for the population. Disagreement persists on methods and applied parameters for estimating total doses caused by radionuclides in drinking water within Europe, its individual countries and experts. This paper can yield a good basis for future discussions.

Schlüsselwörter: *Trinkwasser, Gesamtrichtdosis, Oberösterreich, Dosisabschätzung*
Keywords: *drinking water, total indicative dose, Upper Austria, dose estimations*

1. Einleitung

Die österreichische Trinkwasserverordnung (TWV) [1] ist eine Umsetzung der europäischen Richtlinie 98/83/EG [2] und legt zwei Indikatorrichtwerte fest, einerseits Tritium mit einer Aktivitätskonzentration von 100 Bq/l und andererseits eine Gesamtrichtdosis (effektive Dosis) von 0,1 mSv/a. Diese Gesamtrichtdosis enthält alle Radionuklide ausgenommen ^{3}H, ^{40}K, Radon und Radonfolgeprodukte. Die Bestimmung und Bewertung der Gesamtrichtdosis durch natürliche Radionuklide im Trinkwasser wird durch die ÖNORM S 5251 [3] beschrieben. Im Regelfall werden für die Bestimmung der Gesamtrichtdosis nur die Radionuklide ^{226}Ra und ^{228}Ra herangezogen. Für alle anderen natürlichen Nuklide im Trinkwasser gibt es nur Empfehlungen, in Österreich aber keine gesetzlich festgelegten Grenz- oder Richtwerte. Im Rahmen von Begutachtungen führt dies oft zu unterschiedlichen Interpretationen und es besteht innerhalb Europas und auch innerhalb der Experten der einzelnen Länder Uneinigkeit über die Festlegung von Richtlinien und die Bestimmung der Dosis durch Radionuklide im Trinkwasser. Durch Berechnungen der Dosis mit unterschiedlichen Modellen anhand tatsächlich analysierter Proben können diese verglichen und beurteilt werden. Daraus können Empfehlungen erarbeitet werden, die die Arbeit der Gutachter vereinfachen und einen verhältnismäßigen Schutz der Bevölkerung gewährleisten und praxisgerecht anwendbar sind.

2. Methoden und Durchführung

Von Juli 2004 bis Herbst 2006 wurden in Oberösterreich (Amt der oberösterreichischen Landesregierung, Abteilung Umwelttechnik in Kooperation mit der Universität für Bodenkultur Wien) im Projekt „Strahlenexposition durch Trinkwasser“ [4], [5] rund 350 Wasserproben gezogen und mittels Flüssigszintillation, Massenspektrometrie (ICP-MS) und Gammaspektrometrie auf verschiedene natürliche Radionuklide (Alpha-Beta-Gesamt-Aktivität, ^{222}Rn, ^{238}U, ^{3}H und ^{226}Ra, an ausgewählten Proben auch ^{228}Ra und die Radon-Folgeprodukte ^{210}Pb und ^{210}Po) analysiert. Die Proben wurden verteilt über Oberösterreich in Wasserwerken und Hausbrunnen genommen, sowohl direkt an den Brunnen und Quellen als auch direkt beim Verbraucher. Geologisch interessante Gebiete (geologische Störungen, Geochemischer Atlas [6], Basisgestein mit erhöhtem Radonpotential [7]) wurden intensiver beprobt.
Anhand der ermittelten Aktivitätskonzentrationen der einzelnen Nuklide (c_i) wurden Dosisberechnungen durchgeführt. Der Indikatorparameter Gesamtdosis (*GD*) laut österreichischer Trinkwasserverordnung [1] berücksichtigt laut ÖNORM S 5251 [3] im Regelfall nur die Radionuklide ^{226}Ra und ^{228}Ra und wird gemäß Gleichung (1) berechnet. Dabei sind $h(g)_i$ die jeweils gesetzlich gültigen Dosiskonversionfaktoren für Erwachsene (Alter > 17 a) und als jährliche Konsumationsmenge (*KM*) für Trinkwasser sind 730 l/a festgesetzt.

$$GD = \sum_i GD = \sum_i h(g)_i \cdot c_i \cdot KM \qquad i...Ra\text{-}226,\ Ra\text{-}228 \qquad (1)$$

Zum Vergleich wurde gemäß Formel (1) auch der Dosisbeitrag der anderen analysierten Radionuklide (^{238}U, ^{210}Pb, ^{210}Po) und eine Gesamtdosis aller betrachteten Nuklide berechnet. Darüber hinaus wurden die Dosisbeiträge der einzelnen Nuklide und die Gesamtdosis auch mittels Dosiskonversionsfaktoren für andere Altersklassen (Babies und Kinder) berechnet, da diese Altersklassen in manchen Ländern herangezogen und die für die Beurteilung zu verwendenden Altersklassen von den Experten noch diskutiert werden. Für die Berechnungen

wurden die Dosiskonversionsfaktoren laut Basic Safety Standards 1996 [8] und die jährlichen Trinkwasser Konsumationsmengen für die verschiedenen Altersklassen laut [2] verwendet. Die Altersklasse 12-17 Jahre wurden bei den Dosisberechnungen nicht berücksichtigt, da kein definierter Wasserkonsum für diese Altersklasse existiert [9]. Um die Relevanz der Dosisbeiträge der einzelnen Nuklide zur Gesamtdosis einer Trinkwasserprobe zu evaluieren, wurde dies für alle Proben berechnet und dargestellt.
Darüber hinaus wurden – angelehnt an ein Modell von Bronzovic et al. [10] – erste Dosisabschätzungen für einzelne Radionuklide durchgeführt mit Berücksichtigung einer kontinuierlichen täglichen Wasseraufnahme und einer kontinuierlichen Ausscheidung der Radionuklide aus dem Körper. Für diese tägliche Ausscheidung wurde der *m(t)*-Faktors laut [11] verwendet. Dieser berücksichtigt, dass der größte Teil eines Radionuklids innerhalb weniger Tage wieder aus dem Körper ausgeschieden wird. Durch die tägliche Aufnahme und das kontinuierliche Ausscheiden der Radionuklide kann eine tägliche Radionuklidaktivität im Körper abgeschätzt und daraus eine Dosis für den Gesamtkörper bestimmt werden.

Diese Berechnungen über die herkömmliche Methode der Bestimmung der Gesamtdosis laut Trinkwasserverordnung [1] und ÖNORM [2] hinaus, sollen zu einer erweiterten Abschätzung der Strahlenexposition der Bevölkerung durch Radionuklide im Trinkwasser beitragen und als Basis für zukünftige Empfehlungen dienen.

3. Ergebnisse und Diskussion

Die Berechnungen der Gesamtdosis laut Gleichung (1) und ÖNORM S 5251, mit Berücksichtigung von nur ^{226}Ra und ^{228}Ra zeigt, dass für keine der untersuchten Trinkwasserproben in Oberösterreich der Indikatorrichtwert von 0,1 mSv/a überschritten wurde (Abb. 1). In den Abbildungen werden nur die Messproben dargestellt, bei denen sowohl die Aktivitätskonzentration von ^{226}Ra als auch ^{228}Ra über der Erkennungsgrenze (DL) liegt. Dasselbe gilt für ^{210}Pb und ^{210}Po im rechten Bild der Abbildung 1. Gemäß der Summenhäufigkeitsverteilung in Abb. 1 ist für 90 % der Trinkwässer in Oberösterreich eine Gesamtdosis laut ÖNORM von unter 0,01 mSv/a zu erwarten, was einem Zehntel des Indikatorrichtwerts der Gesamtdosis entspricht.

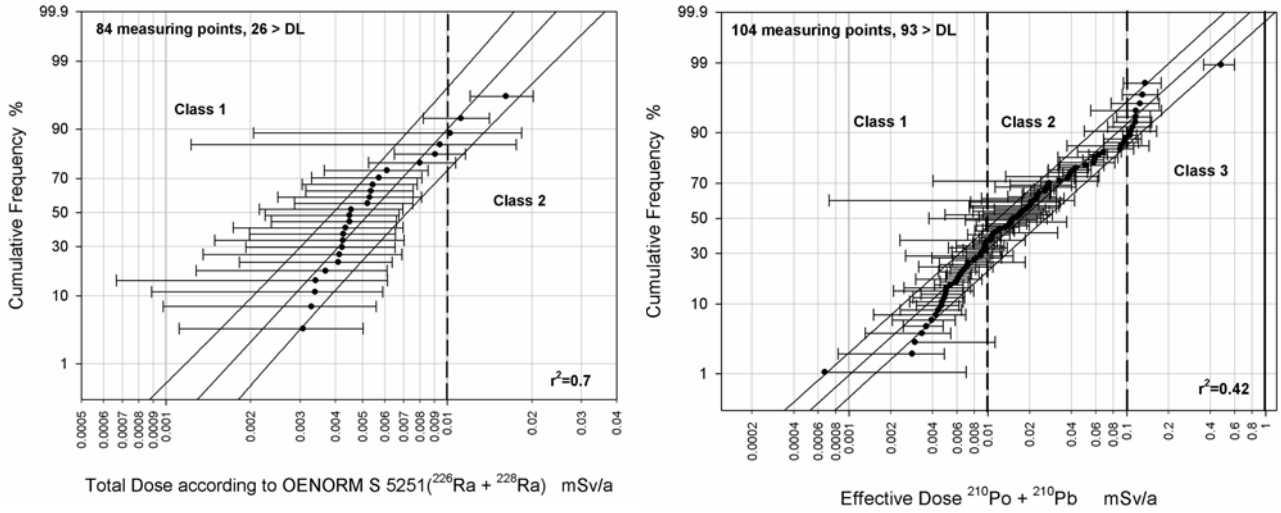


Abb. 1: Summenhäufigkeitsverteilung der Gesamtdosis laut ÖNORM S 5251 (^{226}Ra, ^{228}Ra) und durch ^{210}Pb und ^{210}Po [5]

Die Dosisberechnung mit Berücksichtigung anderer Nuklide zeigt, dass der Dosisbeitrag von ^{238}U im Allgemeinen kaum Bedeutung hat, für einzelne Proben jedoch der ^{238}U Dosisbeitrag den von ^{226}Ra und ^{228}Ra übersteigt. Die Gesamtdosis von ^{210}Pb und ^{210}Po liegt deutlich höher und liegt für ungefähr 10% der Proben über 0,1 mSv/a (Abb.1). Dies zeigt, dass diese beiden Nuklide aus Strahlenschutzgründen in Richtlinien und Verordnungen nicht unberücksichtigt bleiben sollten.

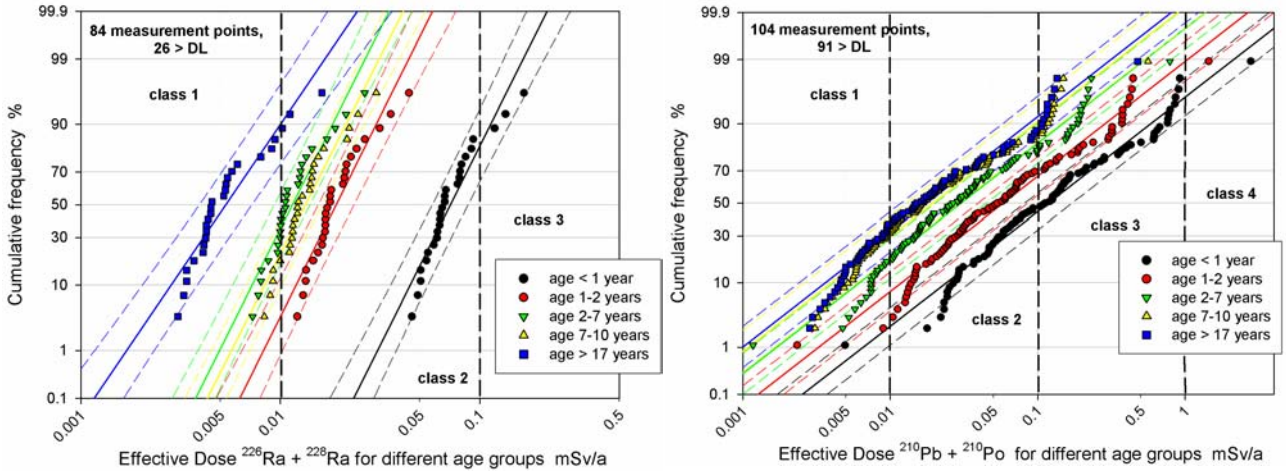


Abb. 2: Summenhäufigkeitsverteilung der Gesamtdosis für ^{226}Ra und ^{228}Ra und für ^{210}Pb und ^{210}Po für verschiedene Altersklassen [5]

Die Dosisberechnungen für die einzelnen Nuklide für unterschiedliche Altersgruppen zeigen, dass die Gesamtdosis von ^{226}Ra und ^{228}Ra aller untersuchten Proben auch für Kinder deutlich unter dem Indikatorrichtwert von 0,1 mSv/a liegen. Nur für Babies (Altersgruppe < 1 a) sind für 10% der Wässer in Oberösterreich eine Überschreitung des Indikatorrichtwerts zu erwarten (Abb. 2). Keine der untersuchten Wasserprobe hat eine von ^{238}U verursachte Dosis über 0,1 mSv/a, auch nicht in der Altersgruppe < 1 a. Für ^{210}Pb und ^{210}Po zeigt sich erwartungsgemäß bei allen Altersgruppen ein anders Bild – die ermittelte Gesamtdosis dieser beiden Nuklide zeigt für einige Prozent der Wässer für die Altergruppe < 1 a über 1 mSv/a, dem Zehnfachen des Indikatorrichtwerts und für ungefähr 50% alle Proben für < 1 a über 0,1 mSv/a (Abb. 2).

Abbildung 3 zeigt den Dosisbeitrag der einzelnen Nuklide zur jährlichen Gesamtdosis, berechnet für jede einzelne Trinkwasserprobe. Für die meisten Proben wird der Hauptdosisbeitrag (oft bis zu 100%) durch ^{210}Po verursacht, da dieses Nuklid einen hohen Dosiskonversionsfaktor [8] hat. Die Aktivitätskonzentration von ^{228}Ra liegt für viele Proben unter der Erkennungsgrenze, bei Proben mit Aktivitätskonzentration von ^{228}Ra über der Erkennungsgrenze ist jedoch durch den ebenfalls hohen Dosiskonversionsfaktor [8] ein deutlicher Dosisbeitrag zu erkennen.

Die berechnete Gesamtdosis für die verschiedenen Radionuklide unter Berücksichtigung einer täglichen Wasseraufnahme und kontinuierlichen Ausscheidung laut *m(t)* führt bei Berechnung über die Energiedosis und bezogen auf den Gesamtkörper bei gleicher Aktivität im Wasser auf eine, um zwei Größenordnungen kleinere Gesamtdosis für Erwachsene und eine um mindestens eine Größenordnung kleiner Gesamtdosis für Babies gegenüber der herkömmlichen Methode laut Trinkwasserverordnung und Formel (1). Dies wirft die Frage auf, ob die Dosisberechnung laut Formel (1) die Strahlenexposition der Bevölkerung durch

Radionuklide im Trinkwasser überschätzt und der Indikatorrichtwert mit 0,1 mSv/a unverhältnismäßig streng ist.

Als Ergebnis des Trinkwasserprojekts in Oberösterreich wurden erste Empfehlungen erarbeitet, die die Arbeit der Gutachter bei Beurteilungen von Wässern erleichtern sollen. Diese Empfehlungen wurde bereits in den Österreichischen Trinkwasserkodex [12] übernommen und basieren darauf, zwischen einem Überwachungswert (Indikatorrichtwert Gesamtdosis mit 0,1 mSv/a) und einem 10-fachen Eingreifwert (Gesamtdosis 1 mSv/a) zu unterscheiden. Bei Überschreitung dieses Eingreifwerts sind geeignete Abhilfemaßnahmen und eine angemessene Frist für deren Umsetzung zu empfehlen. Die Empfehlung enthält auch bereits Eingreifwerte für die Aktivitätskonzentrationen von Radon (1000 Bq/l) und den Radonfolgeprodukten ^{210}Pb (2 Bq/l) und ^{210}Po (1 Bq/l).

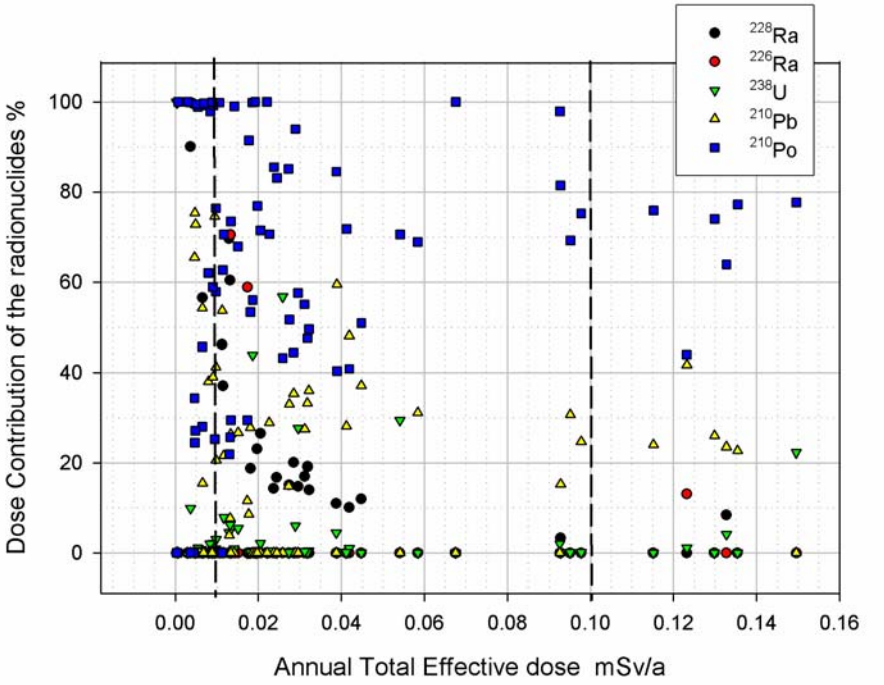


Abb. 3:Dosisbeitrag der einzelnen Nuklide zur jährlichen Gesamtdosis der einzelnen Trinkwasserproben (berechnet für Erwachsene > 17 a) [5]

4. Ausblick

In einem weiteren Projekt sollen die oben kurz beschriebenen alternativen Dosisberechnungen evaluiert und erweitert werden. Dies soll dazu beitragen, die erarbeiteten Empfehlungen mit dem 10-fachen Wert des Indikatorrichtwerts als Eingreifwert zu stützen. Zusätzlich sollen Empfehlungen für einzelne Radionuklide erarbeitet und die bestehenden Richtlinien und Normen erweitert werden (v.a. um das dosisrelevante Nuklid ^{210}Po).
Das Ziel für das Thema „Natürliche Radionuklide im Trinkwasser“ ist in Zukunft einen verhältnismäßigen Strahlenschutz der Bevölkerung durch zielgerichtete, wirtschaftliche und praxisgerecht anwendbare Richtlinien und Normen zu gewährleisten.

5. Danksagung

Die Autoren danken dem Amt der oberösterreichischen Landesregierung, Direktion Umwelt- und Wasserwirtschaft, Abteilung Umweltschutz für die Ermöglichung des Projekts – insbesondere H. Kaineder, E. Nadschläger und S. Sperker – für die organisatorische und finanzielle Unterstützung bei der Durchführung der Untersuchungen.

6. Literaturverzeichnis

[1] Republik Österreich: 304. Verordnung des Bundesministers für soziale Sicherheit und Generationen über die Qualtität des Wassers für den menschlichen Gebrauch (Trinkwasserverordnung – TWV), BGBl. II, Nr. 304, ausgegeben am 21. August 2001, Wien, 2001

[2] Europäische Kommission: Council Directive 98/83/EC of 3 November 1998 on the quality of water intended for human consumption, Official Journal L 330, 05.12.1998, p.0032-0054, 1998

[3] Österreichisches Normungsinstitut: ÖNORM S 5251, Bestimmung und Bewertung der Gesamtdosis durch Radionuklide im Trinkwasser, Wien, 2005

[4] Gruber, V., Maringer, F.J., et al.: Strahlenexposition durch Trinkwasser in Oberösterreich – 2004 bis 2006, Teilprojekt Bevölkerungsexposition, Endbericht, Amt der oberösterreichischen Landesregierung, Umwelt- und Anlagentechnik, 2007

[5] Gruber, V.: Radiation Exposure by Natural Radionuclides in Drinking Water in Upper Austria – A Radioanalytical and Hydrogeological Research and Evaluation in an International Context, Dissertation, Universität für Bodenkultur, 2009

[6] Geologische Bundesanstalt (Hrsg.): Geochemischer Atlas der Republik Österreich, Wien, 1987

[7] Schubert, G.; Finger, F.; Gasser, V.; Lettner, H.: Radionuklide im Grundwasser des kristallinen Untergrunds im Mühlviertel, Endbericht zum Pilotprojekt, Geologische Bundesanstalt Wien, 2003

[8] International Atomic Energy Agency (IAEA): International Basic Safety Standards for Protection against Ionizing Radiation and for the Safety of Radiation Sources, Safety Report Series, No. 115, Wien, 1996

[9] Risica, S., Grande, S.: Council Directive 98/83/EC on the Qualtiy of Water Intended for Human Consumption: Calculation of Derived Activity Concentrations, Rapporti ISTISAN 00/16, Rom, 2000

[10] Bronzovic, M., Marovic, G., Vrtar, M.: Public Exposure to Ra-226 in Drinking Water, Arh Hig Rada Toksikol 57:39-44, 2006

[11] International Atomic Energy Agency (IAEA): Methods for Assessing Occupational Radiation Doses Due to Intakes of Radionuclides, Safety Reports Series, No.37, Wien, 2004

[12] Bundesministerium für Gesundheit, Familie und Jugend (BMGFJ): Österreichisches Lebensmittelbuch, 4.Auflage, Kapitel B, Trinkwasser, Wien, 2008

NATÜRLICHE RADIONUKLIDE IN ÖSTERREICHISCHEN GRUND- UND TRINKWÄSSERN

NATURAL RADIONUCLIDES IN AUSTRIAN GROUND- AND DRINKING WATER

Christian Katzlberger, Claudia Landstetter
Österreichische Agentur für Gesundheit und Ernährungssicherheit, CC Strahlenschutz und Radiochemie, Spargelfeldstraße 191, A-1226 Wien

Zusammenfassung

Die Verordnung über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch (Trinkwasserverordnung - TWV), BGBl. II Nr. 304/2001, setzt die Häufigkeit von Prüfungen für Trinkwasser und deren Umfang (Untersuchungsparameter) fest. Revisionen der Verordnungergaben insbesondere für große Wasserversorger strengere Vorgaben für die Untersuchung auf Radioaktivität. Um ein besseres Bild über die regionale Verteilung der Radionuklidgehalte zu bekommen, auf dessen Basis eine risikobasierte Probenahme- und Untersuchungsstrategie, anstatt der bisher üblichen - auf Schüttmengen basierenden - Festsetzung von Überprüfungungsintervallen, geschaffen werden kann, wurde die Österreichische Agentur für Gesundheit und Ernährungssicherheit vom Bundesministerium für Gesundheit und vom Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft mit einem Projekt über die Ermittlung von Radioaktivität in Grund- und Trinkwasser beauftragt.

Da in Österreich in erster Linie Quell- und Grundwasser und kaum Oberflächenwasser zur Trinkwassergewinnung herangezogen wird, liegt der Schwerpunkt der Untersuchungen auf natürliche Radionuklide (Uran, Ra-226, Rn-222, Pb-210, Po-210 und Ra-228). Zur Probenahme konnte auf das 2500 Messstellen umfassende Netzwerk der Gewässerzustands-überwachungsverordnung zugegriffen werden. Die Auswahl der Probenahmestellen erfolgte auf Basis früherer Untersuchungsergebnisse (Ra-226 und Rn-222) und geologischer Randbedingungen, wobei aus jedem Grundwasserkörper zumindest eine Probe entnommen wurde. In Summe wurden 550 Entnahmestellen beprobt. Die ausgewählten Entnahmestellen werden alle zur Trinkwassergewinnung verwendet.

Der vorliegende Beitrag beschreibt das Projektdesign, die analytischen Methoden und präsentiert erste Ergebnisse der Untersuchungen.

Abstract

The Austrian drinking water ordinance, the national implementation of the European Union drinking water directive, sets standards for the extent and the frequency with which analyses of the different parameters shall be performed to ensure the quality of water for the human consumption. This ordinance has been revised in 2006 and 2007 now including more stringent regulations for radioactivity measurements especially for large drinking water providers. In order to get a more precise picture of the situation in Austria concerning regional distributions of radionuclide contents in drinking water and to focus the efforts of analytical activities on a more risk based strategy instead of a sole size based control programme, the Austrian Ministry for Health, Women and Youth together with the Ministry for Agriculture, Forestry, Environment and Water Management has funded a project about radioactivity in ground- and drinking water.

In Austria basically spring and groundwater but barely surface water is used as drinking water. In case of the release of artificial radionuclides like Cs-137 or Sr-90 they would be adsorbed e.g. on soil or bedrock and would barely get into the groundwater. Therefore the survey within this project is focused on natural radionuclides in drinking water (Uranium, Ra-226, Rn-222, Pb-210, Po-210 and Ra-228).

In Austria there exists a network for the surveillance of groundwater on various physicochemical parameters. This network includes about 2500 sampling stations and is structured in defined groundwater bodies. Based on results of former projects on Radium-226 and Radon-222 in groundwater in Austria, the sampling locations has been selected in order to get an overview of all groundwater bodies and to get more detailed information about radionuclide contents in regions, where geological conditions imply a higher probability for elevated radioactivity contents. The selection of the sampling stations was limited on wells and springs which are also used for drinking water production. In total 550 sample stations were selected.

The paper presents the project design, analytical methods and first results of the study.

STRAHLENBELASTUNG BEI UMGANG, LAGERUNG UND ABFALLHALTUNG VON NATÜRLICHER RADIOAKTIVITÄT IN ROHSTOFFEN

NATURAL RADIATION EXPOSURE OCURRING AT HANDLING, STORAGE AND DIPOSAL OF NATURAL RADIOACTIVE MATERIALS

Peter Brunner

Institut für Analytische Chemie und Radiochemie, Universität Innsbruck

Zusammenfassung

Bei der Verarbeitung von Rohstoffen, die natürliche radioaktive Isotope (also z.B. U-238, Th-232 oder K-40) enthalten, zu industriellen Produkten, wie Glas, Schleifmittel, Schweißelektroden etc. kommt es in den Produkten aber auch in gewissen Industrieabfällen (z.B. Schleifscheibenabfälle) immer wieder zu Konzentrationen an natürlich vorkommenden radioaktiven Stoffen, die zwar keineswegs den höchsten möglichen natürlich aufscheinenden Konzentrationen entsprechen, aber doch deutlich messtechnisch erfassbar sind und manchmal zu Irritationen von Verwendern und Öffentlichkeit führen können. Diese Radioaktivität kann als Matrixbestandteil oder Zusatzstoff bewusst oder unbewusst eingebracht werden.

Die NatStrV gilt für Verarbeitungsbetriebe, welche industrielle oder gewerbliche Verwendung von Materialien mit hohem natürlichem Uran- oder Thoriumgehalt, beispielsweise als Abrasiv beim Hochdruckflüssigkeitsschneiden und Sandstrahlen zum Ziel haben, mit Ausnahme jener Betriebe, bei denen die im Betrieb vorhandenen Materialmengen zu keinem Zeitpunkt 1500 Kilogramm überschreiten.

Die NatStrV gilt weiters für Arbeitsbereiche, bei denen Rückstände mit erhöhtem Gehalt an Uran und Thorium und deren Zerfallsprodukten in Form von Schlämmen, Stäuben, Schlacken, Aschen etc. anfallen wie die industrielle oder gewerbliche Verwendung von thoriumhaltigen Produkten und von Materialien mit hohem natürlichem Uran- oder Thoriumgehalt.

Es werden die Isotope der Uran-Radium-Zerfallsreihe, die Isotope der Thorium-Actinium-Zerfallsreihe und primordiales Kalium-40 gammaspektrometrisch untersucht.

Die NatStrV normiert, dass wenn in Materialien oder Rückständen aus Arbeitsbereichen ***die höchste Aktivitätskonzentration von jedem Radionuklid der Zerfallsreihen von Uran und Thorium kleiner als 1 Bq/g*** *ist, ist davon auszugehen ist, dass die effektive Dosis bei beruflicher Strahlenexposition 1 mSv pro Jahr und für Einzelpersonen der Bevölkerung 0,3 mSv pro Jahr nicht übersteigt.*

Messwerte für U-238, Th-232 und K-40 werden (auszugsweise mit Gammaspektren) vorgestellt.

Summary

Processing certain raw materials containing natural radioactive isotopes (e.g. U-238, Th-232 or K-40) into products such as glas, abrasives, grinding materials or electrodes used for gasshielded tungsten-arc welding also leads to certain concentrations of industrial waste contaning natural

radioactive materials. Such industrial waste does not necessarily contain natural radioactive substances in concentrations exceeding the highest possible levels but nevertheless in significantly measurable quantities. This, however, frequently leads to confusion bordering on irritation by entities processing such substances as well as the general public, since they tend to believe natural radioactive substances in unobjectable concentration to cause similar or identical - health - consequences as man made radioactive substances in detrimental concentration.

Radioactive materials may be incorporated intenionally or unintentionally into the product as main or additional ingredients.

The recent Austrian Regulation on Natural Radioactive Materials (NatStrSchV 2008) is applicable for entities processing substances containing high levels of natural Uranuim or Thorium e.g. abrasives used with high-pressure-liquid-cutting or at sandblasting. However, if the quantities used do not exceed 1500 Kg per entity the aforesaid Regulation does not apply.

Furthermore aforesaid Regulation applies to operations producing – among others – residue substances containing higher doses of Uranium or Thorium (in various shapes) as well as decay products thereof.

Isotopes of the Uranium-Radium decay-chain, isotopes of the Thorium-Actinium decay-chain as well as primordial K-40 are being anylized using gammaspectroscopy. The abovementioned Regulation stipulates that if substances or residues do show an activityconcentration not exceeding 1 Bq/g per radionucleid of the decay-chains of Uranium or Thorium it may be deducted that the effective dose concerning occupational radiation exposition of 1 mSv per year and person and of the general public (per person) does not exceed 0,3 mSv per year.

Readings for U-238, Th-232 and K-40 will be presented.

RADON IN WOHNRÄUMEN – RETROSPEKTIVE BETREFFEND BAUTECHNISCHE MAßNAHMEN

RADON IN RESIDENTIAL AREAS- A RETROSPECTIVE ON CONSTRUTION MATERIALS

Peter Brunner

Institut für Analytische Chemie und Radiochemie, Leopold-Franzens-Universität Innsbruck

Zusammenfassung
Bedingt durch einen Bergsturz vor ca. 8.000 Jahren im Bereich von Umhausen, Ötztal, wurde, ausgelöst durch die Tatsache, dass sich erhöhte Lungenkarzinominzidenzen statistisch in diesem Bereich ergaben, in den frühen 90er Jahren bekannt, dass die Radonkonzentration in der Raumluft in diesem Gebiet überraschend hoch ist. Im Normalfall beträgt die Rn-222 Konzentration etwa 50 Bq/m³ Raumluft. In Umhausen wurden punktuell Konzentrationen bis zu 300.000 Bq/m³ gemessen. Ein anderes Haus wies im Jahresmittel ca. 50.000 Bq/m³ auf.

Maßnahmen zur Reduktion der Radonkonzentration wurden gesucht:

- *Subfundamentale Absaugung mittels Drainagerohren*
- *Absaugung knapp unter dem Estrich („Holokaustic System")*
- *Raumluftabsaugung mit Wärmerückgewinnung*
- *Abdichtung der Hausmauern im Kellerbereichmittels Kunststoffverpressung*
- *Innenabdichtung im Kellerbereich*
- *„Stelzenbauweise" bei Neubauten*

So erwies sich die subfundamentale Absaugung als sehr effizient (von ca. 50.000 Bq/m³ auf weniger als 1.500 Bq/m³ im Jahresmittel). Für die weiteren Methoden lagen die Reduktionsfaktoren bei etwa 20 bis 5, leider auch bei 0! Bei Neubauten im Planungsstadium empfiehlt sich die subfundamentale Absaugung sowie die Stelzenbauweise, z.B. wenn eine Garage unter dem Wohnbereich geplant ist.

Ein so genannter Radonbrunnen (Absaugung außerhalb des Gebäudebereiches) war nicht zielführend.

Summary
In the early 1990-ies it became evident that in statistics pulmonal carcinoma incidence in the area of Umhausen (Ötztal) had increased significantly. Studies therefore revealed that a major land-slide approx. 8'000 years ago lead to an increased emission of Radon in the area hence causing a dramatically increased concentration of Radon-222 in compartment-air locally. Average concentration amounts to approx. 50 Bq/m3 of Radon-222 in compartment air. Random checks revealed Radon-222 concentration as high as 300.000 Bq/m3 in compartment-air. One particular private residence showed an annual average as high as 50.000 Bq/m3
.
Intense research for (structural and other) actions commenced:

• Subfundamental exhausts via Drainage-pipes
• Exhaust directly below pavement („Holocaustic System")
• Compartment-air exhausts recycling exhaust-temperature
• Insulation of walls (cellar) using plastic-materials
• Interior-Insulation (cellar)
• Stilts-construction of residences (areation below pavemet)

Subfundamental exhausts have proven extremely efficient (reduction from 50.000 Bq/m3 to less than 1.500 Bq/m3 average annually). The other methods as per above did not prove as efficient by reaching a reduction factor of merely 20 to 5 and regrettably even zero(!). Experts now do recommend subfundamental exhausts as well as stits-construction (combined with a garage below residential area) for buildings to be errected in the future.

Implementation of the so called Radon-well (exhaust outside of residential area) did not prove efficient.

RADON IN ÖFFENTLICHEN GEBÄUDEN

RADON IN PUBLIC BUILDINGS

H. Schulz[1], K. Flesch[1], E. Hermann[2], W. Löbner[3], B. Leißring[4]

[1)] IAF - Radioökologie GmbH, Karpatenstraße 20, D-01326 Dresden
[2)] B.P.S. Engineering GmbH, Reinsdorfer Str. 29, D-08066 Zwickau
[3)] WISMUT GmbH, Jagdschänkenstr. 29, D-09117 Chemnitz
[4)] Bergtechnisches Ingenieurbüro GEOPRAX, Max Planck Str. 18, D-09114 Chemnitz

Zusammenfassung
Vom Freistaat Sachsen wurde eine Studie beauftragt, wie belastbare Erhebungsmessungen zur Charakterisierung der Radonsituation in öffentlichen Gebäuden mit einem vertretbaren finanziellen und personellen Aufwand durchgeführt werden können, um ggf. durch geeignete Maßnahmen eine Reduzierung der Strahlenexpositionen für die Nutzer der öffentlichen Gebäude zu erreichen. Das Untersuchungskonzept wurde an 6 Objekten erprobt.
Zur Charakterisierung der Radonsituation unter realen Nutzungsbedingungen hat sich die zeitaufgelöste Messung der Radonkonzentration über 1 bis 2 Wochen erwiesen. Eine entsprechende neuartige Datenanalyse ermöglicht die Identifikation eines "typischen Tagesganges", der entweder den Einfluss veränderlicher Raumnutzung oder der Lüftungsbedingungen zum Ausdruck bringt. Die Ermittlung eines "mittleren" Tagesganges der Radonkonzentration, getrennt für die Arbeits- bzw. Schultage und für das Wochenende bzw. Ferien, ist für die Bewertung der Expositionssituation in öffentlichen Gebäuden von grundlegender Bedeutung. Es zeigte sich, dass die Radonkonzentration während der Nutzung in der Regel deutlich geringer ist als in den Zeiten, wo die Räume bzw. die Gebäude ungenutzt sind. Als besonders zielführend haben sich Langzeitradonmessungen mit Kernspurdetektoren erwiesen, die mit Hilfe eines Schaltmoduls in unterschiedlichen Zeitfenstern (z.B. Tag/Nacht oder Arbeitszeit/Freizeit) durchgeführt wurden.

Summary
From the Free State of Saxony, a study was commissioned to survey how reliable measurements to characterize the radon situation in public buildings at a reasonable financial and human effort can be carried out to reduce radiation exposure in public buildings. The study approach was for 6 objects. To characterize the radon situation the time evolution measurement of radon concentrations of more than 1 to 2 weeks turned out to be sufficient. A novel data analysis enables the identification of a "typical daily alteration of the radon concentration" depending on the ventilation conditions and the daily use of the offices or class rooms. The identification of typical diurnal radon variations for the working time and weekends or holidays is of fundamental importance for assessing the exposure situation in public buildings. It was shown that the radon concentration during working time are in general much lower than in the times when the buildings (offices) are unused. It turned out that the long-term radon measurements with nuclear track detectors within distinct time regimes (day / night, working hours / leisure time) by utilizing switch modules are very efficient to estimate the actual exposure.

Schlüsselwörter: *Radon-, Expositionssituation, öffentliche Gebäude, Lüftungsbedingungen*
Keywords: *radon-, exposure situation, public buildings, ventilation conditions*

1. Einleitung

Im Freistaat Sachsen wurden in den letzten Jahren erhebliche Anstrengungen unternommen, um die gegenwärtige Situation der Strahlenexposition der Bevölkerung durch Radon in der Innenraumluft von Gebäuden näher zu charakterisieren und Schlussfolgerungen für eine zielgerichtete Reduzierung der Radonexposition abzuleiten. In den letzten 10 bis 15 Jahren wurden im Freistaat Sachsen bereits verschiedene Projekte zur Erfassung der Radonsituation in Wohngebäuden durchgeführt.
Der Kenntnisstand zur tatsächlichen Radonsituation in öffentlichen Gebäuden (Rathäuser, Schulen, Kindergärten, Krankenhäuser usw.) ist hingegen im Freistaat Sachsen noch nicht zufriedenstellend. Aus dem Umstand, dass sich die Nutzungsbedingungen und die Bauweise von öffentlichen Gebäuden grundlegend von Wohngebäuden unterscheiden, resultierte die Feststellung, dass die bisherigen Kenntnisse zur Radonsituation in Wohngebäuden sich nicht unmittelbar auf öffentliche Gebäude übertragen lassen. Eine wesentliche Zielstellung in dem hier vorgestellten Vorhaben ("Radon in öffentlichen Gebäuden") lag in der Erarbeitung einer Konzeption, wie belastbare Erhebungsmessungen zur Charakterisierung der Radonsituation in öffentlichen Gebäuden mit einem vertretbaren finanziellen und personellen Aufwand durchgeführt werden sollten, um ggf. geeignete und verhältnismäßige Maßnahmen zur Reduzierung von Strahlenexpositionen für die Nutzer der öffentlichen Gebäude im Sinne des Strahlenschutzes der allgemeinen Bevölkerung ergreifen zu können.

2. Konzeptionelle Herangehensweise zur Bewertung der Expositionssituation in öffentlichen Gebäuden

Im Laufe der Projektbearbeitung wurde für den Anwendungsfall "Radon in öffentlichen Gebäuden" eine neuartige konzeptionelle Herangehensweise entwickelt. Damit konnten der Zusammenhang zwischen dem Radonpotential im Baugrund und der Radonkonzentration im Gebäude unter Berücksichtigung des Systemverhaltens in einem öffentlichen Gebäude besser quantifiziert und auf der Basis von "Kurzzeitmessungen" Prognosen für die Radonsituation in einem typischen Jahr erstellt werden. Diese Prognosen sind für die Bewertung der Expositionssituation entscheidend. Für diese neue konzeptionelle Vorgehensweise bei Erhebungsmessungen in öffentlichen Gebäuden spielten die Unterschiede hinsichtlich der Nutzungsbedingungen zwischen Wohngebäuden und öffentlichen Gebäuden eine wesentliche Rolle.
Die Anwendung von zeitaufgelösten Kurzzeitmessungen, die gleichzeitig in mehreren Räumen des Gebäudes ausgeführt wurden, ermöglichten eine bessere Charakterisierung bzw. Abbildung des Einflusses des Nutzungsverhaltens und den Radontransport innerhalb des Gebäudes. Dies ist für die Ursachenermittlung von erhöhten Radonkonzentrationen von Bedeutung. Die Einbeziehung weiterer zeitaufgelöster Parameter (Temperaturänderungen, Luftdruckänderungen, Differenzdruckmessungen, Luftwechselmessungen mittels Tracergastechnologie) ermöglichten im Ergebnis differenzierte Aussagen zur Radonsituation bezüglich häufiger frequentierter Räume und weniger häufig frequentierter Räume in den öffentlichen Gebäuden.

3. Methodische Schritte für die Charakterisierung der Radonsituation in öffentlichen Gebäuden

Es wurde eine stufenweise Vorgehensweise gewählt, bei der verschiedene methodische Schritte im Zusammenhang mit der Charakterisierung der Radonsituation in öffentlichen Gebäuden mehr oder weniger an Einzelobjekten erprobt und damit eine optimale Vorgehenswei-

se entwickelt werden konnte. Diese Strategie berücksichtigte die individuelle Nutzungs- und Gebäudesituation öffentlicher Gebäude. In der Regel besitzen öffentliche Gebäude eine größere Zahl von einzelnen Räumen, die sich in ihrer Nutzung erheblich unterscheiden können. Dies lässt es von vorn herein als unverhältnismäßig erscheinen, alle Räume eines Gebäudes durch Radonmessungen zu charakterisieren. Es ist auch nicht zulässig von Messergebnissen im Keller eines Gebäudes auf die Radonsituation in den oberen Geschossen eines öffentlichen Gebäudes zu schließen. Damit war die Frage zu klären, wo repräsentative Messungen in einem komplexen Gebäude durchzuführen sind.
Im Rahmen der durchgeführten Untersuchungen wurde das erarbeitete Untersuchungskonzept an sechs ausgewählten Objekten unterschiedlicher Nutzungskategorien (Schulen, Rathäuser, Verwaltungsgebäude) mit verschiedenen objektspezifischen Schwerpunkten in Form von mehreren Messprogrammen zur Detailanalyse der Radonsituation im Gebäude umgesetzt.

4. Charakterisierung der Radonsituation in öffentlichen Gebäude

Es hat sich bei den durchgeführten Untersuchungen im Rahmen des Projektes gezeigt, dass zu einer Ersterfassung der Radonsituation im Gebäude die Analyse des Gebäudeaufbaus, der Nutzungsbedingungen der einzelnen Räume und der Belüftungsbedingungen in Kombination mit Kurzzeitmessungen der Radonkonzentration (mit Monitoren bis 1 Stunde oder mit Elektreten wenige Tage) in den verschiedenen Etagen bzw. Gebäudeteilen von grundlegender Bedeutung ist. Bereits auf einem solchen Untersuchungsniveau (einfache orientierende Messungen) kann mit verhältnismäßig geringem Aufwand festgestellt werden, ob weitere Untersuchungen ins Auge zu fassen und wo sie anzusetzen sind. Es hat sich bei den bisher untersuchten öffentlichen Gebäuden nicht bestätigt, dass die Radonkonzentrationen vom Keller bis in die oberen Etagen systematisch abnehmen müssen.
Weiterhin konnte mit stichprobenartigen kurzzeitigen Radonmessungen bereits eindrucksvoll aufgezeigt werden, dass zwischen der normalen Raumnutzung (während der Nutzung, Arbeitszeit bzw. der Unterrichtszeit) und der Zeit, wo die Räume ungenutzt sind (Abend- und Nachtstunden, Wochenenden) in der Regel signifikante Unterschiede in der Radonsituation zu verzeichnen sind. Der erhöhte Luftaustausch während der Nutzung eines Raumes durch Öffnen von Türen und Fenstern und veränderte Raumtemperaturen bedingen eine Verringerung der Radonkonzentration in Räumen um mehr als den Faktor 2. Damit ist die formale Übertragung gemessener Radonkonzentrationen in ungenutzten Räumen auf die sich einstellende Situation bei realer Nutzung nicht möglich. Die bisherige Vorgehensweise, zeitlich integrierende Langzeitmessungen mit Kernspurdetektoren durchzuführen, ist zumindest für öffentliche Gebäude für die Bewertung der Radonsituation nicht ausreichend und kann zu einer erheblichen Überschätzung von Radonexpositionen der Gebäudenutzer führen.
Als eine leistungsfähige Untersuchungsmethode zur Charakterisierung der Radonsituation in einem öffentlichen Gebäude unter realen Nutzungsbedingungen hat sich die zeitaufgelöste Messung der Radonkonzentration (in Zeitschritten von 10 min) über mehrere Tage (optimal 1 bis 2 Wochen, die Wochenenden eingeschlossen) erwiesen. Mit dieser Vorgehensweise können prinzipiell Veränderungen in der Radonkonzentration infolge des Raumnutzungseinflusses (Arbeitstag und Wochenende) oder infolge veränderter meteorologischer Bedingungen (Unterschiede Tag und Nacht, sommerliche und winterliche Bedingungen) nachvollziehbar abgebildet werden. Die Wiederholung der Messungen an mehreren Tagen und eine entsprechende neuartige Datenanalyse ermöglicht die Identifikation eines "typischen Tagesganges", der entweder den Einfluss veränderlicher Raumnutzung oder der Lüftungsbedingungen zum Ausdruck bringt. Die Ermittlung eines "mittleren" Tagesganges der Radonkonzentration getrennt für die Arbeits- bzw. Schultage und für das Wochenende bzw. Ferien (d.h. keine

Raumnutzung) ist für die Bewertung der Expositionssituation in öffentlichen Gebäuden von grundlegender Bedeutung (Abb. 1). Die an vielen Einzelbeispielen im Rahmen des Projektes erprobte neuartige Auswertemethodik von zeitaufgelösten Radonkurzzeitmessungen über mehrere Tage (Wochenenden eingeschlossen) konnte eindrucksvoll aufzeigen, dass die Radonsituation während der Nutzung in der Regel deutlich geringer ist als in den Zeiten, wo die Räume bzw. die Gebäude ungenutzt sind. Der Nutzungseinfluss auf die Radonsituation wurde mit dieser Methodik quantifizierbar.

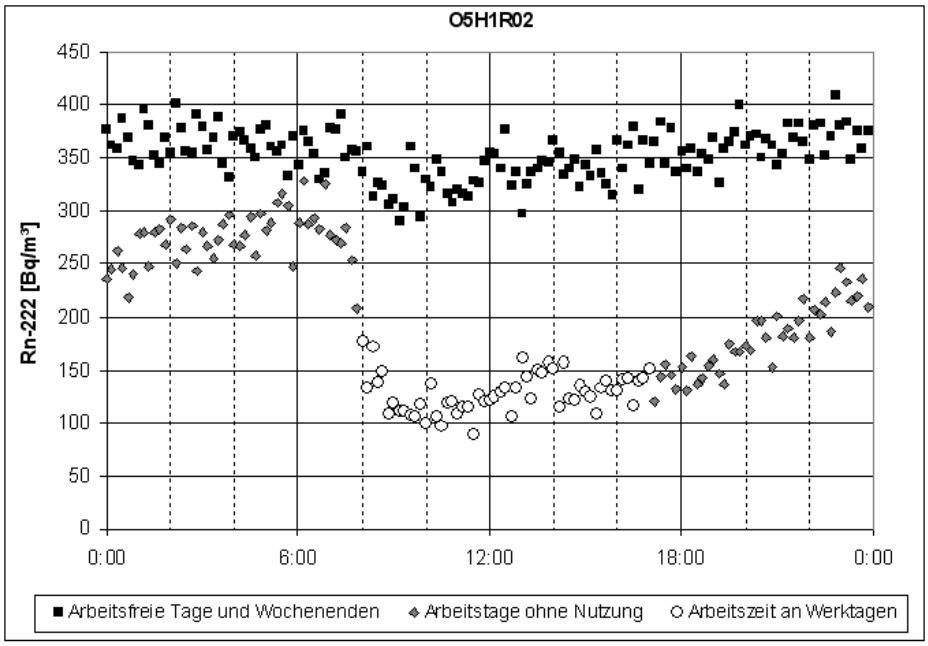


Abb. 1: Mittlerer Tagesgang der Radonkonzentration, getrennt nach arbeitsfreien Tagen und Arbeitstagen sowie nach der Arbeitszeit.

Die zeitaufgelöste Messung der Radonkonzentration unmittelbar nach einer Lüftung des entsprechenden Raumes schafft zusätzlich die Möglichkeit, den Luftaustausch bzw. die Radoneintrittsrate zu quantifizieren. Gibt es Hinweise für einen konvektiven Radontransport in einem Raum (aus dem Untergrund des Gebäudes oder aus benachbarten Räumen mit relativ hohen Radonkonzentrationen), so sind zum näheren Systemverständnis jedoch vertiefende Untersuchungen erforderlich.

5. Zum Systemverständnis der "Radonsituation in öffentlichen Gebäuden"

Durch Modellierung der zeitlichen Entwicklung der Radonkonzentration in einem Raum, der sich in einem größeren Gebäude befindet und mit benachbarten Räumen (oder dem Treppenhaus, Flur) durch Luftströmungen in Wechselwirkung steht, ist es gelungen, experimentell ermittelte zeitliche Änderungen der Radonkonzentration während der Gebäudenutzung abzubilden bzw. nachzurechnen. Damit wurde ein entscheidender Beitrag zur Verbesserung des Systemverständnisses der Radonsituation in einem größeren Gebäude mit typischer Nutzung eines öffentlichen Gebäudes geleistet.

In den untersuchten Objekten wurden auch eine Vielzahl von Langzeitmessungen mit Kernspurdetektoren ausgeführt. Aus dem Vergleich der Ergebnisse der zeitaufgelösten Screening-Messungen mit den Ergebnissen von Langzeitmessungen konnte die Schlussfolgerung gezogen werden, dass zeitaufgelöste Screening-Messungen die Ergebnisse von Langzeitmessungen gut reproduzieren, wenn als Messzeitraum ca. eine Woche ausgewählt wird und das arbeitsfreie Wochenende mit berücksichtigt wird. Auch noch kürzere Messungen (Tagesmessungen) können belastbare Werte hinsichtlich der Radonsituation liefern, wenn das Systemverhalten des Gebäudes hinsichtlich des Radontransports qualitativ bekannt ist.

6. Vorschlag zur Vorgehensweise bei Radon-Erhebungsmessungen

Im Ergebnis der durchgeführten komplexen Untersuchungen an mehreren typischen öffentlichen Gebäuden mit unterschiedlicher geologischer Situation im Gebäudeuntergrund und unterschiedlichen Bauweisen und Nutzungsszenarien wurde ein Vorschlag zur Vorgehensweise bei Radonerhebungsmessungen in öffentlichen Gebäuden und bei der Bewertung der Messergebnisse erarbeitet. Dieser Vorschlag beinhaltet vier Varianten, die unterschiedliche Kosten für die Erhebungsmessungen bedingen und eine unterschiedliche Bewertungstiefe der Radonsituation ermöglichen. Es wurde ein Vorschlag unterbreitet wie viele Räume für ein komplexes Gebäude als repräsentativ für die Messungen ausgewählt werden sollten. Es ist nicht möglich, die Radonsituation in einem öffentlichen Gebäude durch wenige integrierende Einzelmessungen hinreichend zu charakterisieren. Bei dieser vorgeschlagenen neuartigen Vorgehensweise ist die Ermittlung bestimmter Zusatzinformationen (Nutzungszeiten der Räume im Gebäude, Nutzungsmerkmale und Gebäudecharakteristiken) unabdingbar.
Darauf aufbauend wurde eine Berechnungsvorschrift entwickelt, wie für die Abschätzung der Radonexposition während der Aufenthaltszeit (Arbeitszeit) des Nutzers im öffentlichen Gebäude die zu veranschlagende Radonkonzentration $<C_{Rn}>$ im Raum (als Schätzwert) aus dem Ergebnis der Langzeitmessung C_{Rn} zu berechnen ist. Dies erfolgt getrennt für verschiedene typische Nutzungsszenarien der Räume eines öffentlichen Gebäudes.
Es ist vom gegenwärtigen Sachstand aus gesehen denkbar, dass die im Rahmen des Projekts "Radon in öffentlichen Gebäuden" gewonnenen Erkenntnisse auch auf andere Typen von öffentlichen Gebäuden wie Krankenhäuser, Büro- und Verwaltungsgebäude, Kindergärten etc. verallgemeinert werden können. Diese Verallgemeinerung müsste jedoch durch entsprechende Untersuchungen im Sinne einer Weiterführung des Projektes belegt werden.

7. Einschätzung der Ergebnisse

Zusammenfassend kann eingeschätzt werden, dass durch die intensive und komplexe Bearbeitung der Thematik „Radon in öffentlichen Gebäuden“ durch mehrere fachkundige Firmen unter Nutzung gebündelter technischer Möglichkeiten und vorhandener Erfahrungen auf diesem speziellen Fachgebiet die Grundlagen für eine neuartige effiziente Herangehensweise an zukünftige Radon-Erhebungsmessungen in öffentlichen Gebäuden des Freistaates Sachsen gelegt wurden. Die Erkenntnisse und Schlussfolgerungen wurden hinreichend mit experimentellen Ergebnissen an ausgewählten Objekten belegt. Damit wurde für die Bewertung der Radonsituation in öffentlichen Gebäuden ein neues Fundament gelegt und der Kenntnisstand zum prinzipiellen Systemverhalten entscheidend verbessert. Die gewonnenen, umfangreichen Daten können dem Auftraggeber in anschaulich aufbereiteter Form und in datenbankfähiger

digitaler Form übergeben werden. Es wird eingeschätzt, dass die Projektzielstellung im vollen Umfang erfüllt werden konnte.

8. Danksagung

Dieses Projekt wurde durch das Sächsische Staatsministerium für Umwelt und Landwirtschaft gefördert, Laufzeit: 2005 - 2008

M – Strahlenschutz in der Medizin

RECHTFERTIGUNG VON MEDIZINISCHEN EXPOSITIONEN

JUSTIFICATION OF MEDICAL EXPOSURES

M. Ditto

Bundesministerium für Gesundheit, Wien, Österreich

Zusammenfassung
Die Rechtfertigung von Anwendungen ionisierender Strahlung zählt neben der Optimierung und der Dosisbegrenzung zu den Grundsätzen des Strahlenschutzes. Dieser Beitrag gibt einen Überblick über die rechtliche und praktische Umsetzung des Prinzips der Rechtfertigung von medizinischen Expositionen mit besonderer Berücksichtigung der aktuellen österreichischen Situation.

Summary
Justification of practices using ionising radiation is one of the principles of radiation protection, in addition to optimisition and limitation of dose. This contribution overviews the legal und practical implementation of the principle of justification of medical exposures taking into account the austrian situation in particular.

Schlüsselwörter: *Rechtfertigung von medizinischen Expositionen*
Keywords: *Justification of medical exposures*

1. Einleitung

Die Internationale Strahlenschutzkommission (ICRP) empfiehlt allen Anwendungen von ionisierender Strahlung die drei Strahlenschutzgrundsätze Rechtfertigung, Optimierung und Dosisbegrenzung zu Grunde zu legen. Das Prinzip der Rechtfertigung besagt, dass nur solche mit einer Exposition verbundene Anwendungen erlaubt werden dürfen, deren Nutzen für die exponierten Personen oder die Gesellschaft größer als der durch die Anwendung möglicherweise verursachte Schaden ist. Das Optimierungsgebot soll dann für einen möglichst großen Nutzen der Anwendung sorgen, wobei im Rahmen des Optimierungsprozesses insbesondere auch wirtschaftliche und gesellschaftliche Faktoren zu berücksichtigen sind (ALARA-Prinzip). Die Begrenzung der Dosen letztlich soll sicherstellen, dass niemand unazeptabel hohen Expositionen ausgesetzt ist.

Das von der ICRP empfohlene Schutzsystem ist grundsätzlich sowohl auf medizinische als auch auf nichtmedizinische Anwendungen ionisierender Strahlung anwendbar. Anders als für die Strahlenexposition der Bevölkerung und die berufliche Strahlenexposition gibt es jedoch für medizinische Expositionen, insbesondere für die Patientendosis, keine Dosisgrenzwerte. Deshalb kommt bei medizinischen Expositionen der Rechtfertigung und der Optimierung besonders große Bedeutung zu. In den nächsten Abschnitten wird auf die Rechtfertigung von medizinischen Expositionen näher eingegangen.

2. Rechtliche Grundlagen

Im Folgenden werden kurz die rechtlichen Vorgaben der Europäischen Union hinsichtlich der Rechtfertigung und die Umsetzung dieser Vorgaben in österreichisches Recht dargelegt.

2.1 Europäische Richtlinien

Die Empfehlungen der ICRP bilden in nahezu allen Staaten der Welt die Grundlage für das nationale Strahlenschutzrecht. Auch das Strahlenschutzrecht der Europäischen Union orientiert sich stark an den ICRP-Empfehlungen. Das Prinzip der Rechtfertigung, der Optimierung und der Dosisbegrenzung ist allgemein in der Richtlinie 96/29/Euratom des Rates [1] und speziell für den medizinischen Bereich in der Richtlinie 97/43/Euratom des Rates [2], der sogenannten Patientenschutz-Richtlinie, rechtlich verankert.

Gemäß Patientenschutz-Richtlinie sind medizinische Expositionen nur dann gerechtfertigt, wenn sie einen hinreichenden Nutzen erbringen. Das Vorhandensein eines solchen Nutzens ist für jede einzelne Untersuchung oder Behandlung auf individueller Ebene zu prüfen. Durch Optimierung der angewendeten Verfahren müssen die Patientendosen so niedrig gehalten werden, wie dies unter Beachtung der diagnostischen oder therapeutischen Ziele vernünftigerweise erreichbar ist. Die Optimierung soll also einen möglichst großen Nutzen sicherstellen. Für medizinische Expositionen gibt es keine individuellen Dosisgrenzwerte. Durch die verbindliche Einführung von sogenannten Diagnostischen Referenzwerten wird jedoch eine Begrenzung der mittleren Patientendosen im Bereich der Diagnostik erzielt. Die Vorgaben der Patientenschutz-Richtlinie hinsichtlich Rechtfertigung, Optimierung und Dosisbeschränkung wurden mit der Medizinischen Strahlenschutzverordnung, BGBl. II Nr. 409/2004, in österreichisches Recht umgesetzt.

2.2 Medizinische Strahlenschutzverordnung

Als medizinische Expositionen im Sinne der Medizinischen Strahlenschutzverordnung gelten: Expositionen im Rahmen einer medizinischen Untersuchung oder Behandlung, einer arbeitsmedizinischen Überwachung, einer Reihenuntersuchung, eines medizinischen Forschungsprogrammes sowie eines medizinisch-rechtlichen Verfahrens.

Die Vorgaben der Patientenschutz-Richtlinie hinsichtlich der Rechtfertigung von medizinischen Expositionen wurden praktisch wortgleich in die Medizinische Strahlenschutzverordnung übernommen.

Gemäß § 3 Abs. 1 der Verordnung gilt ganz allgemein, dass medizinische Expositionen insgesamt einen hinreichenden Nutzen erbringen müssen. Im Rahmen der Rechtfertigung ist das Gesamtpotenzial an diagnostischem oder therapeutischem Nutzen, einschließlich des unmittelbaren gesundheitlichen Nutzens für den Einzelnen und des Nutzens für die Gesellschaft, gegenüber der von der Exposition möglicherweise verursachten Schädigung des Einzelnen abzuwägen. Zu berücksichtigen sind dabei die Wirksamkeit, der Nutzen und die Risiken verfügbarer alternativer Verfahren, die demselben Zweck dienen, jedoch mit keiner oder einer geringeren Strahlenexposition verbunden sind.

Die Rechtfertigung von medizinischen Expositionen ist ein zweistufiges Verfahren, das aus einer allgemeinen und einer individuellen Komponente besteht. Es muss zum einen die Art der Anwendung (zB Thoraxröntgen bei bestimmten klinischen Fragestellungen) allgemein gerechtfertigt sein. Zum anderen muss aber auch vor jeder individuellen Anwendung überprüft werden, ob die vorgesehene medizinische Exposition für die betroffene Person unter den jeweiligen Umständen gerechtfertigt ist.

Den allgemeinen Teil der Rechtfertigung regelt § 3 Abs. 2 der Medizinischen Strahlenschutzverordnung. Demnach müssen alle neuen Arten von Anwendungen gerechtfertigt werden, bevor sie allgemein angewandt werden. Die Rechtfertigung bestehender Arten von Anwendungen kann überprüft werden, sobald wesentliche neue Erkenntnisse über die Wirksamkeit oder Folgen solcher Anwendungen vorliegen. Diese allgemeine Rechtfertigung ist grundsätzlich Aufgabe der staatlichen Organe und geht in der Regel weit über die Kompetenzen der Strahlenschutzbehörden hinaus. Zu berücksichtigen sind dabei nämlich neben den aktuellen Erkenntnissen des Strahlenschutzes auch die der medizinischen Wissenschaften, insbesondere auch diejenigen über verfügbare alternative Verfahren (Wirksamkeit, Nutzen und Risiken) mit keiner oder geringerer Strahlenexposition.

Beispiele für allgemein nicht gerechtfertigte Anwendungsarten, die deshalb von der Medizinischen Strahlenschutzverordnung für unzulässig erklärt werden, sind etwa Durchleuchtungen ohne Bildverstärker (§ 23 Abs. 4) sowie Reihenuntersuchungen, Zahnröntgenuntersuchungen und Untersuchungen aufgrund gesetzlicher Anordnungen im Wege von Durchleuchtungen (§ 23 Abs. 3). Der Betrieb von Panoramaanlagen mit intraoraler Röntgenröhre wurde in Österreich auf seine Rechtfertigung hin überprüft. Diese Überprüfung einer bestehenden Art von Anwendungen hat ergeben, dass diese Anwendung aufgrund der Verfügbarkeit besserer Verfahren allgemein nicht mehr gerechtfertigt ist. Sie wird daher mit der für die nächste Zeit vorgesehenen Änderung der Medizinischen Strahlenschutzverordnung für unzulässig erklärt werden.

Die individuelle Rechtfertigung fordert § 3 Abs. 3 der Medizinischen Strahlenschutzverordnung, in dem es heißt, dass jede einzelne medizinische Exposition im Voraus unter Berücksichtigung der spezifischen Ziele der Exposition und der Besonderheiten der betroffenen Person gerechtfertigt werden muss. Gemäß § 5 Abs. 1 müssen sowohl die überweisende Person als auch die anwendende Fachkraft, also die Person, die befugt ist, die klinische Verantwortung für die vorgesehene Exposition zu übernehmen, diese individuelle Rechtfertigung überprüfen. Zur Vermeidung unnötiger Expositionen sind dabei auch verfügbare frühere diagnostische Erkenntnisse oder medizinische Aufzeichnungen zu berücksichtigen.

Sowohl für die allgemeine als auch für die individuelle Ebene der Rechtfertigung gilt gemäß § 3 Abs. 7 der Medizinischen Strahlenschutzverordnung: Kann eine Exposition nicht gerechtfertigt werden, ist sie nicht zulässig.

3. Umsetzung in die Praxis

Das Prinzip der Rechtfertigung ist für medizinische Expositionen wie oben dargelegt in der Medizinischen Strahlenschutzverordnung rechtlich verankert. Es wird auch allgemein als wesentliche und unverzichtbare Grundlage des Strahlenschutzes angesehen. Entscheidend ist jedoch, wie sich das Prinzip der Rechtfertigung in der Praxis bewährt und wie es im Sinne der rechtlichen Bestimmungen gelebt werden kann. Es ist nämlich weitgehend unklar, wie Verfahren der Rechtfertigung ablaufen und welche Kriterien dabei konkret angewendet werden sollen. Die wenigen dazu vorliegenden Dokumente sind meist nur sehr allgemein gehalten und bieten kaum konkrete Anleitungen zur praktischen Ausgestaltung und Umsetzung. Im Folgenden wird für verschiedene medizinische Expositionen dargelegt, wie das Prinzip der Rechtfertigung in Österreich in der Praxis gehandhabt wird.

3.1 Untersuchung von Patienten

Den weitaus größten Teil der medizinischen Expositionen stellen die Röntgendiagnostik und die nuklearmedizinischen Untersuchungen an Patienten mit bestimmten Symptomen dar. Wie oben ausgeführt, müssen bei solchen Patienten sowohl die überweisende Person als auch die anwendende Fachkraft die Rechtfertigung jeder einzelnen Untersuchung im Voraus überprüfen. Um insbesondere der überweisenden Person dafür eine gewisse Hilfestellung zu leisten, fordert Artikel 6 (2) der Patientenschutz-Richtlinie von den Mitgliedstaaten, dass für diese Personen Empfehlungen hinsichtlich der Überweisungskriterien für medizinische Expositionen verfügbar sein müssen.

In Österreich liegen solche Überweisungskriterien in Form der „Orientierungshilfe Radiologie – Anleitung zum optimalen Einsatz der klinischen Radiologie“ [3] vor. Diese Broschüre wird vom Verlagshaus der Ärzte herausgegeben und bei Bedarf von den einschlägigen Ärzteverbänden aktualisiert. Sie enthält für alle wichtigen und häufigen klinischen Fragestellungen Empfehlungen, welche radiologischen Untersuchungsverfahren jeweils angezeigt sind. In den Erläuterungen zur Medizinischen Strahlenschutzverordnung ist zu den Bestimmungen zur Rechtfertigung ausgeführt, dass medizinische Expositionen, die unter Berücksichtigung dieser sogenannten Überweisungskriterien erfolgen, jedenfalls als gerechtfertigt anzusehen sind. Das bedeutet, dass die erwähnte Orientierungshilfe Radiologie für die Diagnostik an symptomatischen Patienten die Basis für die praktische Umsetzung des Prinzips der Rechtfertigung ist.

Immer wieder wird – im Übrigen auch von ärztlicher Seite – die Behauptung aufgestellt, dass ein nicht unbeträchtlicher Teil der angeordneten und durchgeführten Untersuchungen nicht gerechtfertigt wäre. Viele dieser nicht gerechtfertigten Untersuchungen erfolgen angeblich rein aus Absicherungsgründen. Studien zur Häufigkeit von nicht gerechtfertigten Untersuchungen gibt es jedoch kaum. Eine jüngst in Schweden durchgeführte Studie zur Rechtfertigung von CT-Untersuchungen [4] kommt zum Ergebnis, dass etwa 20 % aller CT-Untersuchungen nicht gerechtfertigt sind. Es kann angenommen werden, dass in medizinisch ähnlich wie Schweden versorgten Ländern dieser Prozentsatz annähernd gleich hoch sein wird. Es besteht also in diesem Bereich ein nicht unerhebliches Potenzial zur Dosiseinsparung.

3.2 Reihenuntersuchungen (Screening)

Reihenuntersuchungen sind systematische Untersuchungen, meist auf Basis von Einladungsverfahren, an bestimmten Personengruppen zur Früherkennung von Krankheiten. Ist eine Reihenuntersuchung von der zuständigen Behörde zugelassen, dann besteht eine Art generische Rechtfertigung für die betreffende radiologische Untersuchung. Für Personen, die der Zielgruppe der Reihenuntersuchung angehören, bedarf es daher keiner individuellen Rechtfertigung der medizinischen Exposition mehr.

Von allen zur Diskussion stehenden Screening-Programmen, die mit einer Strahlenexposition verbunden sind, scheinen nach derzeitigem Kenntnisstand nur das Mammografie-Screening für Frauen einer bestimmten Altersgruppe und das Tuberkulose-Screening für bestimmte Personengruppen gerechtfertigt zu sein. Systematische Tuberkuloseuntersuchungen werden häufig bei bestimmten Berufsgruppen (zB Personal in Alten- und Pflegeheimen), bei Obdachlosen und bei Flüchtlingen aus Risikogegenden durchgeführt. Organisierte Reihenuntersuchungen zur Früherkennung von Brustkrebs gibt es in einigen Ländern, wobei die Zielgruppe meist Frauen im Alter von etwa 50 bis 70 Jahren sind. In Österreich wurden bislang lediglich einige regionale Pilotprojekte zur systematischen Früherkennung von Brustkrebs gestartet.

Daneben gab und gibt es jedoch ein sogenanntes opportunistisches Screening auf eigenen Wunsch oder auf ärztliche Empfehlung.

Es liegen mittlerweile einige Studien vor, die belegen, dass Mammografie-Screenings zu einer Senkung der Brustkrebsmortalität führen. Eine grundsätzliche Rechtfertigung scheint daher gegeben zu sein. Trotzdem gibt es weiterhin auch ernstzunehmende Stimmen, die die Sinnhaftigkeit von Programmen zur Früherkennung von Brustkrebs anzweifeln. Begründet wird dies insbesondere mit der relativ hohen Rate an falsch positiven Befunden, die zu vielen unerwünschten Folgen (Angst, Überdiagnostik, Übertherapie etc.) führen. Auch werden dabei Tumore gefunden und anschließend behandelt, die vielleicht auch unbehandelt für die betroffene Frau nie zu Problemen geführt hätten.

Als weitere mögliche Screening-Programme werden zurzeit insbesondere die CT-Koloskopie (virtuelle Koloskopie), die Kononarkalkbestimmung mittels CT sowie die Low-Dose-CT der Lunge bei Rauchern angesehen. Diese Methoden sind zum Teil zwar vielversprechend, insbesondere wenn sie gezielt bei Risikogruppen eingesetzt werden. Nach aktuellem Stand der medizinischen Wissenschaften sind sie den konventionellen Früherkennungsverfahren (zB Koloskopie) jedoch noch nicht gleichwertig oder gar überlegen. Daher ist ihre Anwendung im Rahmen von Reihenuntersuchungen zur Früherkennung zurzeit nicht gerechtfertigt.

Mit Ausnahme der Mammografie und der Tuberkuloseuntersuchung sind zurzeit also keine, mit einer Strahlenexposition verbundene Verfahren für Reihenuntersuchungen geeignet. Trotzdem kann die Anwendung dieser allgemein nicht gerechtfertigten Verfahren im Einzelfall zur Früherkennung von Krankheiten gerechtfertigt sein. Dies könnte etwa der Fall sein, wenn die Anwendung der konventionellen Verfahren bei der betreffenden Person nicht möglich ist, oder diese nur eine eingeschränkte Aussage liefern können.

3.3 Untersuchungen an asymptomatischen Personen

Wie oben ausgeführt, gibt es zurzeit – mit Ausnahme der Mammografie und der Tuberkuloseuntersuchungen – keine zugelassenen Screening-Programme, die auf Verfahren mit ionisierender Strahlung beruhen. In letzter Zeit wird aber immer wieder Werbung für Vorsorgeuntersuchungen an asymptomatischen Personen gemacht, die auch CT-Untersuchungen beinhalten können. Auch in Österreich gibt es einen kommerziellen Markt für ein solches „graues Screening“. Angeboten werden dabei meist Lungen-CT, Abdomen-CT (virtuelle Koloskopie), Herz-CT (Bestimmung des Koronarkalks) und Ganzkörper-CT (Früherkennung insbesondere von Krebs).

Auch die ICRP hat sich in ihrer Publikation 103 [5] dieser Problematik angenommen und kommt zum Schluss, dass mit Expositionen verbundene Untersuchungen von asymptomatischen Personen generell nicht gerechtfertigt sind, solange ihr Nutzen nicht eindeutig erwiesen ist.

In einer auf Ersuchen des Bundesministers für Gesundheit von österreichischen Radiologen erstellten Stellungnahme wird auch die Ansicht vertreten, dass solche Untersuchungen an asymptomatischen Patienten nach dem aktuellen Stand der medizinischen Wissenschaften nicht gerechtfertigt sind. Der Gesundheitsminister hat daraufhin die betroffenen Behörden per Erlass angewiesen, die Anbieter solcher Untersuchungen diesbezüglich zu unterrichten.

3.4 Medizinisch-rechtliche Expositionen

Medizinisch-rechtliche Expositionen, zu denen etwa Untersuchungen im Rahmen von rechtlichen oder versicherungstechnischen Verfahren zählen, haben in der Regel keinen unmittelbaren gesundheitlichen Nutzen für die betroffene Person. Die Patientschutz-Richtlinuie sieht daher vor, dass für solche Untersuchungen die Rechtfertigung besonders beachtet werden muss.

In Österreich darf gemäß § 4 Abs. 3 des Strahlenschutzgesetzes, BGBl. Nr. 227/1969, ionisierende Strahlung am Menschen ausschließlich für medizinische Zwecke angewendet werden, sofern nicht durch Bundesgesetz andere gerechtfertigte Anwendungen für zulässig erklärt wurden. Die Rechtfertigung für Anwendungen am Menschen zu nichtmedizinischen Zwecken wird also ausdrücklich an den Bundesgesetzgeber übertragen, da es sich hier um einen sehr heiklen Bereich handelt. Zurzeit sieht etwa das Suchtmittelgesetz eine solche Anwendung vor, jedoch ausschließlich auf freiwilliger Basis. Mit einer geplanten Änderung des Asylgesetzes und weiterer einschlägiger Gesetze soll jedoch in Zukunft die Möglichkeit zur Anordnung der Vornahme einer radiologischen Untersuchung zur Alterseingrenzung geschaffen werden.

4. Schlussfolgerung

Der Strahlenschutzgrundsatz der Rechtfertigung ist für den medizinischen Bereich rechtlich ausreichend verankert. Was die Umsetzung dieses Prinzips in die Praxis anbelangt, besteht jedoch noch einiger Handlungsbedarf. Zwar gibt es für einige Bereiche gewisse Hilfsmittel, wie etwa die sogenannten Überweisungskriterien für Patienten mit bestimmten klinischen Symptomen. Wünschenswert wären jedoch Leitlinien zu Verfahren der Rechtfertigung, die insbesondere auch dabei konkret anzuwendende Kriterien beinhalten. Dazu sollte eine entsprechende Initiative auf internationaler Ebene (EU, ICRP, WHO, IAEA etc.) gestartet werden.

5. Literaturverzeichnis

[1] 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

[2] Richtlinie 97/43/Euratom des Rates vom 30. Juni 1997 über den Gesundheitsschutz von Personen gegen die Gefahren ionisierender Strahlung bei medizinischer Exposition und zur Aufhebung der Richtlinie 84/466/Euratom

[3] Orientierunghilfe Radiologie – Anleitungen zum optimalen Einsatz der klinischen Radiologie, Dritte Auflage 2006, Verlagshaus der Ärzte, Wien

[4] Almen, A.; Leitz, W.; Richter, S.: National Survey on Justification of CT-examinations in Sweden. Swedish Radiation Safety Authority, Report number: 2009:03 ISSN: 2000-0456

[5] ICRP Publication 103, The 2007 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection

NEUE DIAGNOSTISCHE REFERENZWERTE IN DER RADIOLOGISCHEN DIAGNOSTIK IN ÖSTERREICH

G. Stücklschweiger

Kompetenzzentrum für Medizinische Physik und Strahlenschutz, LKH-Univ.Klinikum Graz

Zusammenfassung

Da Dosisgrenzwerte bei medizinischen Expositionen keine Anwendung finden, kommt der „Rechtfertigung und Optimierung" bei medizinischen Strahlenanwendungen eine besondere Bedeutung zu. Zur Erleichterung der Optimierung und zur Vermeidung unnötig hoher Expositionen in der medizinischen Diagnostik, empfiehlt die ICRP die Anwendung diagnostischer Referenzwerte.

Dieser Empfehlung wurde im Jahre 2004 in der Medizinischen Strahlenschutzverordnung in Österreich Rechnung getragen. Die darin enthaltenen Daten basieren auf einen Forschungsbericht [1] des Instituts für biomedizinische Technik und Physik am AKH Wien. Die Referenzwerte bezogen sich dabei ausschließlich auf Untersuchungen bei Erwachsenen und stellen in Übereinstimmung mit der „Leitlinie 109" der Europäischen Kommission eine Perzentile der beobachteten Verteilung der mittleren Patientendosen verschiedener Anwender in Österreich dar. Bei Anwendung guter und üblicher Praxis hinsichtlich der diagnostischen und technischen Leistung wird erwartet, dass diese diagnostischen Referenzwerte bei Standardverfahren nicht überschritten werden. Diagnostische Referenzwerte für Röntgenuntersuchungen stellen demnach keine Optimalwerte dar und gelten für „Standardpatienten".

Ergänzend zu den vorhandenen Daten wurden nun in der in Begutachtung befindlichen Novelle der Medizinischen Strahlenschutzverordnung diagnostische Referenzwerte für pädiatrische Röntgenaufnahmen auf Basis einer österreichweit durchgeführten Untersuchung [2] eingeführt. Zusätzlich wird diese Novellierung auch dazu benutzt um für die diagnostischen Referenzwerte für Erwachsene Korrekturen, wie die Eliminierung der Werte für die Oberflächendosis bei Röntgenaufnahmen und der CTDI-Werte für CT-Untersuchungen, einzubringen. Weiters soll nun für die Mammografie anstatt der bisher verwendeten Eingangsdosis als Referenzwert die mittlere Parenchymdosis herangezogen werden.

Die neuen diagnostischen Referenzwerte für die radiologische Diagnostik werden vorgestellt und abschließend mit internationalen und den innerhalb des Steiermärkischen Krankenanstaltenverbundes erhobenen Daten verglichen.

[1] R. Nowotny et.al., Forschungsbericht: Entwicklung und Vergleich von Methoden zur Ermittlung und

Überprüfung von Dosisreferenzwerten in der Röntgendiagnostik gemäß Patientenschutzrichtlinie EU97/43;

Institut für biomedizinische Technik u. Physik, Medizinische Universität Wien, 2002

[2] P. Homolka et.al., Bericht: Erhebung von diagnostischen Referenzwerten für pädiatrische

Röntgenuntersuchungen in Österreich; Institut für biomedizinische Technik u. Physik, Medizinische Universität Wien, 2008

KREBSRISIKO DURCH MEDIZINISCHE STRAHLENEXPOSITION: ABHÄNGIGKEIT VON DER PROGNOSE DES PATIENTEN

CANCER RISK FROM DIAGNOSTIC MEDICAL EXPOSURES: DEPENDENCE UPON PATIENTS' PROGNOSIS

W. Eschner, M. Schmidt, M. Dietlein, H. Schicha

Klinik und Poliklinik für Nuklearmedizin, Uniklinik Köln, D-50924 Köln, Deutschland

Zusammenfassung

Wir untersuchen in dieser Arbeit den Einfluss der reduzierten Lebenserwartung von Patienten (im Vergleich zu Gesunden gleichen Alters) auf deren nominales Risiko, durch die diagnostische Anwendung ionisierender Strahlung an Krebs zu erkranken.

Dazu definieren wir die einheitenlose Größe PROLARM (prognosis-based lifetime attributable risk modifier) als Quotienten aus dem strahlenbedingten Krebsrisiko (LAR) für die Normalgruppe und dem für die Patienten. Deren Berechnung setzt die Kenntnis der Basis-Krebsinzidenzen in der jeweiligen Bevölkerung voraus und Werte für das strahlenbedingte zusätzliche Risiko (ERR). Die Größe PROLARA (prognosis-based lifetime attributable risk approximation) kommt ohne die vorgenannten Größen aus und lässt sich allein aus den Lebenserwartungen (Kaplan-Meier-Kurven) von Normalbevölkerung und Patienten errechnen.

Für eine Gruppe von n=4285 Patientinnen mit metastasiertem Mammakazinom wurden PROLARM und PROLARA berechnet: Das Risiko ist in jedem Alter deutlich reduziert; bei jüngeren Patientinnen ist die Reduktion ausgeprägter (PROLARM > 20 für e < 65).

LAR aufgrund von 10 mSv effektiver Dosis im Alter e=50 ist 1,2E-3 für eine nicht Erkrankte und 4,3E-5 für eine Patientin aus der obigen Kohorte, eine Reduktion um den Faktor 29 (PROLARM) bzw. 27 (PROLARA). Anders formuliert, entspricht eine effektive Dosis von 50 mSv bei einer Patientin aus dieser Gruppe wegen ihrer eingeschränkten Lebenserwartung bezüglich des Risikos einer Dosis von lediglich 2 mSv bei einer Gesunden gleichen Alters.

Summary

We evaluated the impact of the reduced life expectancy of patients (compared to a non-patient group with same age distribution) on their nominal risk of developing cancer from the diagnostic use of radiation.

We define a "prognosis-based lifetime attributable risk modifier" (PROLARM) as the ratio of risks for non-patient and patient, a dimensionless quantity which indicates how strongly the lifetime attributable risk (LAR) is reduced due to the patient's prognosis. A "prognosis-based lifetime attributable risk approximation" (PROLARA) can be given which depends only on patient's age at exposure and life expectancy, but is independent of the exact values for the baseline cancer incidence m(a) and the excess relative risk (ERR) from radiation exposure.

We computed PROLARM and PROLARA for a patient cohort of n=4285 female patients with metastatic breast cancer: LAR of solid cancer is significantly decreased for these patients. For exposure at younger ages, the decrease is more pronounced (PROLARM > 20 for e < 65). For any reasonable choice of ERR values, PROLARA gives a lower estimate of the reduction in risk.

Example: LAR due to 10 mSv effective dose at age e=50 is 1.2E-3 for non-patient and 4.3E-5 for a patient from the above cohort, a reduction by a factor (PROLARM) of 29. Using only survival data, that ratio (PROLARA) is 27. In other words, 50 mSv for a patient with metastatic breast cancer correspond risk-wise to 2 mSv for a healthy person of the same age.

Schlüsselwörter: *Diagnostische Anwendung ionisierender Strahlung, Krebsrisiko, strahlenbedingtes Lebenszeitrisiko, Prognose, PROLARA*

Keywords: *diagnostic radiation exposure; cancer risk, lifetime attributable risk, prognosis-based lifetime attributable risk modifier, PROLARA*

1. Einleitung

Extrapolationen strahlenbedingter Risiken führen in einigen Publikationen zur Vorhersage von mehreren Tausend Toten pro Jahr allein aufgrund der diagnostischen Anwendung ionisierender Strahlung [1,2]. Diese Extrapolationen basieren stets auf der Verwendung der LNT-Hypothese, die zwar im Widerspruch zu jüngeren radiobiologischen Daten steht, auf der aber nach wie vor weltweit der Strahlenschutz beruht.
Doch bei genauer Betrachtung wird das Risiko selbst unter Verwendung des LNT-Modells in diesen Extrapolationen deutlich überschätzt, da sie eine Gleichverteilung der Strahlenexposition in der Bevölkerung unterstellen, die aber noch nicht einmal innerhalb von Gruppen gleichen Alters gegeben ist. Vielmehr erfährt ein großer Teil der Bevölkerung gar keine medizinische Exposition, während sich die Anwendungen, insbesondere diejenigen mit höheren effektiven Dosen, auf die (schwer) Erkrankten konzentrieren.
Wir untersuchen rechnerisch an einem Patientenkollektiv, wie sich die Schwere der Erkrankung und die damit einhergehende verminderte Lebenserwartung auf das nominale Risiko auswirken, aufgrund einer diagnostischen Strahlenanwendung an einem soliden Tumor zu erkranken. Die Methode lässt sich auf jedes andere Patientenkollektiv übertragen.
Eine solche Berechnung benötigt Werte für das zusätzliche Risiko (*excess relative risk, ERR*) der Krebsinduktion pro Dosiseinheit und deren Umrechnung in ein auf die Strahlung zurückzuführendes Lebenszeitrisiko (*lifetime attributable risk, LAR*). Da in der Wissenschaft keine Einigkeit über die „besten" *ERR*-Werte herrscht, stellen wir ein neues Verfahren vor, das ohne die Verwendung von *ERR*-Werten auskommt.

2. Materials and methods

Using the nomenclature of [3] and [4], the lifetime attributable risk *LAR* (of a radiation-induced malignancy to become clinically manifest) is a function of age at exposure, *e*, and given by

$$LAR^{i}(e) = \int_{e+L}^{a_{\max}} ERR^{i}(a)m(a)S(a)/S(e)\,\mathrm{d}a = \int_{e+L}^{a_{\max}} ERR^{i}(a)m(a)S'(a,e)\,\mathrm{d}a \qquad (1)$$

where *e* and *a* are age at exposure and attained age, respectively, $m(a)$ is the baseline cancer incidence rate and *L* is the latent period. The *survival function*, i.e. the probability at birth to reach at least age *a*, is denoted by $S(a)$. The ratio $S(a)/S(e)$ is the conditional probability of a person alive at age *e* to reach at least age *a*. The superscript ^{i} denotes incidence (which is the quantity we are interested in, rather than mortality).
For patients (subscript $_{P}$), we have

$$LAR_{P}^{i}(e) = \int_{e+L}^{a_{\max}} ERR^{i}(a)m(a)S'_{P}(a,e)\,\mathrm{d}a = \int_{e+L}^{a_{\max}} ERR^{i}(a)m(a)P(a,e)S'(a,e)\,\mathrm{d}a \qquad (2)$$

with $P(a,e)$ relative survival of the patient population compared to a standard population of same gender and age.
We define the "prognosis-based lifetime attributable risk modifier" (*PROLARM*) as the ratio of risks for non-patient and patient, a dimensionless quantity which indicates how strongly the *LAR* is reduced due to the patient's lower life expectancy:

$$PROLARM(e) = LAR^{i}(e) \big/ LAR_{P}^{i}(e) \qquad (3)$$

It would be desirable to have a quantity which is independent of the exact values of *ERR(a)*, because these remain controversial in the scientific community, and also independent of the baseline risk of cancer incidence, *m(a)*, which varies across populations. This can be achieved by defining the "prognosis-based lifetime attributable risk approximation" (*PROLARA*), which depends only on patient's age at exposure and his conditional life expectancy. With any of the generally accepted choices for *ERR(a)* such as the preferred functions from [5] or [6],

$$PROLARA(e) = \int_{e+L}^{a_{\max}} S'(a,e)\,\mathrm{d}a \Big/ \int_{e+L}^{a_{\max}} S'_P(a,e)\,\mathrm{d}a \le PROLARM(e) \qquad (4)$$

In words: the ratio of the integrals over conditional survival for normal and patient is always (slightly) lower than the ratio of the *LAR* integrals in eqn. (3), i.e. *PROLARA* as the ratio of the survival integrals gives a lower limit to the *PROLARM*.

We computed *PROLARM* and *PROLARA* according to eqns. (3) and (4) for a patient cohort where all necessary input data where available. The group consists of n=4285 female patients with metastatic breast cancer. The following input data were used:

- *Baseline survival (life expectancy)*: The sex-specific survival function was taken from the latest available statistical data for Germany [7]. The data can be modeled by a Gompertz expression of type $S(a) = \exp(-c_1 \cdot \exp(c_2 \cdot a))$ with fitted parameters c_1=5.5E-05, c_2=1.13E-01.
- *Baseline cancer incidence*: Although there is no nationwide cancer registry in Germany, extrapolations of the available incidence data to the whole German population have been published [9]. They are listed for most of the ICD-10 cancer types and various age intervals. We used the data for all solid cancers except non-melanoma skin neoplasms (ICD-10 C00-97 except C44). Fitting a power function $m(a) = k \cdot (a / 60)^r \cdot \exp(-c \cdot (a / 60)^r) + b$ to those data yields parameters k=0.008, r=4, c=0.14 for females, while b, which corresponds to the rate at very young ages, was conservatively set fixed to b=0.0002.
- *Excess relative risk, ERR*: We use the values published in [5]. The preferred function there is of type $ERR(D,S,a) = \beta_S \cdot D \cdot (? \log(a / 60))$ where D is dose (Sv), β_M and β_F are the *ERR*/*D* for males and females exposed at age 30 at attained age 60, and *?* is the exponent of attained age. Subscript S denotes sex. For all solid cancer incidence (again excluding non-melanoma skin cancers), the fitted parameters are β_M=0.33, β_F=0.57, and *?*=-1.4. *Survival / life expectancy of patients*: Survival data (Kaplan-Meier curves) for this particular patient cohort were supplied by the Munich Cancer Registry. Overall survival is available for up to 20 years after diagnosis of metastasis, and survival for sub-cohorts by age group for between 3 and 15 years (Abb. 1). To perform the integration according to eqns. (2) to (4), a fit to these data is needed. In order not to underestimate survival in later years, a logistic function of type $S(a-e) = \left(1 + \left(\frac{a-e}{c_1}\right)^{c_2}\right)^{-1}$ is used, with c_1=2.246, c_2=1.27 for the full patient cohort. It is assumed that the radiation exposure under investigation occurs when metastasis is detected, such that Abb. 1 depicts survival after exposure, i.e. the abscissa (years after metastasis) equals attained age minus age at exposure, $a - e$.

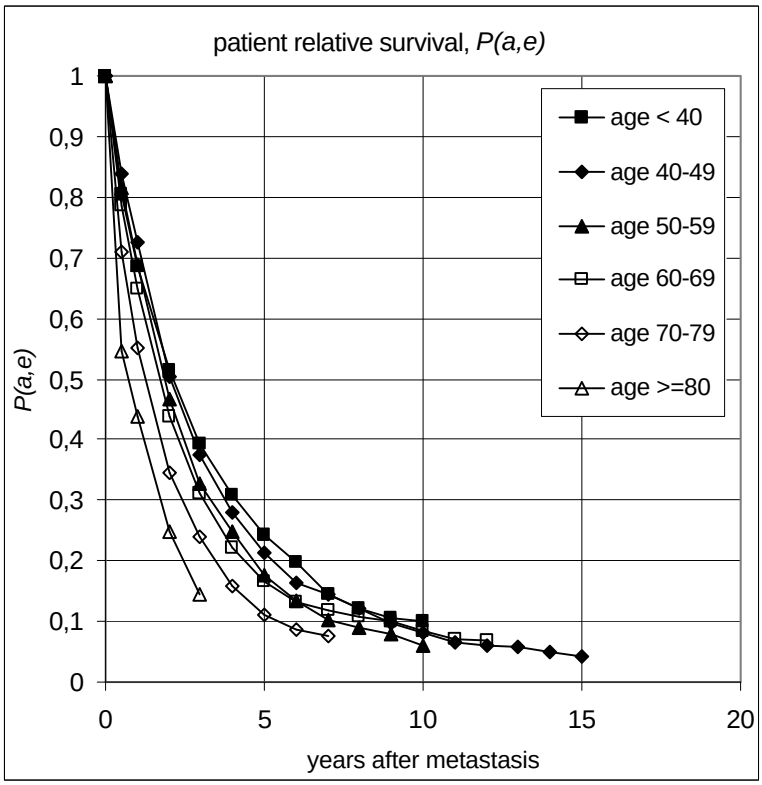


Abb 1: Relatives Überleben der Patienten, aufgeschlüsselt nach Altersgruppen

3. Results

Performing the integration according to eqn. (4) for all ages at exposure, e, and plotting the quotients of the integrals for non-patient and patient yields the desired diagram of *PROLARM* and *PROLARA* values (Abb. 2; parameters used in integration: latency L=10 years, maximum age a_{max}=100 years.)

From Abb. 2, the following can be seen:

- *LAR* of solid cancer is significantly decreased for patients of any age at exposure compared to non-patients. At younger ages, this decrease is more pronounced (*PROLARM* as well as *PROLARA* > 20 for e = 65). Using fitted functions for *ERR* as proposed in [5], *PROLARM* is always greater than the ratio of the survival integrals. The approximation thus gives a lower estimate of the reduction in risk.
- An effective dose of 10 mSv at age e = 50 yields *LAR* values of 1.2E-3 for non-patient and 4.3E-5 for a patient from the above cohort, respectively. That is a reduction in risk by a factor (*PROLARM*) of 29. From the approximation using only survival data, that ratio (*PROLARA*) is 27.

Thus, a diagnostic procedure with an effective dose of 50 mSv for a patient with metastatic breast cancer corresponds risk-wise to ca. 2 mSv for a healthy person of the same age.

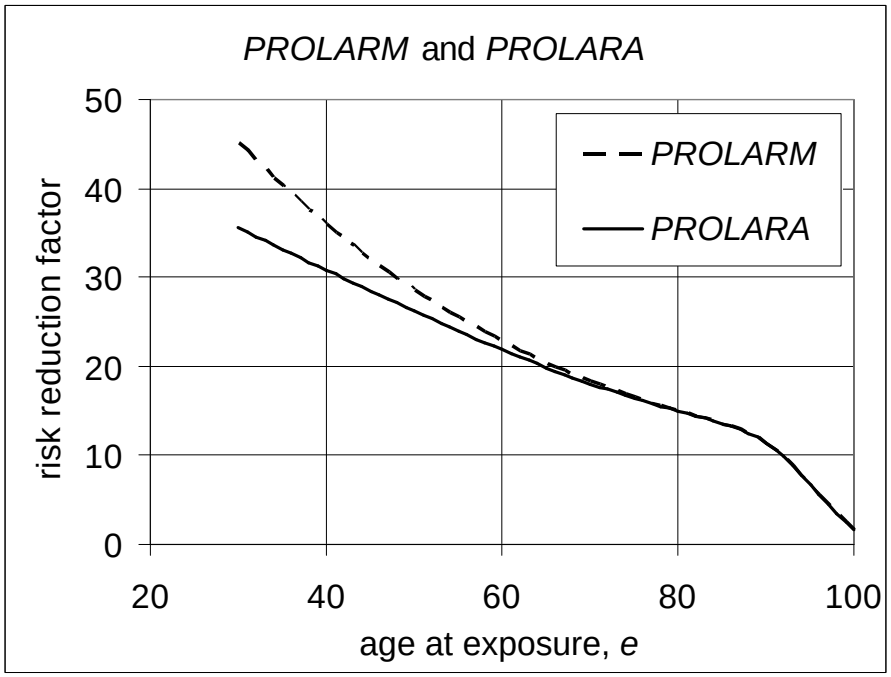


Abb. 2: PROLARM und PROLARA für das betrachtete Patientenkollektiv als Funktion des Alters bei Exposition, e

4. Discussion

We introduce a novel method to approximate the reduction in cancer risk from diagnostic radiation exposure for patients based on their difference in life expectancy as compared to non-patients. We had investigated the topic before on an ad hoc basis [9], but this formal approach allows a general treatment of the topic. Performing the exact computation to yield the *PROLARM* value requires knowledge of the baseline cancer risk for the population under investigation as well as a choice for the excess relative risk (*ERR*). Calculation of the approximation *PROLARA* does not need those but only requires knowledge of the baseline and patient survival curves. Although the *PROLARA* concept was introduced here for only one particular patient cohort, it is transferable to any other.
In order not to rely solely on data from BEIR VII report [5], we tested *ERR* values from other sources like the ICRP 2007 recommendations [6] and could verify that the choice of values has only a minor influence on the quantitative results.
In terms of the number of radiation-induced cancers, our results indicate that even within a large cohort of patients exposed to any diagnostic procedure, cancer induction will be undetectable. A major portion of the total dose from diagnostic radiation exposures does not result in any increase in cancer risk at all.

5. Conclusion

Calculations of cancer risk from diagnostic radiation exposure must take into account the patient's prognosis, i.e. his or her reduced life expectancy compared to an otherwise comparable healthy individual. Our *PROLARA* concept allows for an approximation of the reduction in such risk resulting from any pathology. The approach is both practical and solid in that it only needs data on the patients' survival but is independent of values for the excess relative risk.

6. Danksagung

Die Autoren danken M. Schmidt vom Tumorregister München/IBE für die Bereitstellung der Überlebensdaten des Patientenkollektivs (www.tumorregister-muenchen.de).

7. Literaturverzeichnis

[1] Berrington de Gonzalez A, Darby S. Risk of cancer from diagnostic X-rays: estimates for the UK and 14 other countries. Lancet. 2004;363:345-51.

[2] Brenner DJ, Hall EJ. Computed tomography--an increasing source of radiation exposure. N Engl J Med. 2007;357:2277-84.

[3] Vaeth M, Pierce DA. Calculating excess lifetime risk in relative risk models. Environ Health Perspect. 1990;87:83-94.

[4] Kellerer AM, Nekolla EA, Walsh L. On the conversion of solid cancer excess relative risk into lifetime attributable risk. Radiat Environ Biophys. 2001;40:249-57.

[5] National Research Council, Committee to assess health risks from exposure to low levels of ionizing radiation. Health risks from exposure to low levels of ionizing radiation. BEIR VII Phase 2. Washington DC: National Academy Press; 2006.

[6] ICRP. The 2007 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection, ICRP Publication 103. Annals of the ICRP. 2007;37:1-332.

[7] Federal Statistical Office. Lifetable of Germany. Internet: www.destatis.de

[8] Cancer in Germany, 2003 – 2004. Incidence and Trends. Sixth edition. Robert Koch Institute (ed.) and Association of Population-based Cancer Registries in Germany (ed.). Berlin; 2008.

[9] Smolarz K, Eschner W, Schicha H. Influence of disease prognosis and age on the radiation risk from diagnostic nuclear medicine (bone scintigraphy as an example). Nuklearmedizin. 1998;37:286-91.

STRAHLENSCHUTZPLANUNG FÜR TEILCHENTHERAPIEANLAGEN

RADIATION SAFETY PLANNING FOR PARTICLE THERAPY FACILITIES

Georg Fehrenbacher[1)]

[1)]GSI Helmholtzzentrum für Schwerionenforschung GmbH, Darmstadt, Deutschland

Zusammenfassung
In diesem Beitrag werden die Grundlagen für die Strahlenschutzplanung von Teilchentherapieanlagen erklärt. Aus den Anforderungen des Therapiebetriebs hinsichtlich der maximalen Reichweite der Teilchen im Gewebe und der gewünschten Dosis pro Zeit im Tumorvolumen ergeben sich die Parameter der Strahlen (Teilchen/s, Energie) und die Quellverteilungen der erzeugten Strahlung. Beispiele für Neutronenquellverteilungen für 200 MeV Protonen und 400 MeV/u Kohlenstoffionen werden für die Richtungen 0°-10° und 80°-90° angegeben. Verschiedene Aspekte der Strahlenschutzplanung werden diskutiert wie z.B. der bauliche Strahlenschutz. Der Rahmen der Schutzmaßnahmen wird durch die anzuwendende Strahlenschutzgesetzgebung und interne Planungsrichtlinien vorgegeben. Die bauliche Strahlenschutzplanung muss die verwendete Beschleunigertechnik, räumliche und zeitliche Strahlverlust- bzw. Strahldepositionsverteilungen und Art und Umfang der beabsichtigten Nutzung der Anlage und die Methode der Strahlformung berücksichtigen. Es werden hierzu Beispiele für Zyklotron- und Synchrotronanlagen präsentiert. Weitere Themen wie z.B. die Methoden der Abschätzung von Strahlenpegeln außerhalb der Abschirmung für Protonen- und Kohlenstoffstrahlen und die Definition von Strahlenschutzbereichen werden erklärt. Als Beispiel für eine Therapieanlage wird das Heidelberger Ionentherapiezentrum präsentiert.

Summary
In recent years a series of particle therapy facilities was built worldwide. Initially particle therapy was realized in large scale research facilities as for example in Berkeley (USA), Harvard (USA), Chiba (Japan), PSI (Switzerland) or in Germany at HMI (Berlin) and at GSI (Darmstadt). For particle therapy mainly proton beams are used. Ion beams with masses up to carbon or even heavier ions are used for particle therapy, too. Due to the increasing number of particle therapy facilities in USA, Japan, South Korea, China, Italy and Germany one can observe that this kind of tumor therapy becomes gradually established in the clinical environment. The work presented here deals with issues related to radiation protection for the planning phase of a particle therapy facility. The discussion focuses on topics like the production of radiation in the accelerator and in the treatment rooms for different kinds of beams, source distributions of produced neutron radiation, beam loss distributions in cyclotron and synchrotron facilities, the definition of radiological areas and the architectural shielding layout of the facility. Methods for the estimation of radiation levels outside the shielding and the calculation of shielding thicknesses are discussed. Finally an example for a particle therapy facility, the Heidelberg Ion Therapy Center, is presented.

Schlüsselwörter: *Beschleuniger, Neutronenproduktion, Strahlenschutzbereiche, baulicher Strahlenschutz*
Keywords: *Accelerator, Neutron Production, Radiological Areas, Shielding Design*

1. Einleitung

Weltweit werden Beschleunigeranlagen für die Therapie mit Teilchenstrahlen in klinischer Umgebung gebaut. Teilchenstrahlen sind in diesem Zusammenhang Protonen oder schwere Ionen. Strahlentherapie mit Teilchen durchzuführen geht auf einen Vorschlag von R.R. Wilson [1], damals (1946) Lawrence Berkeley Labor (LBL, USA), zurück. Aufbauend auf den Erfahrungen, die in Forschungslabors wie z.B. dem LBL mit Protonen- und Ionenstrahlen oder am Harvard Cyclotron Labor (HCL) mit Protonenstrahlen gewonnen wurden, ist jetzt eine ganze Reihe von klinischen Anlagen vor allem in den USA und Japan schon in Betrieb oder im Aufbau. Die erste dedizierte klinische Anlage, die in Betrieb genommen wurde, war die auf einem Synchrotron basierende Protonentherapieanlage am Loma Linda University Medical Center in USA, erbaut in Zusammenarbeit mit dem Fermi-Beschleuniger-Labor bei Chicago. Im deutschsprachigen Raum sind Anlagen in München (RPTC Rinecker Proton Therapy Center), Essen (Protonen), Heidelberg (Ionen), Marburg (Ionen) und Kiel (Ionen) in Betrieb, kurz vor der Inbetriebnahme oder in der entsprechenden Phase der baulichen Realisierung bzw. der Installation der Beschleunigeranlagen. Die meisten Behandlungen für Teilchentherapie im deutschsprachigen Raum wurden am Paul Scherrer Institut (PSI, Schweiz) durchgeführt. Dort wurden schon in den neunziger Jahren Bestrahlungen mit Protonen vorgenommen, welche aus einem Beschleuniger der physikalischen Grundlagenforschung kommen und in den Therapiebereich zu einer Gantry (Bestrahlungseinheit mit der Möglichkeit der Rotation um den Patienten) transportiert werden. Die Einrichtungen am PSI wurden um einen speziell für Therapieanwendungen errichteten Beschleuniger (supraleitendes Zyklotron der Fa. Accel, Bergisch Gladbach) und einer zweiten Gantry erweitert [2]. In Deutschland wurden Erfahrungen mit Protonen bzw. Kohlenstoffionenbestrahlungen an zwei Einrichtungen der Helmholtzgemeinschaft gewonnen. Am Hahn-Meitner-Institut (jetzt Helmholtz-Zentrum Berlin für Materialien und Energie) werden Protonenstrahlen für Augentumorbestrahlungen eingesetzt (malignes Melanom der Aderhaut). Am GSI (Helmholtzzentrum für Schwerionenforschung) wurden in den Jahren 1997 bis 2008 hauptsächlich Tumore der Schädelbasis bestrahlt (Chordome, Chondrosarkome). Es wurden insgesamt 440 Probanden und Patienten mit Kohlenstoffionen behandelt. Die positiven und ermutigenden Behandlungserfolge, die bei GSI in Zusammenarbeit mit der radiologischen Universitätsklinik Heidelberg, dem Deutschen Krebsforschungszentrum Heidelberg und dem Forschungszentrum Dresden-Rossendorf erzielt wurden [3], führten zur Planung des Heidelberger Ionentherapiezentrums HIT [4], welches demnächst den Betrieb für Patientenbehandlungen aufnehmen soll. Vorteil der Anwendung von geladenen Teilchen in der Strahlentherapie ist die Nutzung des Effekts, dass am Ende einer Spur geladener Teilchen die höchste Energiedeponierung stattfindet, im sog. Bragg-Peak. Die biologische Wirkung von geladenen Teilchen sind z.B. in der Arbeit von Kraft beschrieben [5].

Für Teilchentherapieanlagen werden zwei Arten von Beschleunigern verwendet, Zyklotrone und Synchrotrone. Charakteristisch für Zyklotrone ist die Beschleunigung von geladenen Teilchen auf spiralförmigen Bahnen, wobei pro Umlauf an zwei oder mehr Stellen die Teilchen in elektrischen Feldern beschleunigt werden. Vor allem Protonentherapieanlagen nutzen diese Art der Teilchenbeschleunigung. Der Teilchenstrahl wird mit maximaler Energie extrahiert. Für die Therapie muss dann der Strahl auf die gewünschte Energie abgebremst werden. In Synchrotronen wird der Teilchenstrahl auf kreisähnlichen Bahnen mit festem Radius geführt und an mindestens einer Stelle in einer sog. Kavität beschleunigt. Die hohen Energien werden dann über eine sehr große Anzahl an Umläufen erzielt, wobei die Stärke des Magnetfelds der Energie der Teilchen angepasst wird. Die Energie der extrahierten Teilchen kann über die Anzahl der Umläufe im Synchrotron bestimmt werden. Synchrotrone werden nicht nur für Protonenstrahlen eingesetzt, sondern sind auch für die Beschleunigung schwererer

Ionen wie z.B. Kohlenstoff geeignet. Die maximalen Energien, orientiert an der maximal zu erreichenden Reichweite in Gewebe (ca. 30 cm), sind z.B. 220 MeV für Protonen und 430 MeV pro Nukleon für Kohlenstoffionen.
Die Produktion von Teilchenstrahlen, deren Transport zum Therapieraum und deren Deponierung im Tumorgewebe des Patienten ist mit der Erzeugung von Strahlung verbunden. Wenn Teilchenstrahlen höherer Energie auf Materie auftreffen, wird in Kernreaktionen Strahlung erzeugt. Hauptsächlich Neutronen- und Gammastrahlung, aber auch Protonen und Alpha-Teilchen werden freigesetzt. Neben der Erzeugung von prompter Strahlung gibt es einen weiteren strahlenschutzrelevanten Prozess zu berücksichtigen. In Kernreaktionen ausgelöst durch die Wechselwirkung der einfallenden Ionen mit Targetkernen werden radioaktive Restkerne erzeugt. Dieser Vorgang wiederholt sich bei Streuung von erzeugten Neutronen und leichten Ionen an Atomkernen des umgebenden Materials (Beschleunigerstrukturen, Strahlführungen, Abschirmungen, Luft, Gewebe des Patienten). Der Strahlbetrieb führt zu einer radioaktiven Aufaktivierung o.g. Strukturen. Art und Höhe der Aktivierung hängt von den Teilchen-Target-Kombinationen, der Energie der Teilchen und der Rate der Strahldeponierungen (Ionen/s) ab, d.h. von den Teilchenströmen, deren Verluste und Deponierungen. Die Produktion von Radionukliden in Luft führt zu einer potentiellen Exposition des Personals, welches nach dem Strahlbetrieb Zugang zu den Beschleunigeranlagen hat. Eine Übersicht zu Strahlenexpositionen an klinischen Anlagen aufgrund von Aktivierungen ist z.B. in der Veröffentlichung einer japanischen Arbeitsgruppe gegeben [6].
Strahlverlust- und Strahldepositions-Verteilungen in der Anlage führen zu erhöhten Strahlenpegeln, die durch den baulichen Strahlenschutz beherrscht werden müssen. Folglich sind alle Bereiche um den Beschleuniger, die Strahlführungen und dem Therapieraum aufwendig abzuschirmen. Das Design der baulichen Abschirmungen wird auf Grundlage von Annahmen über o.g. Verlustverteilungen entwickelt. Es sind geeignete Methoden für die Abschätzung der Quellterme und der Schwächung im Abschirmkörper anzuwenden. Hierzu werden in der Vorplanungsphase häufig sog. Line-of-Sight-Modelle angewandt, die in einfacher Weise Quellterme, Abschirmdicken der Baukörper und Abstände auf zu erwartende Dosisleistungen an den Bezugspunkten abbilden. In Zusammenhang mit Genehmigungsverfahren werden genauere Berechnungsverfahren, wie z.B. die Methode der Simulation des Teilchentransports mittels Monte-Carlo-Verfahren, angewandt. Das Genehmigungsverfahren für die Errichtung und Betrieb von Beschleunigeranlagen basiert auf der Merkpostenliste nach § 11/Abs. 1 und 2 der Strahlenschutzverordnung (StrlSchV) [7]. Die Merkpostenliste ist Grundlage für den Sicherheitsbericht, der für die Erteilung der Betriebsgenehmigung nach § 11/Abs.2 StrlSchV vorliegen muss.

2. Quellterme, Abschirmrechnungen und Strahlenschutzbereiche

2.1 Neutronenquellverteilungen und Strahlverluste

Bei der Abbremsung von geladenen Teilchen mit Energien im therapierelevanten Bereich wird hauptsächlich Gamma- und Neutronenstrahlung ausgelöst. Neutronenstrahlung außerhalb der Abschirmung hat einen Anteil von ca. 90% an der Gesamtdosis. Die bauliche Strahlenschutzplanung konzentriert sich hauptsächlich auf die Abschirmung von Neutronenstrahlung. Teilchentherapieeinrichtungen werden hauptsächlich als Protonen- oder Kohlenstoffionentherapieanlagen geplant. Deswegen sollen hier die Charakterisierungen der Quellterme der erzeugten Strahlung auf diese Teilchenarten beschränkt werden. Als Beispiel sollen hier Protonenstrahlen mit 200 MeV und Kohlenstoffstrahlen mit 400 MeV/u betrachtet werden. In

einer Arbeit von Porta et al. [8] wurden Neutronen-Quellverteilungen für verschiedene Winkel relativ zum einfallenden Strahl (10 mm Durchmesser) berechnet. Als Target wurde ein Zylinder bestehend aus gewebeäquivalentem Material verwendet (40 cm Länge, 40 cm Durchmesser). Es werden hier die Richtungen 0° und 90° betrachtet. In Abb. 1 ist die Energieverteilung der Neutronen für o.g. Strahlen in der 0°-Richtung dargestellt. Links ist die Verteilung pro einfallendem Teilchen dargestellt. Pro Teilchen werden für Kohlenstoffionen mehr Neutronen freigesetzt im Vergleich zu Protonen. Bemerkenswert ist der Effekt, dass die maximale Neutronenenergie für den Protonenstrahl bei genau 200 MeV liegt, während im Fall der Kohlenstoffionen die Neutronen Energien höher als 400 MeV haben können bis ca. 1000 MeV. Dies liegt an der Addition der Impulse der Nukleonen im Kern zum Impuls der Bewegung des Gesamtkerns. Im rechten Teil von Abb. 1 ist ein Vergleich der erzeugten Neutronenstrahlung für Protonen- und Kohlenstoff-Therapiestrahlen mit äquivalenter therapeutischer Wirkung im Sinne der Intensitätsverhältnisse gezeigt. Es wird hier für den C-Strahl ein RBW von 3 angenommen, so dass die Wirkung von ca. 33 Protonen der Wirkung von einem C-Ion entspricht. Das Verhältnis der Anzahl von Protonen und Kohlenstoffionen wurden für ein kleines Target in 30 cm Tiefe im Gewebe (ein Bragg-Peak) mithilfe des Therapieplanungsprogramms TRiP [9] berechnet [10].

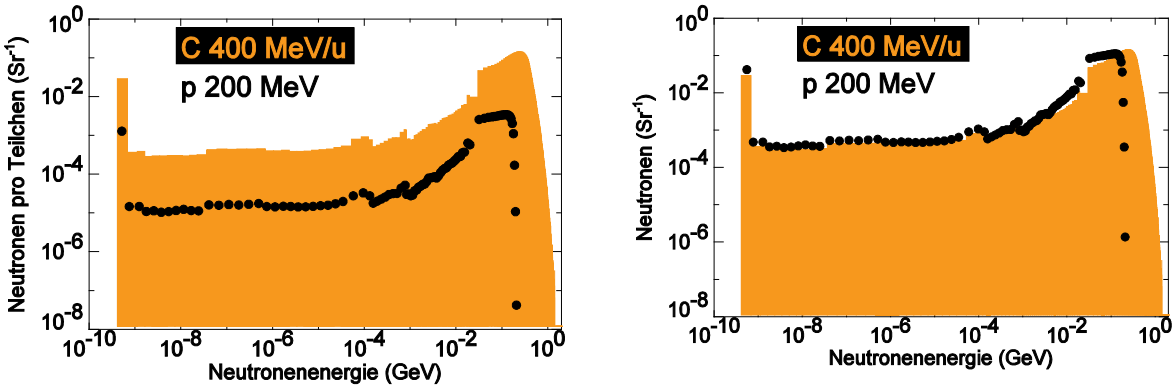


Abb. 1: Quellverteilung von Neutronen erzeugt durch 200 MeV Protonen und 400 MeV/u Kohlenstoffionen in Vorwärtsrichtung (0°-10°) nach Porta et al. [8]. Links – Darstellung bezogen auf ein einfallendes Teilchen. Rechts – Relativer Vergleich für äquivalente Teilchenzahlen bei ähnlicher therapeutischer Wirkung bezogen auf ein C-Ion ($RBW_p = 1$, $RBW_C = 3$).

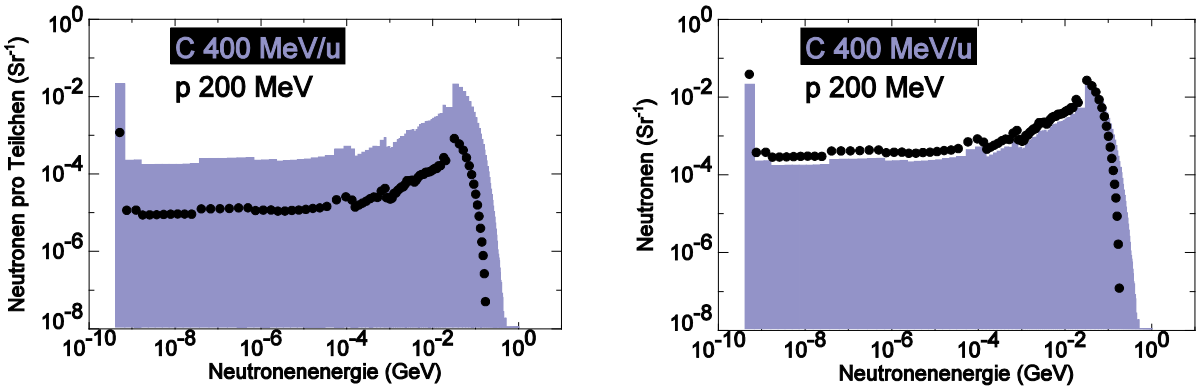


Abb. 2: Quellverteilung von Neutronen erzeugt durch 200 MeV Protonen und 400 MeV/u Kohlenstoffionen in seitlicher Richtung (80°-90°) nach Porta et al. [8]. Siehe auch Erklärung zu Abb. 1.

Ein analoger Vergleich wurde für die seitliche Richtung (80°-90°) angestellt. Die entsprechenden Neutronenverteilungen sind in Abb. 2 angegeben. Im Fall der Kohlenstoffionen ist der Anteil höherenergetischer Neutronen im Vergleich zur 0°-Richtung reduziert. Die resultierende Neutronen-Fluenz und Dosis(leistung) ist im Fall der Protonen höher als im Fall der Kohlenstoffionen.
Die Auslösung von Neutronenstrahlung kommt z.B. an den Stellen vor, wo unerwünscht, aber dennoch unvermeidbar, Strahlverluste vorkommen. Ziel des Beschleunigerdesigns und Betriebs ist, die Verluste so niedrig wie möglich zu halten. Für Synchrotrone sind dies die Stellen der Injektion ins Synchrotron, im Synchrotron selbst und bei der Extraktion. Weitere Verluste treten auf der Transferstrecke zum Therapieraum und im strahlformenden System auf. Analoges gilt für das Zyklotron, wobei hier ein erheblicher Teil des Strahls im Energie-Reduzierer deponiert wird und dieser deshalb eine starke Strahlenquelle darstellt. Strahldeponierungen finden schließlich im Therapieraum statt, der entsprechend stark abgeschirmt werden muss. Eine schematische Darstellung der beiden Beschleunigertypen mit den Bereichen der Strahlverluste sind in Abb. 3 dargestellt (links Synchrotron, rechts Zyklotron).

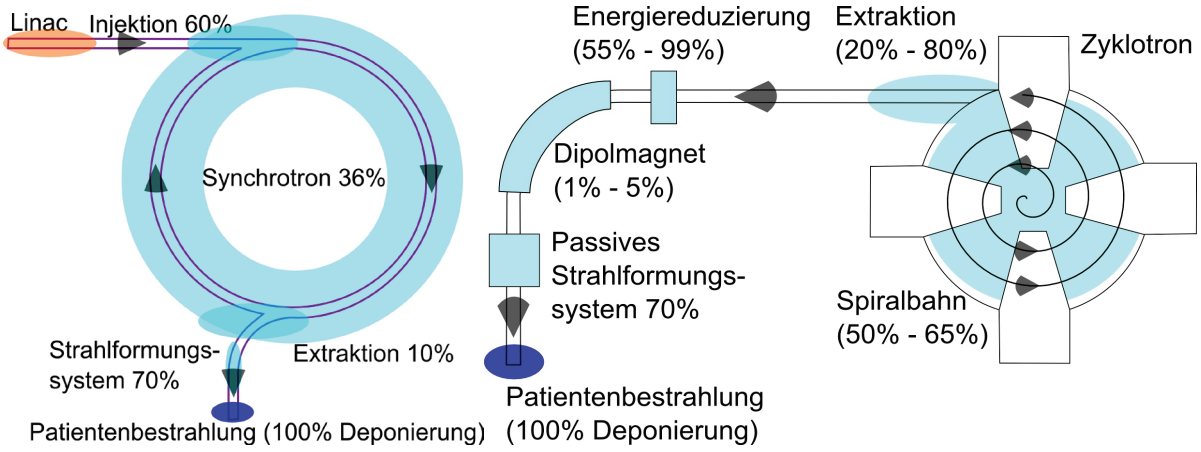


Abb. 3: Beschleunigerschema für Synchrotrone (links) und Zyklotrone (rechts). Verschiedene Stufen im Beschleunigungsprozess, sowie die Strahlformung und die Strahldeponierung mit entsprechenden Strahlverlusten sind dargestellt.

Ein Vergleich der Abschirmungsauslegung für Strahlbetrieb mit Protonen- bzw. Kohlenstoffionenstrahl führt entsprechend der unterschiedlichen winkelabhängigen Energieverteilungen der Neutronen zu leicht unterschiedlichen Anforderungen an die Abschirmdicken in Vorwärts- und seitlicher Richtung. Während Kohlenstoffionen vor allem einen starken Kegel von Neutronen, Protonen und Alphateilchen in Vorwärtsrichtung erzeugen, sind bei Protonenstrahlen mit vergleichbarer Reichweite im Gewebe die seitlichen Aufstreuungen stärker, so dass der Abschirmaufwand seitlich etwas höher ist bzw. niedriger in Vorwärtsrichtung ist. Es zeigt sich in der Planung, dass eine Abschirmung, die im Wesentlichen auf den Betrieb mit Kohlenstoffionen ausgelegt ist, lediglich noch im Hinblick für den Protonenstrahlbetrieb auf die seitliche Abschirmung hin überprüft werden muss. Vergleiche für Strahlbetrieb mit beiden Strahlenarten mit vergleichbarer Teilchenreichweite im Gewebe (~ 30 cm) ergaben im Fall der Heidelberger Ionenstrahltherapieanlage ähnliche Strahlenpegel außerhalb der Abschirmung [11], berechnet für ein Intensitätsverhältnis von 67 Protonen zu einem Kohlenstoffion.

2.2 Abschirmmodelle

Für die vorläufige bauliche Planung von Therapieanlagen werden einfache Line-of-Sight-Modelle angewandt, die den Zusammenhang einer punktuellen Strahldeponierung (pro einfallendem Teilchen), dem Winkel ϑ relativ zum einfallenden Strahl, der Abschirmdicke d und dem Gesamtabstand r zu einem Bezugspunkt außerhalb der Abschirmung wiedergeben. Die Abschwächung im Abschirmkörper der Dichte ρ, gegeben durch den Parameter $\lambda(\vartheta)$ ist winkelabhängig, da die Energieverteilung der Neutronen stark mit dem Winkel variiert (siehe Abb. 1 und 2). Die Dosis außerhalb der Abschirmung $H(\vartheta)$ relativ zum Quellterm $H_0(\vartheta)$ ist dann:

$$\frac{H(\vartheta)}{H_0(\vartheta)} = \frac{1}{r^2} \cdot \exp\left(- \frac{d \cdot \rho}{\lambda(\vartheta)} \right) \qquad (1)$$

Die Größe $H_0(\vartheta)$ und der Parameter $\lambda(\vartheta)$ sind z.B. mit Hilfe von Strahlungstransportrechnungen bestimmt worden. Beispiele für Protonen- und Kohlenstoffstrahlen sind in Tesch [12], Agosteo [13] oder Ipe [14] angegeben. Für Zyklotron-basierte Protonentherapieanlagen gibt es eine Richtlinie für den baulichen Strahlenschutz (PAS-1078, Public Available Specification [15]). Analog zur DIN 6847/Teil 2 [16] für Elektronenbeschleuniger werden Zehntelwertschichtdicken für häufig verwendete Abschirmmaterialien angegeben. Eine Skalierung für verschiedene Protonenenergien ist möglich. Die Winkelabhängigkeit der Neutronenproduktion relativ zum einfallenden Strahl wird ebenfalls berücksichtigt. Abschirmkörper auf Grundlage von Normen führen teilweise zu hohen Konservativitäten im Design der Abschirm-dicken. Für die Genehmigungsplanung bietet sich die Anwendung von Strahlungstransportprogrammen an, wobei Teile der Therapieanlage modelliert werden. Neben der Abschwächungswirkung der massiven Baukörper kann der Transport der Strahlung auch durch Zugangslabyrinthe und Öffnungen z.B. für die Medienversorgung berechnet werden. Man erhält hier eine realistischere Abschätzung der zu erwartenden Strahlenpegel. Programme, geeignet für den Transport von hochenergetischen Protonen oder Ionen mit der Erzeugung hochenergetischer Strahlung in größeren geometrischen Strukturen, sind z.B. MCNPX [17] und FLUKA [18].

2.3 Strahlenschutzbereiche

Die Räume des Beschleunigers, der strahlführenden Transportstrecken, der Therapieräume und der Bereiche um den Beschleuniger und den Therapieräumen werden in Strahlenschutzbereiche eingeteilt. Grundsätzlich werden alle strahlführenden Räume als Sperrbereiche definiert. Angrenzend an Sperrbereiche sind abgestuft Kontrollbereiche, Überwachungsbereiche oder öffentliche Bereiche. Denkbar sind auch Übergänge von Sperr- bzw. Kontrollbereichen zum öffentlichen Bereich. Dies ist dann der Fall, wenn z.B. die Beschleunigerbereiche direkt an den Außenbereich grenzen. Das Abschirmdesign muss entsprechend der niedrigen Grenzwerte für den öffentlichen Bereich angepasst werden. Die anzuwendenden Grenzwerte sind in Tab. 1 nach der Strahlenschutzverordnung [19] angegeben. Eine typische Einteilung von Strahlenschutzbereichen ist in Abb. 4 zu sehen. Überall dort, wo der Teilchenstrahl transportiert wird, ist ein Sperrbereich. Abfallend mit den Dosisleistungen und Jahresdosiswerten außerhalb der Abschirmungen, sind Kontroll- und Überwachungsbereiche definiert (2000 Stunden Aufenthalt). Im Allgemeinen sind die baulichen Abschirmungen so ausgelegt, dass außerhalb der Sperrbereiche Überwachungsbereiche sind oder sogar die Grenzwerte der öffentlichen Bereiche eingehalten werden können (8760 Stunden Aufenthalt).

Die Planung einer Anlage wird jedoch nicht unter voller Ausschöpfung der Grenzwerte durchgeführt. In Anlagenspezifischen Regelungen sind Limits unterhalb der gesetzlichen Grenzwerte vorgegeben. Für die Dimensionierung der Abschirmung können folgende Faktoren miteinbezogen werden:

1. Realistische Nutzung der Bestrahlungsplätze hinsichtlich der Strahlintensität und Strahlenergie und der entsprechenden Mittelwerte für das ganze Jahr
2. Anzahl der zu behandelnden Patienten pro Jahr
3. Verwendung von Richtungsfaktoren bei Gantry-Bestrahlungsplätzen
4. Anwendung von Aufenthaltsfaktoren für nicht permanent besetzte Bereiche angrenzend an Beschleuniger- und Therapieräume
5. Aufgrund der hohen Variabilität der Strahlparameter, Begrenzung neben der Jahresdosis auch der maximalen Dosisleistung.

Neben der Direktstrahlung im Beschleunigerbetrieb sind Strahlenexpositionen durch Aktivierungen zu beachten. Es werden sowohl Beschleunigerstrukturen als auch Medien wie Luft und Kühlwasser aktiviert. Die aktivierte Luft exponiert das Personal und durch den Luftwechsel mit der Außenluft wird auch die Umgebung belastet. Hierzu müssen Abschätzungen durchgeführt werden.

Tab. 1: Grenzwerte für die Definition von Strahlenschutzbereichen nach §36 bzw. §46 StrlSchV für die Ortdosisleistung und die effektive Dosis pro Jahr. Darüber hinaus sind organspezifische Grenzwerte anzuwenden.

Bereich	Sperrbereich	Kontrollbereich	Überwachungsber.	Öffentl. Bereich
Dosisgrenzwert	> 3 mSv/h	> 6 mSv/a	> 1 mSv/a	< 1 mSv/a

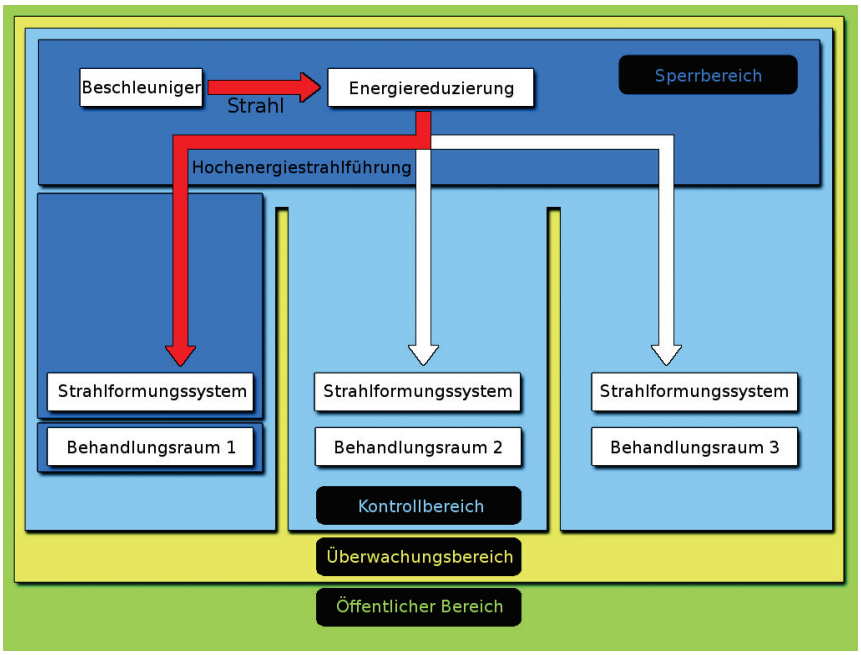


Abb. 4: Struktur einer Therapieanlage für Teilchenstrahlen und die damit verbundene Definition von Strahlenschutzbereichen. Alle Bereiche mit Transport von Teilchenstrahlen sind Sperrbereiche (Beschleuniger, Hochenergiestrahlführung und Therapieraum mit Strahldeponierung). Angrenzend sind dann Kontroll- und Überwachungsbereiche definiert. Außerhalb der Anlage sind die Grenzwerte des öffentlichen Bereichs einzuhalten (siehe auch Tab. 1).

3. Das Heidelberger Ionenstrahl-Therapiezentrum HIT

Ermutigt durch die positiven Erfahrungen beim GSI-Therapie-Projekt wurde ein Vorschlag für den Bau einer dedizierten klinischen Ionentherapieanlage [4] entwickelt. Als Standort wurde das Heidelberger Universitätsklinikum gewählt. Die Beschleunigeranlage besteht aus einem Synchrotron mit einem LINAC als Vorbeschleuniger. Für den Therapiebereich sind drei Räume vorgesehen, zwei mit fester Strahlgeometrie als sog. Horizontalbestrahlplätze und ein Raum für eine Gantry (siehe Abb. 5). Die 600 t schwere Gantry ermöglicht die Rotation des Strahls um den Patienten (360°). Sie ist so ausgelegt, dass auch Kohlenstoffionen mit hoher Energie (6,6 Tm, ca. 30 cm Reichweite) transportiert werden können. Die Abweichung vom Zielpunkt soll bei verschiedenen Stellungen einen halben mm nicht überschreiten. Ein weiterer Raum am Ende der Hochenergiestrahlführung ist für Forschung und Qualitätssicherung vorgesehen. Die Anlage ist für die Behandlung von ca. 1000 Patienten pro Jahr ausgelegt. Die Patienten sollen vorwiegend mit Protonen und Kohlenstoffionen aus den beiden Ionenquellen behandelt werden. Es ist aber auch Strahlbetrieb mit Helium- oder Sauerstoff-Ionen möglich. Somit besteht bei HIT auch die Möglichkeit die Wirkung von verschiedenen Ionenarten im Vergleich bei bestimmten medizinischen Indikationen zu untersuchen. Für alle Therapieräume steht das Rasterscanverfahren zur Verfügung [20]. Die Annahmen für die bauliche Strahlenschutzplanung waren 10% Strahlverlust bei der Extraktion aus dem Synchrotron, 10% Strahlverlust innerhalb des Synchrotrons und an den Stellen der Umlenkung in einen Therapieraum. Für den Vorbeschleuniger (LINAC) wurde ein Abschirmbunker – basierend auf Messprotokollen der GSI [21] - entwickelt, der der Produktion von Röntgenstrahlung in der RFQ-Struktur (Radio-Frequenz-Quadrupol) und vor allem der IH-Beschleunigungsstrecke (Interdigitales H-Feld) Rechnung trägt. Die auf 7 MeV/u beschleunigten Ionen erzeugen Neutronenstrahlung, wenn sie z.B. im Einfahrbetrieb auf einen Faraday-Cup gelenkt werden. Deshalb ist auch hinsichtlich der Neutronenschwächung das Abschirm-Design anzupassen. Hierzu wurden u.a. die Quellverteilungen nach Back [22] verwendet.
Die strahlenschutztechnischen Abschätzungen zum Baukörper wurden auf Grundlage der gemessenen Neutronenspektren von Kurosawa für 400 MeV/u-Kohlenstoffstrahlen durchgeführt [23]. Zunächst wurden mit Line-of-Sight-Modellen die Abschirmdicken berechnet. Im weiteren Verlauf wurden Strahlungstransportrechnungen mithilfe des Transportprogramms
FLUKA unter Nutzung der Kurosawa-Neutronenspektren [18], [11] durchgeführt. Als Beispiel für einen Therapieraum ist der Horizontalbestrahlungsplatz in Abb. 5 angegeben. Die für einen Abschirmbunker ungewöhnliche Geometrie einer offenen Struktur, in die der Hauptneutronenkegel wirkt, ergibt sich aus der einfachen und kompakten Anordnung der Strahlführung. Sie wurde mit FLUKA modelliert. In Abb. 5 ist ein Beispiel für eine mit FLUKA ermittelte Dosisverteilung angegeben. Ein Kohlenstoffstrahl der Energie 400 MeV/u (3E8 s^{-1}) wird in einem Graphit-Target deponiert. Der nach vorne gerichtete Neutronenkegel muss in den Querwänden und im Labyrinth geschwächt werden. Die Bereiche seitlich außerhalb der Abschirmwand weisen Dosisleistungen zwischen 1 und 10 µSv/h auf, am Eingangsbereich zum Labyrinth von ca. 1 µSv/h. Da es sich hier um Spitzenwerte handelt, sind im Mittel kleinere Dosisleistungen zu erwarten.
Für den Gantrybestrahlungsplatz kann die Wirkung eines Gegengewichts als zusätzliche Abschirmschicht miteinbezogen werden. Eine Schicht von 1 m Stahl in Kombination mit einer 2-m-Betonwand wurde für das Abschirmlayout gewählt. Der Hauptneutronenkegel wird in einem Winkelbereich bis ca. 25° - relativ zum Strahl - wirksam geschwächt. Außerhalb des Bereichs des Gegengewichts hat die Dosisleistung ein Maximum bei ca. 35° (ca. 10 µSv/h für Maximalwerte [11]). Für eine realistische Abschätzung der Jahresdosiswerte muss auch hier berücksichtigt werden, dass die mittleren Strahlparameter (Energie, Intensität, Ionen/Jahr) und

die Richtungsänderung die Expositionswerte außerhalb der Abschirmung erheblich reduzieren.

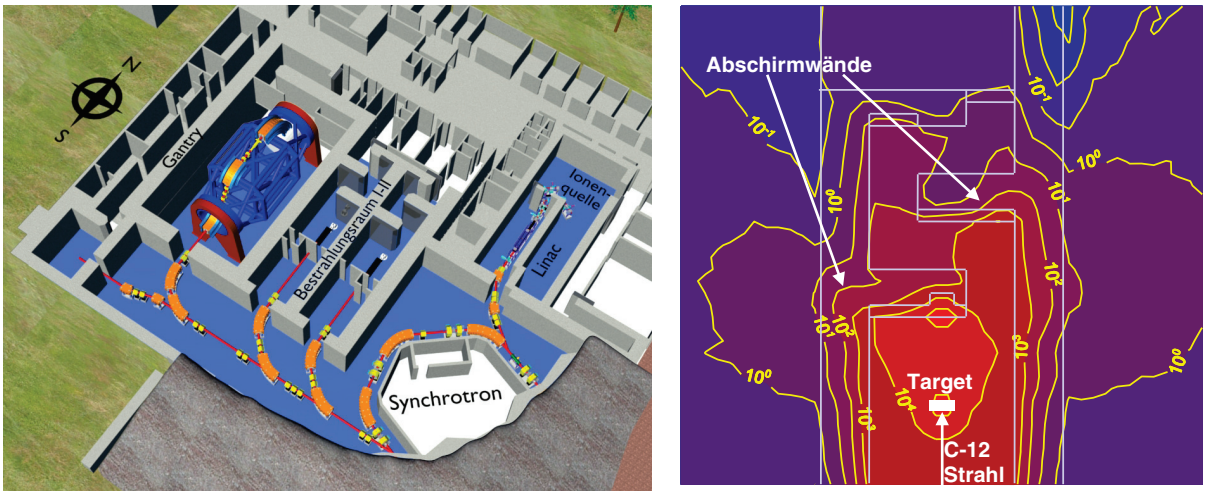


Abb. 5: Links - Das Heidelberger Ionenstrahltherapiezentrum mit einem Synchrotron, zwei Räumen mit Horizontalbestrahlplätzen und einem Raum für eine isozentrische Gantry. Die Anlage ist teilweise von Erdmassen umgeben. Rechts - Berechnung der Dosisverteilung für einen C-12-Strahl mit 400 MeV/u (3E8 s^{-1}), der in einem Target deponiert wird. Es sind die Isodosislinien in µSv/h angegeben.

4. Literaturverzeichnis

[1] Wilson R.R., Radiological Use of fast Protons, Radiology, 47:487-491, 1946

[2] Pedroni, E., et al., The PSI Gantry 2: A second Generation Proton Scanning Gantry, 25-34, Zeitschrift für Medizinische Physik 14, Elsevier, 2004

[3] Schulz-Ertner, D., et al., Effectiveness of Carbon Ion Radiotherapy in the Treatment of Skull-Base Chordomas, Int. J. Radiation Oncology Biol. Phys., Vol 68, No. 2, pp. 449-457, USA, Elsevier Inc., 2007

[4] Debus, J. et al., Proposal for a Dedicated Ion Beam Facility for Cancer Therapy, Heidelberg, Radiologische Universitätsklinik (Project Coordinator), 1998

[5] Kraft G., Tumor Therapy Heavy Charged Particles, Progress in Particle and Nuclear Physics 45, 2000, 473-544

[6] Tujii, H., et al., Research on Radiation Protection in the Application of New Technologies for Proton and Heavy Ion Radiotherapy, Jpn. J. Med Phys., Vol.28, No. 4: 172-206, 2009

[7] Merkposten zu Antragsunterlagen in den Genehmigungsverfahren für Anlagen zur Erzeugung ionisierender Strahlen nach § 11 Abs. 1 und 2 StrlSchV – RdSchr. d. BMU v. 12.11.2003

[8] Porta, A., Agosteo, S., Campi, F., Monte Carlo Simulations for the Design of the Treatment Rooms and Synchrotron Access Mazes in the CNAO Hadrontherapy Facility, Rad. Prot. Dosim., Vol. 113, No.3, 266-247, 2005

[9] Krämer M., et al., Treatment Planning for scanned Ion Beams, Radiother. Oncol., 73 (Suppl.2) , 80-85, 2004

[10] Iancu, G., Krämer M., persönliche Mitteilung, GSI Helmholtzzentrum für Schwerionenforschung GmbH, Darmstadt, 2009

[11] Fehrenbacher, G., Gutermuth, F., Radon, T., Shielding Calculations for the Ion Therapy Facility HIT, Ion Beams in Biology and Medicine, 33-36, Annual Conference of the German Swiss Association for Radiation Protection and 11th Workshop of Heavy Charged Particles in Biology and Medicine, 2007

[12] Tesch K., A simple Estimation of the lateral Shielding for Proton Accelerators in the Energy Range 50 to 500 MeV, Rad. Prot. Dosim., Vol. 11 No., 3, 165-172, 1985

[13] Agosteo, S., Radiation Protection at Medical Accelerators, Rad. Prot. Dosim., Vol. 96, No. 4, 393-406, 2001

[14] Ipe E. N., Particle Accelerators in Particle Therapy: The New Wave, Proceedings of the 2008 Midyear Topical Meeting, January 27-30, 2008, San Francisco (USA)

[15] Beschleunigeranlagen für die Protonentherapie – Regeln für die Auslegung des baulichen Strahlenschutzes, PAS 1078, Ref.-Nr. PAS 1078-2008-01, Vertr.-Nr. 12, Beuth Verlag GmbH, Berlin, 2008

[16] Medizinische Elektronenbeschleuniger-Anlagen – Teil 2: Regeln für die Auslegung des baulichen Strahlenschutzes, DIN 6847-2:2008-09 (D), Beuth Verlag GmbH, Berlin, 2008

[17] McKinney, G.W., Durkee, J.W., Hendricks, J.S., et al. MCNPX Overview. Proceedings of the 2006 HSSW, FNAL, IL, September 6-8, 2006.

[18] Fasso, A., Ferrari, A. Ranft, J., Sala, FLUKA, A Multi-Particle Transport Code, CERN-2005-10, INFN/TC_05/11, SLAC-R-773, 2005

[19] Strahlenschutzverordnung vom 20. Juli 2001 (BGBl. I S. 1714, (2002, 1459)), die zuletzt durch Artikel 2 des Gesetzes vom 29. August 2008 (BGBl. I S. 1793) geändert worden ist

[20] Haberer, T., Becher, W., Schardt, D., Kraft, G., Magnetic Scanning System for Heavy Ion Therapy, Nucl. Instr. Meth. in Phys. Res., A330, 296-305, North-Holland, 1993

[21] Grosam, S., Festag, J.G., Fehrenbacher, G., Vogt, K., Dose Measurements at the Pre-Accelerator Section of the GSI UNILAC, Germany Proceedings of the Midyear Topical Meeting, January 27-30, 2008, San Francisco (USA)

[22] Back, B.B., Radiation Safety at Low Energy Heavy-Ion Accelerators, Nucl. Instr. Meth. in Phys. Res., B74, 527-541, 1993

[23] Kurosawa, T. et al., Measurements of Secondary Neutrons Produced from Thick Targets Bombarded by High-Energy Helium and Carbon Ions, Nucl. Sc. Engin., 132, 30-57, 1999.

EIN ANSATZ ZU QUASI-BIOLOGISCHER NANODOSIMETRIE

AN APPROACH TO QUASI-BIOLOGICAL NANODOSIMETRY

M. Hajek[1)]

[1)]Institute of Atomic and Subatomic Physics, Vienna University of Technology, Austria

Zusammenfassung
Die zunehmende Anwendung geladener Teilchenstrahlen zu therapeutischen Zwecken erfordert die Entwicklung neuartiger Detektorsysteme, die zur Erfassung der Strahlenqualität für eine Vielfalt von Ionenarten geeignet sein sollen. Die Struktur der Energiedeposition in Thermolumineszenz-Phosphoren und biologischem Gewebe weist konzeptionelle Parallelen auf. Die für bestimmte biologische Endpunkte (Einzel- und Doppelstrangbrüche der DNA) experimentell beobachtete Korrelation von physikalischen und strahlenbiologischen Parametern eröffnet die Möglichkeit zur erfolgreichen Umsetzung quasi-biologischer Festkörpernanodosimetrie auf der Grundlage von Thermolumineszenz.

Summary
The increasing utilization of charged particle beams for therapeutic purposes requires designing novel detector systems which shall be capable of assessing radiation quality for a diversity of ion species. It is shown that the pattern of energy deposition in thermoluminescent phosphors and biological tissue contains conceptual parallels. The correlation of physical and radiobiological parameters observed experimentally for specific endpoints (single- and double-strand breaks of DNA) opens the possibility of realizing successfully quasi-biological solid-state nanodosimetry on the basis of thermoluminescence.

Schlüsselwörter: *Nanodosimetrie, Thermolumineszenz, Strahlenwirkung*
Keywords: *Nanodosimetry, thermoluminescence, radiation effects*

1. Introduction

Significant progress in radiobiology has refined our understanding of radiation-induced biological response at the cellular level and challenged the conventional macroscopic description of radiation action in favour of a microdosimetric approach. It is inherent to the macroscopic concepts of absorbed dose and linear energy transfer (LET) that the energy deposition of a charged particle is treated as a continuous process along the particle track [1], neglecting the chaotic tangle of secondary electron paths of which it is composed. While the energy deposited by γ rays at large doses can be imagined to be deposited 'homogeneously' relative to the size of biological targets, the energy deposited by heavy ions is much more heterogeneous. The universal use of dose as a normalizing parameter in radiobiology is based entirely on the availability of measuring instruments; it is a poor basis for predicting or understanding the relationship between an irradiation and the resulting endpoint [2]. This has stimulated the development of microdosimetry which takes into account the stochastic nature of interaction processes. But in the many years since its introduction, and in spite of the enormous efforts on its behalf, microdosimetry alone has not led to any fundamental understanding of radiobiology. Quoting Kellerer, "Concepts of microdosimetry are of course essential in any analysis of the action of ionizing radiation on the cell. Their employment has led to important insights but

not, as yet, to a quantitative treatment of primary cellular changes" [3]. Up to now, the only instruments that are capable of measuring microdosimetric quantities, *e.g.* distributions of specific or lineal energy, are small gaseous proportional counters, scaled by density to cellular volumes of micrometre or nanometre diameter [4]. It would, however, be a great step forward to find a detector for which the pattern of energy-deposition events resembles the situation in a cell. Waligórski and Katz were the first to recognize that the response of solid-state thermoluminescence dosimeters (TLDs) depends on ionization density in a qualitatively similar way to the relative biological effectiveness (RBE) for many endpoints; this led them to conclude that TLDs appear to be "good candidates for mimicking the response of biological systems to heavy-ion irradiations" [5].

2. Microdosimetric multi-hit models for thermoluminescence

The occurrence of thermoluminescence (TL) is coupled to the presence of impurities or defects in a given substance. However, association of specific imperfections with a certain peak in the TL glow curve is not straightforward. It may very well happen that a certain impurity or defect is abundant in the sample, but does not contribute to the emitted TL. On the other hand, other defect structures, sometimes undetectable by other means due to their low concentrations, are found to be responsible for the TL signal [6]. From the physical point of view, understanding of the role of defect centres and the processes by which energy is first stored in the material and is then released in the form of light during heating of the sample is fundamental to develop new dosimeter materials with properties tailored to specific needs.

The most popular TL dosimeter in use today, LiF doped with Mg and Ti (most often containing additional OH impurities), has been available commercially since the late 1960s. The LiF crystal consists of two interpenetrating fcc lattices, one for Li^+ and one for F^- ions. The ions are closely packed with a lattice constant of 0.4 nm. To describe the dose response and TL efficiency with respect to ^{60}Co γ rays, Olko [7] has adopted microdosimetric multi-hit models which have originally been proposed to explain the inactivation of microorganisms. A solid-state TL detector contains a large number of independent structures (further on called 'targets'). It is assumed that only one type of target is present in the detector and each target can respond upon an energy deposit (termed a 'hit'). The target can tolerate a number of $m - 1$ hits without being affected; however, if m or more hits occur, this will generate a response: TL emission in our case, cell inactivation or other endpoints in biological systems. Target size can be varied as a free parameter. The relative TL efficiency of the dominant peak 5 is found to decrease with ionization density (Fig. 1a) [8]. Its γ-ray response shows a linear-supralinear-sublinear slope. The related defect centre is assumed to be the combination of a 'one-hit' and 'two-hit' trap [5]. Being capable of capturing one charge carrier, a 'one-hit' trap requires a single energy deposit ($m = 1$) and produces a linear response which is found experimentally for modest doses <10 Gy. The characteristic target size of a 'one-hit' trap was estimated to be ~10 nm [5]. This model is confirmed by optical absorption measurements from which it is known that the structure responsible for peak 5 is composed of a Mg^{2+}-Li vacancy trimer (the electron trap) coupled to $Ti(OH)_n$ (the luminescence centre).

The relative efficiency of the high-temperature TL (HTTL, 248−310°C), on the other hand, increases with ionization density to pass through a maximum at an LET of ~100 keV/μm [8]. The slope is particularly impressive if the HTTL efficiency is scaled to the same level of absorbed dose (Fig. 1a); the resulting parameter is called the high-temperature ratio (HTR). This behaviour is a typical example of dominating 'two-hit' response ($m = 2$), the corresponding

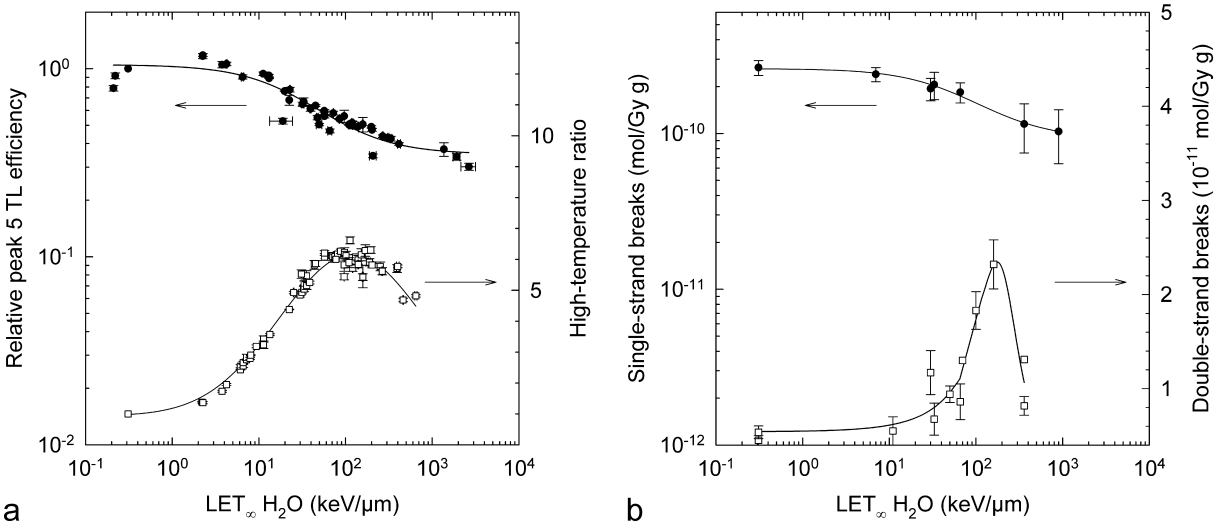


Fig. 1: LET dependence of physical and biological response to 'one-hit' and 'two-hit' energy deposits[1)]. a, LiF:Mg,Ti peak 5 relative TL efficiency (●) and high-temperature ratio (□). b, Induction of single-strand breaks (●) and double-strand breaks (□) in Chinese hamster V79 cell DNA; numerical data from [10].

centre being capable of capturing two charge carriers of the same sign. Following high-LET irradiation, the 'two-hit' traps would be preferentially populated compared to traps associated with 'one-hit' centres, as the probability of multiple ionizations increases dramatically in vicinity of the particle track. The early onset of supralinear γ-ray dose response at ~200 mGy [9] further confirms the dominance of 'two-hit' centres being responsible for the HTTL; a pure 'two-hit' trap would produce a quadratic TL response. The characteristic target size of a 'two-hit' trap was estimated to be ~40 nm [5]. The molecular nature of the trapping and luminescence centres giving rise to the HTTL has not been identified yet. However, there is considerable evidence that Ti-related structures are involved.

3. Correlation of physical and radiobiological endpoints

In biological systems, the degree of irreversibility and/or functional lethality may be correlated with the distance between DNA single-strand breaks (SSBs). It has been estimated that double-strand breaks (DSBs) arise from SSBs within approximately ten base pairs, *i.e.* 3.4 nm [11]. SSBs are *per se* the consequence of a 'one-hit' response, while for DSBs the spatial correlation of two 'one-hit' events resulting in a 'two-hit' response is required. The yield of SSB and DSB induction, *i.e.* their efficiency, was measured by Kampf [10] for particles of different LET and effective charge. The slope of SSB induction (Fig. 1b) corresponds with the LiF:Mg,Ti peak 5 relative TL efficiency, while the dependence of the DSB yield on LET (Fig. 1b) may be correlated with the HTR. Fürweger *et al.* [12] exposed cultivated human skin fibroblasts and LiF:Mg,Ti TL detectors to high-energy $^{4}He^{2+}$, $^{12}C^{6+}$, $^{20}Ne^{10+}$, $^{28}Si^{14+}$ and $^{56}Fe^{26+}$ ions, with special emphasis being laid on the low-dose region of some ten mGy where bystander effects could be expected to contribute significantly to the overall radiation risk. The investigated biological effects included specific biochemical events that are known to play a major role in the early cellular response to DSBs, such as the formation of pATM (serine 1981), γH2AX (serine 139) and pDNA-PKcs (threonine 2609) foci. Analysis at three different

[1)] LET is an insufficient parameter to characterize ionization density which depends on both LET and effective charge of the ionizing particle.

points of time (20 min, 1 h, and 2 h) after irradiation could elucidate the time response of cellular signalling and damage repair. Again, the ionization density dependence of the initial radiation-induced DSB induction in both directly hit and bystander cells was found to be correlated to the HTTL.

4. Conclusions

The correlation of physical and biological parameters observed experimentally for single- and double strand breaks of DNA points to conceptual analogies in the energy deposition mechanisms and gives reason to optimism that quasi-biological solid-state nanodosimetry on the basis of thermoluminescence can be realized in the short term. There are still some minor discrepancies, such as the actual sizes of the nanoscale targets of physical and biological structures, giving room for further improvement of the applied models.

5. References

[1] Kiefer, J.: Biological radiation effects. Berlin: Springer-Verlag, 1990

[2] R. Katz, Dose, Radiat. Res., 137(3), p. 410, 1994

[3] A. M. Kellerer, A generalized formulation of microdosimetric quantities, Radiat. Prot. Dosim., 31(1−4), p. 9, 1990

[4] H. H. Rossi, W. Rosenzweig, A device for the measurement of dose as a function of specific ionization, Radiology, 64(3), p. 404, 1955

[5] M. P. R. Waligórski, R. Katz, Supralinearity of peak 5 and peak 6 in TLD-700, Nucl. Instrum. Methods, 175(1), p. 48, 1980

[6] McKeever, S. W. S.: Thermoluminescence of solids. Cambridge: Cambridge University Press, 1985

[7] P. Olko, Microdosimetry, track structure and the response of thermoluminescence detectors, Radiat. Meas., 41(Suppl. 1), p. S57, 2007

[8] T. Berger, M. Hajek, TL-efficiency—Overview and experimental results over the years, Radiat. Meas., 43(2−6), p. 146, 2008

[9] T. Berger, M. Hajek, On the linearity of the high-temperature emission from ^{7}LiF:Mg,Ti (TLD-700), Radiat. Meas., 43(9−10), p. 1467, 2008

[10] G. Kampf, Induction of DNA double-strand breaks by ionizing radiation of different quality and their relevance for cell inactivation, Radiobiol. Radiother., 29(6), p. 631, 1988

[11] Rossi, H. H.; Zaider, M.: Microdosimetry and its applications. Berlin: Springer-Verlag, 1996

[12] C. Fürweger, M. Hajek, N. Vana, R. Kodym, R. Okayasu, Cellular signal transduction events as a function of linear energy transfer (LET), Radiat. Prot. Dosim., 126(1−4), p. 418, 2007

EMPFEHLUNG FÜR DIE ANWENDUNG DER RICHTLINIE ZUR INKORPORATIONSÜBERWACHUNG IN DER NUKLEARMEDIZIN

RECOMMENDATION FOR THE APPLICATION OF THE GUIDELINE FOR INCORPORACION MONITORING IN NUCLEAR MEDICINE

T. Schönmuth[1], A. Dalheimer[2], K. Dettmann †[2], J. Eckardt[3], W. Eschner[4], U. Kratzel[5], M. Laßmann[6], H. Lauterbach[7]

[1] VKTA Rossendorf ; [2] Bundesamt für Strahlenschutz ; [3] Universitätsklinikum Münster;
[4] Universitätsklinikum Köln; [5] LfU Bayern; [6] Universitätsklinikum Würzburg; [7] Jena

Zusammenfassung
Am 1. März 2007 wurde in Deutschland die Richtlinie zur Inkorporationsüberwachung [1] in Kraft gesetzt. Diese gilt für verschiedene Anwendungsgebiete (Medizin, Kerntechnik, Industrie usw.) und ist daher in vielen Punkten allgemein gehalten. Speziell für die Anwendung von offenen radioaktiven Stoffen in der Nuklearmedizin wurde eine Empfehlung erarbeitet [2], die inzwischen vom BMU mit Rundschreiben vom 05.01.2009 an die Länder in Kraft gesetzt wurde. Diese soll den zuständigen Behörden Hilfestellung bei der Beurteilung des vom Anwender vorgeschlagenen Konzeptes der Inkorporationsüberwachung gemäß der Richtlinie zur Inkorporations-überwachung [1] geben.

Summary
For the use of open radioactive materials in the nuclear medicine a recommendation should give assistance by the judgement of the draught suggested by the user according to the guideline 'Incorporation monitoring' [1] to the responsible authorities. To the evaluation of the requirement for a regular monitoring the document [2] delivers recommendations for incorporation factors or use of threshold value measurements.

Schlüsselwörter: *Inkorporationsüberwachung, Nuklearmedizin*
Keywords: *incorporation monitoring, nuclear medicine*

1. Einleitung

Die im März 2007 verabschiedete Richtlinie zur Inkorporationsüberwachung [1] gilt für die verschiedenen Anwendungsgebiete Forschung, Medizin, Kerntechnik, Industrie usw. und ist daher naturgemäß in vielen Punkten allgemein gehalten. Speziell bei der Anwendung von offenen radioaktiven Stoffen in der Nuklearmedizin stellten sich sehr schnell Diskrepanzen zwischen den in [1] vorgeschlagenen Inkorporationsfaktoren und den daraus abgeleiteten Überwachungsmaßnahmen sowie den vorliegenden praktischen Erfahrungen vor Ort in den nuklearmedizinischen Einrichtungen ein. Aus diesem Grund wurde in Zusammenarbeit von verschiedener behördlich bestimmten Inkorporationsmessstellen, der Leistelle Inkorporationsüberwachung des Bundesamt für Strahlenschutz (BfS) sowie weiterer Experten eine ergänzende Empfehlung zur Umsetzung der Richtlinie zur Inkorporationsüberwachung in der Nuklearmedizin erarbeit [2].

Diese Empfehlung soll insbesondere den zuständigen Behörden Hilfestellung bei der Beurteilung des vom Anwender vorgeschlagenen Konzeptes der Inkorporationsüberwachung gemäß Kapitel 2 der Richtlinie „Konzipierung der Überwachung“ [1] geben.

Die Lagerung und Entsorgung radioaktiver Stoffe aus der Anwendung in der Nuklearmedizin ist in den einzelnen Kapiteln mit den dort aufgezeigten Arbeitsschritten abgedeckt.

2. Konzipierung der Überwachung

Nach [1] ist bei Beschäftigungen mit offenen radioaktiven Stoffen eine regelmäßige Inkorporationsüberwachung erforderlich, wenn die (vor Beginn) der Beschäftigung abgeschätzte effektive Folgedosis 1 mSv erreicht oder überschreitet. Die Abschätzung kann aufgrund von Erfahrungen bzw. vorliegender Raumluftmessdaten erfolgen; sie kann aber auch anhand der Gl. (1) und (2) sowie der Inkorporationsfaktoren aus [1] vorgenommen werden.

$$\sum_i A_i \cdot e_i \geq 1\ mSv \qquad (1)$$

$$\text{mit} \quad A_i = \sum_{k=1}^{n} a_k \; A_{i,k} \; N_k \qquad (2)$$

- i — Index für die Radionuklide
- k — Index für den Arbeitsprozess (d. h. Unterteilung der Beschäftigung in verschiedene Arbeitsschritte möglich)
- e_i — Dosiskoeffizient des i-ten Radionuklids (Inhalation, effektive Folgedosis in [Sv/Bq])
- $A_{i,k}$ — Mittelwert der gehandhabten Aktivität des i-ten Radionuklids für den k-ten Arbeitsprozess in [Bq] (Hinweis: mit der Rechengröße ‚Aktivität’ ist nicht die Lager- bzw. die genehmigte Umgangsaktivität gemeint)
- N_k — Zahl der geplanten Arbeitstage im Kalenderjahr für den k-ten Arbeitsprozess
- a_k — Inkorporationsfaktor

Insbesondere die Wahl des Inkorporationsfaktors in Gl. (2) beeinflusst entscheidend die Konzeption und Durchführung der Inkorporationsüberwachung. In praxi existieren an verschiedenen Stellen teilweise umfangreiche Erfahrungen aus durchgeführten Überwachungen, die eine Abschätzung von Inkorporationsfaktoren für die unterschiedlichen Arbeitsbereiche ermöglichen. Das vorliegende Dokument [2] fasst diese Erfahrungen zusammen und gibt Empfehlungen für Inkorporationsfaktoren und Schwellenwertmessungen, aufgeschlüsselt nach den Anwendungsgebieten Diagnostik, Therapie und Radiopharmazie. Im Folgenden sollen diese Empfehlungen kurz dargestellt werden.

Präventive Strahlenschutzmaßnahmen sind nicht Gegenstand dieser Empfehlung.

3. Empfehlungen für die Verwendung in der Nuklearmedizin

3.1 Diagnostik

Die verschiedenen Anwendungsgebiete in der nuklearmedizinischen Diagnostik können nach unterschiedlichen Kriterien bzw. Arbeits- und Verfahrensschritten unterteilt werden. Hinsichtlich der Inkorporationsüberwachung wird eine Einteilung in Konventionelle Diagnostik, Lungenventilationszintigraphie und PET – Anwendungen vorgenommen.

Konventionelle Diagnostik

Zur konventionellen Diagnostik gehört die Anwendung
- gebrauchsfertiger radioaktiver Arzneimittel,
- radioaktiver Arzneimittel, die mit Hilfe eines nach dem Arzneimittelrecht zugelassenen Markierungskits vom Anwender selbst hergestellt werden sowie
- radioaktiv markierter körpereigener Bestandteile, die vom Anwender selbst hergestellt werden.

Die Anwendung umfasst dabei alle dazugehörigen Arbeitsschritte von der Anlieferung bis zur Entsorgung. Die derzeit gängigsten Radionuklide sind F-18, Tc-99m, In-111 und I-123.

Die vorliegenden Untersuchungen belegen, dass das Inkorporationsrisiko für diesen Bereich mit einem Inkorporationsfaktor von $a_k = 10^{-7}$ (siehe Gl. (2)) konservativ zu beschreiben ist. In praxi bedeutet dies in der Regel keine regelmäßige Überwachung für die beschäftigten Personen.

Lungenventilationsszintigraphie

Dieses diagnostische Verfahren beruht auf der Verwendung zu inhalierender Radiopharmaka (hier: Tc-99m-Aerosol). Das Radiopharmakon wird in einem Gerät vernebelt und vom Patienten eingeatmet. Eine Freisetzung von Aktivität in die Raumluft lässt sich dabei nicht vollständig ausschließen. Entscheidend für die Höhe der möglichen Expositionen für das Personal ist dabei die vorhandene Geräteausstattung (z.B. Absaugvorrichtung). Aus diesem Grund werden Inkorporationsfaktoren empfohlen, die sich an der vorhandenen Ausstattung orientieren und im Bereich von 10^{-4} bis $5 \cdot 10^{-6}$ liegen. Ein Inkorporationsfaktor von $a_k \leq 10^{-6}$ ist anwendbar, wenn durch zusätzliche Untersuchungen (Raumluftüberwachung, Ganzkörperzähler) die ständige Wirksamkeit der Schutzmaßnahmen nachgewiesen wird.

PET-Anwendungen

Bei der Diagnostik mit Positronen emittierenden Radionukliden sind zwei Konstellationen zu unterscheiden:

a) Ausschließliche Anwendung von gebrauchsfertig angelieferten Radiopharmaka, die meist mit F-18 markiert sind (z.B. F-18-FDG, F-18-FLT).

b) Herstellung und Anwendung von PET-Radiopharmaka in einer Einrichtung (PET-Zentrum).

Im Fall a) entspricht die Situation bezüglich der Inkorporationsrisiken der oben beschriebenen konventionellen Diagnostik. Für den Fall b) errechnen sich aus den vorliegenden Daten (bei konservativer Schätzung bezüglich der Häufigkeit der durchgeführten Arbeiten) Jahresdosen von weniger als 0,5 mSv für die Bereiche:
- Zyklotronbetrieb, Zyklotronwartung,
- Routine-Tracerproduktion (siehe auch Kapitel 3.3),
- Tracerportionierung und -verabreichung und
- PET-Untersuchungen (alle Nuklide).

Selbst bei der tendenziell inkorporationsträchtigen Tracerentwicklung würden bei kurzlebigen Nukliden (C-11, F-18) 0,5 mSv nicht erreicht, lediglich bei der Tracerentwicklung mit längerlebigen und zudem in die Raumluft diffundierenden Nukliden wie I-124 wäre dies möglich.

Für die Abschätzung möglicher Dosiswerte nach Gl. (2) werden Inkorporationsfaktoren je nach Arbeitsvorgang im Bereich von 10^{-5} bis 10^{-7} zur Anwendung empfohlen.

Bei der Herstellung, Verarbeitung und Verabreichung **gasförmiger** PET-Pharmaka besteht analog der Lungenszintigrafie ein erhöhtes Freisetzungsrisiko. Hier gilt, dass die (unvermeidliche) Freisetzung im Untersuchungsraum nahe am Patienten, aufgrund der Kurzlebigkeit der PET-Nuklide O-15, C-11, nicht zu effektiven Dosen oberhalb 0,5 mSv/a führt. Inkorporationsfaktoren können, sofern benötigt, analog zur Lungenventilationsszintigraphie verwendet werden.

3.2 Therapie

Bei nuklearmedizinischen Behandlungen, insbesondere jenen, die nach Richtlinie Strahlenschutz in der Medizin [3] nicht als Standardbehandlungen durchgeführt werden, sondern mit einer patientenindividuellen Dosimetrie und einem stationären Klinikaufenthalt verbunden sind, trägt das Konzept der Inkorporationsfaktoren nur sehr bedingt. Das Inkorporationsrisiko ist hierbei nicht durch die (meist kurze) Verabreichung der Aktivität an den Patienten bestimmt, sondern vielmehr durch den anschließenden Umgang mit und am Patienten. Da dieser Umgang nicht standardisierbar ist, können hierfür keine belastbaren Inkorporationsfaktoren angegeben werden.

Für den Teil ‚Standardbehandlungen' bzw. ‚RadioIod-Therapie' können jedoch belastbare Empfehlungen getroffen werden.

Standardbehandlungen

Standardbehandlungen mit radioaktiven Arzneimitteln sind Behandlungen von Patienten, bei denen individuelle Dosisabschätzungen nicht erforderlich oder nicht möglich sind. Hierzu gehören beispielsweise die palliative Behandlung bei Tumorerkrankungen (radioaktive Arzneimittel mit Sr-89, Y-90, Sm-153 und/oder Re-186, Re-188) und die Radiosynoviorthese (RSO; radioaktive Arzneimittel mit Y-90, Er-169 oder Re-186). Es erfolgt die Applikation von Fertigarzneimitteln, die auf Grund von einfachen Standardarbeitsvorgängen und dem Charakter des Radiopharmakons nur eine geringe Inkorporationswahrscheinlichkeit beim Aufziehen der Spritzen und der Applikation erwarten lassen.

Unter strikter Beachtung der Empfehlungen [4, 5] zur Durchführung der RSO und unter Einbeziehung **engmaschiger** Kontaminationskontrollen wird mit einer Vermeidung von Kontaminationen zugleich das Inkorporationsrisiko hinreichend minimiert. In Analogie zur konventionellen Diagnostik wird für die Standardbehandlungen ein Inkorporationsfaktor von 10^{-7} empfohlen.

Durch die bei dieser Anwendung eingesetzten Beta-Strahler können sehr hohe Werte für die lokale Strahlenexposition der Haut erreicht werden. Eine Optimierung des Strahlenschutzes muss vordringlich diesen Aspekt bei der Planung und beim Umgang berücksichtigen [4, 6].

RadioIod-Therapie

Die mit Abstand häufigste stationäre nuklearmedizinische Therapie ist die RadioIod-Therapie mit I-131-Natriumiodid bei gut- und bösartigen Schilddrüsenerkrankungen, das in der Regel oral als Kapsel verabreicht wird.

Langfristige Inkorporationsmessungen bei den hieran beteiligten Mitarbeitern in den behördlich bestimmten Inkorporationsmessstellen, die an der vorliegenden Empfehlung beteiligt sind, ergeben übereinstimmend, dass Inkorporationen zwar stattfinden, diese jedoch in der

überwiegenden Zahl niedrig sind (< 100 Bq gemessene Aktivität bei regelmäßiger 14-tägiger Überwachung). Die daraus resultierende effektive Dosis ist in fast allen Fällen < 0,5 mSv im Kalenderjahr. Trotzdem kann eine Überschreitung von 0,5 mSv im Kalenderjahr nicht sicher ausgeschlossen werden.

Es sollten daher mindestens Schwellenwertmessungen entsprechend [1] durchgeführt werden. In diesem Fall sollte in Zusammenarbeit mit einer behördlich bestimmten Messstelle ein geeignetes Messprogramm und -intervall festgelegt und von der zuständigen Behörde genehmigen zu lassen. Eine Überprüfung, z.B. der Kalibrierung der Messanordnung, sollte mindestens jährlich durch die zuständige Behörde oder eine behördlich bestimmte Messstelle erfolgen.

Die Schwellenwertmessungen sollen somit nicht nur nachweisen, dass eine regelmäßige Inkorporationsüberwachung nicht erforderlich ist, sondern dienen auch der dauerhaften Sicherung einer möglichst geringen Inkorporation (ALARA-Prinzip).

Prä-/Posttherapeutische Untersuchungen

Bei prä-/postherapeutischen Untersuchungen mit I-131 liegen keine nachweisbaren Messwerte vor, es wurden daher keine speziellen Inkorporationsfaktoren ermittelt. Es wird vorgeschlagen, keine gesonderte Berücksichtigung dieser Arbeitsprozesse bei der Abschätzung einer Dosis nach Gl. (1) vorzunehmen.

Sonstige Therapien

Andere therapeutisch eingesetzte Radiopharmaka sind z.B. mIBG, Zevalin® (Radioimmuntherapie) oder Somatostatin-Analoga, die verwendeten Nuklide meist Y-90, I-131, zunehmend auch Lu-177. Ständig sind neue Radiopharmaka in der präklinischen Entwicklung und klinischen Erprobung, oft im Rahmen von Heilversuchen.

Inkorporationsfaktoren können für diese Verfahren im Allgemeinen nicht angegeben werden. Schwellenwertmessungen sind angezeigt. Diese sollten von einer behördlich bestimmten Messstelle durchgeführt oder, nach Absprache mit der Aufsichtsbehörde, lokal durchgeführt und extern überprüft werden. Alternativ kann ein geeignetes Messprogramm gemeinsam mit der behördlich bestimmten Messstelle festgelegt und durch Kontrollmessungen von dieser validiert werden.

Im Gegensatz zur Radioiod-Therapie können die Schwellenwertmessungen hier dem Nachweis dienen, dass nach einer Optimierung der Prozeduren das Erfordernis der regelmäßigen Überwachung nicht mehr gegeben ist.

An dieser Stelle soll noch einmal darauf hingewiesen werden, dass durch die bei dieser Anwendung eingesetzten Beta-Strahler bei unsachgemäßem Umgang extrem hohe Werte für die Strahlenexposition der Haut erreicht werden können. Eine Optimierung des Strahlenschutzes muss vordringlich diesen Aspekt bei der Planung und beim Umgang berücksichtigen [4,6].

3.3 Radiochemie und Radiopharmazie

Für den Bereich Radiochemie und Radiopharmazie liegen kaum belastbare Ergebnisse zum Inkorporationsrisiko vor, so dass sich die Empfehlung [2] im Wesentlichen auf die in der Richtlinie zur Inkorporationsüberwachung [1] angegebenen Inkorporationsfaktoren stützt. Nur bei Verwendung besonderer Schutzmaßnahmen, wie z.B. geeignete Sicherheitswerkbänke, ist die Verwendung eines niedrigeren Inkorporationsfaktors gerechtfertigt. Ansonsten ist für alle nicht

standardisierten Verfahren der Einsatz der Raumluftüberwachung sinnvoll. Weiterhin wird empfohlen, die Vorgehensweise unbedingt mit einer behördlich bestimmten Messstelle abzustimmen.

4. Zusammenfassung

Diese Empfehlung soll den zuständigen Behörden bei der Anwendung von offenen radioaktiven Stoffen in der Nuklearmedizin Hilfestellung bei der Beurteilung des vom Anwender vorgeschlagenen Konzeptes der Inkorporationsüberwachung gemäß [1] geben. Hierzu werden Werte für Inkorporationsfaktoren, aufgeschlüsselt nach den einzelnen Anwendungsgebieten der Diagnostik, Therapie und Radiochemie/Radiopharmazie, bereitgestellt.

Die vorliegende Empfehlung [2] ist insbesondere dann heranzuziehen, wenn von den in der Richtlinie [1] vorgegebenen Inkorporationsfaktoren abgewichen werden soll. Dabei können prinzipiell auch andere als die in [2] empfohlenen Inkorporationsfaktoren verwendet werden (z.B. wenn sie aus eigenen Untersuchungen, aus Erfahrungen in den behördlich bestimmten Messstellen oder aus anderen zuverlässigen Quellen stammen).

Das Erfordernis der regelmäßigen Inkorporationsüberwachung ist nach der jetzt gültigen Richtlinie [1] spätestens nach einem Jahr erneut zu beurteilen. Gegenüber der Vorläufer-Richtlinie ergibt sich damit die Möglichkeit, auf Grund der gewonnenen Überwachungsdaten nach einem Jahr gegebenenfalls wieder aus der regelmäßigen Inkorporationsüberwachung entlassen zu werden. Bei der Änderung von Umgangsdaten ist eine erneute Überprüfung angezeigt.

Die vollständige Empfehlung sowie einige Veröffentlichungen können von der Internetseite der Leitstelle Inkorporationsüberwachung des BfS (www.bfs.de/ion/beruf_schutz/inkorpueberwach) herunter geladen werden.

5. Literaturverzeichnis

[1] Richtlinie für die physikalische Strahlenschutzkontrolle zur Ermittlung der Körperdosen, Teil 2: Ermittlung der Körperdosis bei innerer Strahlenexposition; Inkorporationsüberwachung (§§ 40, 41 und 42 StrlSchV); nur Textteil: GMBl. Nr. 31/32, S. 623; 2007 und gesamte Richtlinie: BfS-SCHR-43/07; 09.2007

[2] Empfehlung für die Anwendung der Richtlinie zur Inkorporationsüberwachung in der Nuklearmedizin; GMBl. Nr. 12-14, S.266-273, 2009

[3] Strahlenschutz in der Medizin, Richtlinie nach der Verordnung über den Schutz vor Schäden durch ionisierende Strahlung (Strahlenschutzverordnung - StrlSchV), GMBl. Nr. 11-13, S. 227; 2003

[4] Empfehlungen zum Strahlenschutz bei der Radiosynoviorthese (RSO), Empfehlung des Bundesamtes für Strahlenschutz, 08.2007

[5] „Strahlenschutz bei der Therapie mit Beta-Strahlern in flüssiger Form im Rahmen einer Brachytherapie, Radiosynoviorthese und einer Radioimmuntherapie“; Empfehlungen und Stellungnahmen der Strahlenschutzkommission 2003, Veröffentlichungen der Strahlenschutzkommission, Band 52, S. 121-130; 2005

[6] Empfehlung zum Strahlenschutz bei der Radioimmuntherapie mit Y-90-markierten Antikörpern, Empfehlung des Bundesamtes für Strahlenschutz; 09.2006

UNTERSUCHUNGEN ZUR Y-90-STRAHLENEXPOSITION VON PERSONAL IN DER NUKLEARMEDIZIN

INVESTIGATION OF Y-90 RADIATION EXPOSURE OF STAFF IN NUCLEAR MEDICINE THERAPIES

Ch. Blunck[1)], F. Becker[1)], M. Urban[1)]

[1)]Institut für Strahlenforschung, Forschungszentrum Karlsruhe, Deutschland

Zusammenfassung

Mit dem zunehmenden Einsatz von Betastrahlern in nuklearmedizinischen Heilverfahren werden genaue Untersuchungen der Strahlenbelastungen des Personals, die mit diesen Strahlern umgehen, erforderlich. In diesem Zusammenhang stellen wir eine Untersuchung über die auftretenden Teilkörperdosen der Hände des medizinischen Personals in der Selektiven Internen Radiotherapie (SIRT) vor. Hierbei wird das Radionuklid ^{90}Y verwendet. Für die Dosisbestimmung wurde die Oberflächenpersonendosis $H_p(0,07)$ mit Dünnschichtthermolumineszensdetektoren (TLDs) gemessen. Die TLDs wurden in kleinen Plastiktaschen verpackt und an verschiedenen Stellen der Hände des Personals befestigt, die mit hohen ^{90}Y Aktivitäten hantierten. Es wurden Messungen während verschiedener ^{90}Y-Vorbereitungen und -Applikationen durchgeführt. Große Unterschiede der maximalen Dosiswerte wurden beobachtet, sie waren von den Personen und von verschiedenen Handhabungen abhängig. Auch die Dosisverteilung an den Händen unterschied sich stark.

Des Weiteren wurde die Verteilung der Ortsdosis oberhalb eines geöffneten Transportcontainers, in dem sich ein ^{90}Y-Fläschchen befand, gemessen. Obwohl die gelieferten Container, genauso wie die ^{90}Y-Fläschchen von gleicher Herstellungsart waren, variierten die Messergebnisse sehr. Zusammen mit Simulationen konnte das Strahlenfeld charakterisiert werden, der Ursprung des Hauptdosisanteils ausgemacht und Gründe für die Unterschiede in den Messungen gefunden werden.

Summary

With the growing use of beta emitters in nuclear medicine therapies, detailed research concerning the radiation protection for the persons working with these emitters becomes more and more important. We present an investigation about the occurring extremity doses for the medical stuff in the selective internal radiation therapy (SIRT). In this therapy the nuclide ^{90}Y is used as the beta emitting source. For the determination of the extremity dose we measured $H_p(0.07)$ with thin-layer thermoluminescence detectors (TLDs). The TLDs were wrapped in small plastic hoses and fixed at different positions on the hands of the persons handling high ^{90}Y activities. We performed measurements for several preparations and applications of the therapy. Person and situation dependent sequences of action were investigated. Large differences in the highest dose values as well as in the dose distribution on the hand were observed.

TLDs were used to measure the local dose distribution of the mixed beta-gamma field above opened shipping containers with a ^{90}Y vial inside. Although the delivered containers and ^{90}Y vials were identical, the results of the measurements vary a lot. Together with simulations we could characterize the radiation field, detect the origin of the main dose component, and find reasons for the varying results of the measurement.

Schlüsselwörter: *Strahlenschutz in der Medizin, SIRT, Yttrium-90, Teilkörperdosis*
Keywords: *Radiation protection in medicine, SIRT, yttrium-90, partial body dose*

1. Einleitung

In der Nuklearmedizin werden zunehmend Beta-Strahler für Heilverfahren angewendet. Dies kann zu Strahlenbelastungen für das medizinische Personal führen, insbesondere bei der Verwendung des hochenergetischen Beta-Strahlers ^{90}Y. Therapien, die das Nuklid ^{90}Y verwenden sind unter anderem die Selektive Interne Radiotherapie (SIRT, eine Therapiemöglichkeit für Krebserkrankungen der Leber [1]) und die Radiosynoviorthese (RSO, ein nuklearmedizinisches Verfahren zur Behandlung von entzündlichen Gelenkerkrankungen [2]). Anhand dieser beiden Verfahren wurde die Situation des Strahlenschutzes des medizinischen Personals untersucht. Für die Radiosynoviorthese liegen diesbezüglich bereits verschiedene Veröffentlichungen vor (z.B. [3]), deshalb sollen in diesem Beitrag die wichtigsten Ergebnisse aus den Strahlenschutzuntersuchungen bei der SIRT vorgestellt werden. Bei der SIRT werden winzige Kügelchen (Sphären), an denen ^{90}Y fest gebunden ist, in die Leber injiziert, in der sie als permanentes Implantat verbleiben. Bei der Bestrahlung handelt es sich um eine interne Bestrahlung, die lokal an den Tumoren eine gewünschte Schädigung erzielt.

Bei der Herstellung der Yttrium-Kügelchen kommt die kurze Halbwertszeit vom ^{90}Y von rund 64 Stunden zum Tragen. Die Kügelchen werden nach der Herstellung schnellstmöglich an das Therapiezentrum geliefert. Dabei liegen die Kügelchen mit sterilem Wasser als Suspension vor, die in einem Transportvial aus Glas geliefert wird. Ein Bleicontainer mit einer Wandstärke von ca. 1 cm dient als Abschirmung beim Transport. Die gelieferten Aktivitäten betragen 3 bis 4 GBq bei einem Volumen von 5 bis 6 ml. Aus dem Transportvial wird vom medizinische Personal die für die Patienten benötigte Menge in ein Applikationsvial umgefüllt.

Bei dieser Vorbereitung der Patientenapplikation, genauso wie bei der Applikation selbst und der anschließenden Entsorgung der verwendeten Utensilien können nicht zu vernachlässigende Dosen für die beteiligten Personen auftreten.

2. Methode

2.1 Bestimmung der Ortsdosisleistung oberhalb des Transportvials

Für die Patientenapplikation muss das medizinische Personal, wie oben erwähnt, eine vorbestimmte Menge der ^{90}Y Lösung aus dem Transportfläschchen entnehmen. Da sich die Hände dabei oberhalb des geöffneten Transportvials befinden, ist es wichtig zu wissen, welche Dosisleistung dabei auftreten kann und wie deren lokale Verteilung aussieht. Nur so können Maßnahmen zur Verbesserung des Strahlenschutzes getroffen werden. Bereits vor den Untersuchungen wurde innerhalb der Abteilung HS-KES des Forschungszentrums Karlsruhe eine Plexiglasabschirmung für das ^{90}Y-Fläschchen und den Transportcontainer entwickelt. Diese war so konstruiert, dass eine Aussparung im Deckelbereich eine Entnahme der ^{90}Y Lösung bei aufgesetzter Abschirmung ermöglichte.
Für die Messungen der Dosisleistung wurden TLDs in einer kreuzförmigen Anordnung 4 cm oberhalb des Transportvials platziert. Dabei wurden auch Fälle untersucht, bei denen der Container durch die Plexiglasabschirmung abgedeckt wurde.

2.2 Bestimmung der Teilkörperdosis an den Händen

Die Teilkörperdosis an den Händen wurde bei den verschiedenen Arbeitsvorgängen, die für eine SIRT notwendig sind (z.B. Vorbereitung oder Applikation der Aktivität), und bei verschiedenen Personen mit unterschiedlichen Arbeitsweisen bestimmt. Die in Kunststofftaschen eingeschweißten TLDs wurden dafür mit Klebeband an verschiedenen Stellen der Hände des jeweiligen Personals fixiert. Eine Messanordnung der TLDs auf den Händen ist in Kapitel 3.2 dargestellt. Um Informationen über die möglichen Abweichungen der maximalen Dosiswerte von den Messwerten mit den amtlichen Fingerringdosimetern zu erhalten, wurde dabei jeweils ein TLD direkt neben das Fingerringdosimeter befestigt.

3. Ergebnisse und Diskussion

3.1 Ortsdosisleistung oberhalb des Transportvials

Obwohl die Transportcontainer, genauso wie die ^{90}Y Fläschchen in verschiedenen Messungen von gleicher Herstellungsart waren, variierten die Ergebnisse, auch unter gleichen Abschirmbedingungen, sehr. Die maximalen Dosiswerte schwankten in verschiedenen Messungen zwischen 1 und 9 mSv/h. Auch der Effekt der Abschirmung unterschied sich stark. In einigen Situationen war die Abschirmwirkung deutlich zu sehen, in anderen nur in geringem Maße. Um den Grund für diesen Sachverhalt zu finden, wurden Simulationen mit dem Monte Carlo Code MCNPX durchgeführt.
Die Simulationen zeigten, dass weder alleine die Photonen (aufgrund des geringen Dosiskonversionsfaktors tragen diese trotz der im Vergleich zu den Elektronen größeren Fluenz nur gering zur Dosis bei), noch alleine die von der ^{90}Y Lösung im innerer der Flasche abgestrahlten Elektronen (diese wurden tatsächlich von einer 1 cm dicken Plexiglasabschirmung abgeschirmt) für die hohen Dosiswerte verantwortlich waren.
Da die ^{90}Y Lösung mit einer Spritze aus dem Fläschchen entnommen werden, ist es möglich, dass beim Herausziehen der Nadel winzige Tropfen an der Deckeloberfläche hängenbleiben. Es zeigte sich, dass bereits die Simulation eines sehr geringen Anteils von ^{90}Y oberhalb des Deckels zu einer Dosisleistungsverteilung führt, die denen der Messung sowohl mit, als auch ohne Plexiglasabschirmung, sehr viel näher kam, als diejenige, die durch den Hauptanteil der Aktivität im Flaschenboden entstand. Neben Kontaminationen auf dem Deckel ist auch eine Tropfenbildung durch Adhäsion innerhalb des Fläschchens, insbesondere unterhalb des Deckels möglich. Unter diesen Berücksichtigungen konnten die Messungen mit und ohne Plexiglasabschirmung durch ein Szenario reproduziert werden, in dem sehr kleine Tröpfen oberhalb und unterhalb des Deckels angenommen wurden. Ein Beispiel für den Vergleich zwischen gemessener und simulierter Dosisverteilung ist in Abbildung 1 zu sehen.

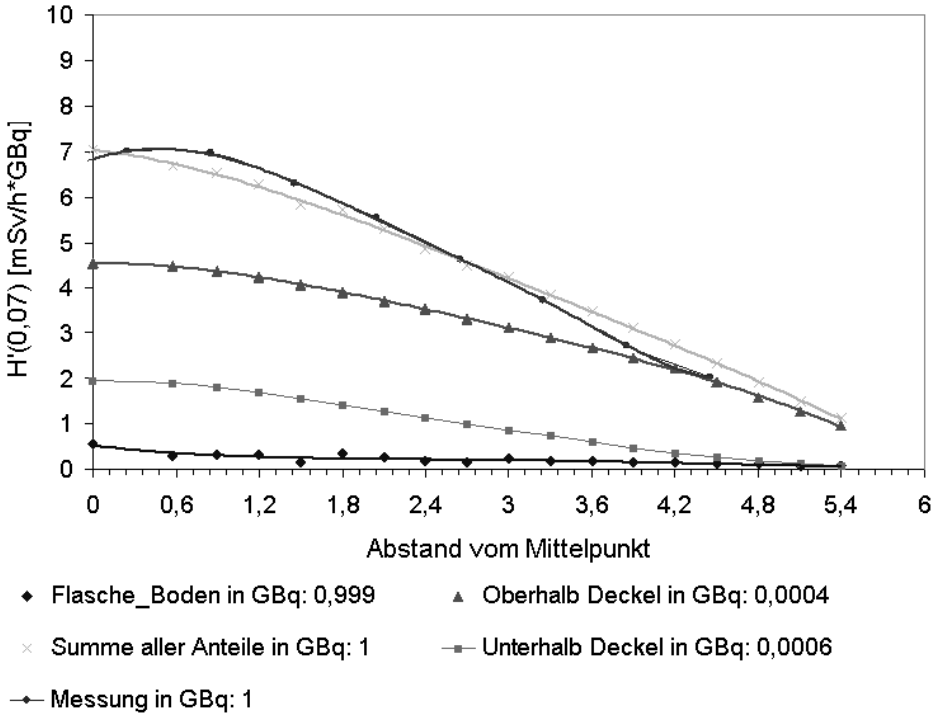


Abbildung 1: Dosisleistungswerte (simuliert und gemessen) oberhalb des Transportcontainers. Die ^{90}Y Aktivität wurde in der Simulation auf verschiedene Stellen innerhalb der Flasche, bzw. oberhalb und unterhalb des Deckels verteilt. Die Summe addiert sich, wie in der Messung, zu einem GBq.

Die Ortsmessungen über dem Transportvial wurden unter kontrollierten Bedingungen wiederholt und auch Kontaminationsmessungen (Wischtests) auf dem Deckel des Transportvials durchgeführt. Der Wischtest zeigte in diesen Fällen kaum Kontaminationen auf dem Deckel. Die Ergebnisse der Ortsdosismessungen sind in Abbildung 2 dargestellt. Bei dieser Messung zeigt sich ein deutlicher Effekt der Plexiglasabschirmung. Eine maximale Dosisleistung von 7 mSv/(GBq*h) konnte in dieser Untersuchung auf etwa 2 mSv/(GBq*h) reduziert werden. Das der Hauptdosisanteil von Beta-Teilchen herrührt, wird durch eine komplette Abschirmung von 2 cm Plexiglas ohne Aussparung bestätigt. In einer weiteren Messung unter gleichen Bedingungen wurde dieser Befund nochmals verifiziert. Auffallend ist, dass die gemessene Dosisleistung mit weniger Aktivität größer ist, als mit der höheren Aktivität. Bei diesem zunächst verblüffenden Ergebnis, dass „weniger mehr ist“, lieferten die Simulationen einen wichtigen Beitrag zum Verständnis. Es ist in diesem Fall die Höhe der Wassersäule über den ^{90}Y Kügelchen, die als weitere Abschirmung fungiert, da sich die ^{90}Y Kügelchen aufgrund ihrer Schwere am Boden absetzen (siehe Foto in Abbildung 2). Sinkt nun die Höhe der Wassersäule, da weniger im Vial ist, nimmt die Abschirmwirkung ebenfalls ab.

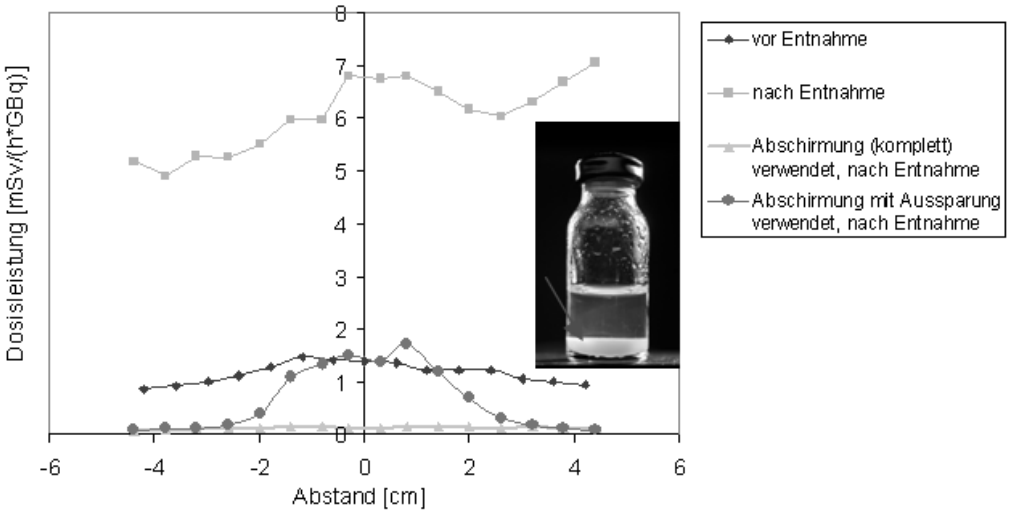


Abbildung 2: Dosisleistung oberhalb des Transportvials ohne Blechdeckel, welches sich im geöffnetem Bleicontainer befand, bei einer Aktivität von 3,5 GBq vor der Entnahme und 1,6 GBq nach der Entnahme. Das Foto zeigt das Transportvial mit den abgesenkten ^{90}Y Kügelchen.

3.2 Teilkörperdosis an den Händen

Aus den bei der Untersuchung erhaltenen Ergebnissen sollen im folgenden einige Beispiele aufgezeigt werden. Die maximal erhaltenen Werte für die Dosis $H_p(0,07)$ sind in Tabelle 1 für drei verschiedene Untersuchungen der SIRT dargestellt. Die beiden oberen Zeilen der Tabelle beziehen sich dabei auf die Vorbereitung der Patientenapplikation, die Werte der dritten Zeile wurden bei einer Applikation bestimmt. Die Abbildung 3 zeigt eine typische Dosisverteilung, wie sie bei der Vorbereitung der Patientenapplikation entstehen kann.

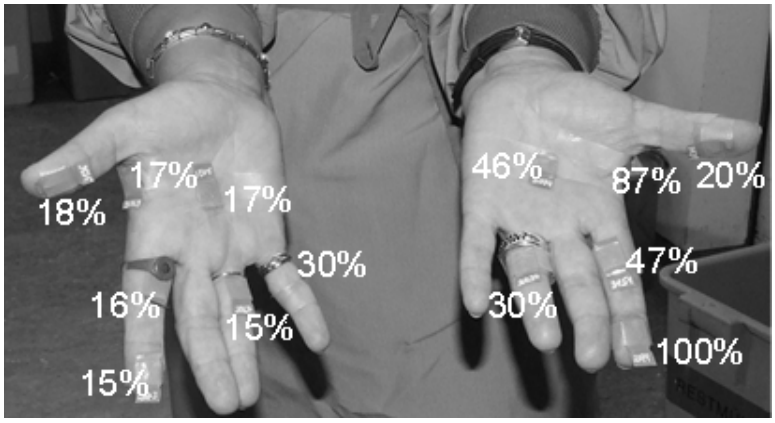


Abbildung 3: Verteilung von $H_p(0,07)$ an den Händen bei einer Vorbereitung zur SIRT; Maximalwert: 0,8 mSv (100%). Die TLDs wurden in kleinen Plastiktaschen auf die verschiedenen Stellen geklebt.

Zur Fragestellung inwieweit die maximalen Dosiswerte für $H_p(0,07)$ von den amtlichen Messungen mit Fingerringdosimetern abweichen können sind in Tabelle 1 die Messwerte an der Tragestelle des Fingerringdosimeters aufgezeigt. Es zeigt sich, dass bei einer „Standardtrageposition“ (rechter Ringfinger, Grundglied (innen)) Diskrepanzen bis zu einem Faktor von nahezu 100 auftreten können. Der „optimale“ Trageort für ein Dosimeter wäre

nach dieser Untersuchung die Innenkuppe des Zeigfingers, dieser ist jedoch in vielen Fällen aufgrund einer möglichen Beeinflussung des Feingefühls beim Hantieren weniger geeignet.

Tabelle 1: Vergleich der gemessenen Maximalwerte für $H_p(0,07)$ zu den Werten an der Tragestelle des Fingerringdosimeters und am inneren Grundglied des Ringfingers

Untersuchung Nr.	max. Dosiswert pro Arbeits-vorgang [mSv]	Wert Dosimeter-tragestelle [mSv]	Tragestelle Fingerring-dosimeter	Korrektur-faktor	Dosiswert rechts, Ringfinger, Grundglied (innen) [mSv]	Korrektur-faktor
1	3,68	0,4	rechts, Mittelfinger, Grundglied (innen)	9	0,04	93
2	0,83	0,13	rechts, Zeigefinger, Grundglied (innen)	8	0,13	8
3	0,78	0,78	links, Zeigefinger, Innenkuppe	1	0,21	4

Bei allen Arbeitsschritten, die für die Vorbereitung der SIRT nötig sind, wurden nicht vernachlässigbare Teilkörperdosen an den Händen ermittelt. Dabei kam es zu Expositionen an verschiedenen Stellen der Hände; die Maximalwerte wurden meist an den Fingerkuppen der Zeige- und Mittelfinger gemessen.
Zur Optimierung des Strahlenschutzes wurden Empfehlungen bezüglich der Handhabungen erarbeitet und eine Standardarbeitsanweisung erstellt, die gewährleistet, dass die Handhabung einheitlich und mit möglichst geringer Dosisbelastung ausgeführt werden kann. Weiterhin ermöglichten die Untersuchungen die Entwicklung verbesserter Abschirmungen, die ein praktisches und dosisminimierendes Hantieren mit ^{90}Y bei der SIRT ermöglichen. Die durchgeführten Untersuchungen geben einen ersten Einblick in die Strahlenschutzsituation bei der SIRT. Sie sind als Anfangsuntersuchungen zu werten. Weitere werden noch folgen, um einerseits die Wirkung der vorgeschlagenen Verbesserungen zu überprüfen und weitere Optimierungsvorschläge zu erstellen, andererseits, um die vorliegenden stichprobenartigen Daten statistisch signifikanter werden zu lassen.

4. Literaturverzeichnis

[1] Stubbs RS., Cannan RJ. and Mitchell AW.: Selective internal radiation therapy with 90yttrium microspheres for extensive colorectal liver metastases. J Gastrointest Surg, Vol. 5, pp. 294–302, (2001)

[2] Gratz S., Göbel D. and Becker W.: Radiosynoviorthese bei entzündlichen Gelenkerkrankungen. Der Orthopäde, Vol.29, pp.164-170, (2000)

[3] Rimpler, A., and Barth, I.: Beta Radiation Exposure of Medical Staff and Implications for Extremity Dose Monitoring. Radiat. Prot. Dosim, Vol. 125, No. 1-4, pp. 335-339, 2007.

ORTSDOSISMESSUNGEN AN EINER DIGITALEN VOLUMEN-TOMOGRAPHIEEINRICHTUNG (DVT) HINSICHTLICH DER UNTERSCHIEDE ZWISCHEN EINEM PHANTOM UND DER MENSCHLICHEN ANATOMIE

MEASUREMENTS OF THE LOCAL DOSE WITH REGARD TO DIGITAL VOLUME TOMOGRAPHY (DVT) FOR THE PURPOSE OF ASSESSING DEVIATIONS BETWEEN PHANTOM AND HUMAN ANATOMY

J. Neuwirth, A. Hefner, G. Ernst

Austrian Research Centers (ARC), Radiation Safety and Applications, Austria,
johannes.neuwirth@arcs.ac.at

Zusammenfassung

In der dentalen Röntgendiagnostik gewinnt die Digitale Volumen Tomographie (DVT) immer mehr an Bedeutung. Dies ist einerseits durch die drei dimensionale Darstellung von Zähnen und Kiefer sowie in der Reduktion der Patientendosis im Vergleich zu einem herkömmlichen Schädl-CT begründet. Im Gegensatz zu anderen dentalen Röntgeneinrichtungen, wie beispielsweise einem Panoramaröntgen, existieren bei einem DVT weder national noch international Normen, welche Verfahrensanweisungen über Ortsdosisberechnungen und Ortsdosismessungen betreffen. Diese Studie zielt darauf ab, entsprechende Angaben (Parameter) für entsprechende Verfahrensanweisungen festzulegen.

Diese Arbeit beschreibt die Ergebnisse von Messungen, welche in Zahnarztpraxen durchgeführt wurden, um die Ortsdosis in unterschiedlichen Abständen bei verschiedenen Rotationszeiten zu bestimmen. Ein spezielles Dental-Phantom und ein echter menschlicher Kopf wurden dabei herangezogen um den Überwachungs- und Kontrollbereich bei Nennspannung festzulegen. Das spezielle Dental-Phantom ist ursprünglich für kommerzielle Dentaleinrichtung mit geringerer Nennspannung entwickelt worden. Somit stellt sich die Frage, ob das Streuverhalten von diesem speziellen Dental-Phantom und einem echten menschlichen Kopf vergleichbar ist und somit als brauchbares Phantom für Ortsdosismessungen bei DVT eingesetzt werden kann. Des Weiteren sind Vorschläge ausgearbeitet worden, die vorhandenen Normen für Panoramaröntgeneinrichtungen bei Überarbeitungen entsprechend zu erweitern.

Die Messungen haben gezeigt, dass das spezielle Dental-Phantom für Ortsdosismessungen für die Festlegung von Überwachungs- und Kontrollbereich bei DVT absolut brauchbar ist.

Abstract

In Dental Radiography Digital Volume Tomography (DVT) gains more and more importance due to its possibilities of three-dimensional imaging of teeth, jaw and the reduced radiation dose in comparison to conventional Computer tomography (CT). Contrary to other, well documented radiographic procedures like dental panorama x-ray imaging there are no national or international guidelines or recommendations relating to DVT which regulate the designation of areas and standardize risk assessment. This study aims to asses the parameters necessary for local radiation protection in dental practices.

This paper describes the results of Measurements, which are carried out in dental practices in order to evaluate the local dose in varied distances by different rotation times of DVT devices. A

special dental-phantom and a real human head were used in the irradiations in order to define the surveillance and control area by nominal voltage. This special dental-phantom was created for conventional dental panorama x-ray, which have lower nominal voltages. This poses the question, if the scatter performance of the special dental-phantom is comparable to a real human head and therefore applicable for the estimation of the radiation quality of a DVT. The existing guidelines for dental panorama x-ray are analyzed and suggestions for future recommendations concerning the designation of areas and risk assessment for DVT are then deducted by comparing both sets of measurements.

Measurements showed that this special dental-phantom is absolutely adaptable for the definition of the local dose from the scattered radiation of a DVT.

I-131-INKORPORATIONSÜBERWACHUNG: KALIBRIERUNG EINES SCHILDDRÜSEN-MESSPLATZES UND PRÜFUNG DER KALIBRIERUNG HINSICHTLICH DER ERZIELBAREN RICHTIGKEIT IM RAHMEN EINER EXTERNEN MESSTECHNISCHEN KONTROLLE

INDIVIDUAL MONITORING OF INTERNAL I-131 EXPOSURE: EFFICIENCY CALIBRATION OF A THYROID COUNTING SYSTEM AND CONFORMITY ASSESSMENT OF THE CALIBRATION REGARDING THE ESTIMATED POSSIBLE TRUENESS

J. Holzmannhofer

Landeskrankenhaus Salzburg, Universitätsklinikum der Paracelsus Medizinischen Privatuniversität, Universitätsklinik für Nuklearmedizin und Endokrinologie, Müllner Hauptstraße 48, A-5020 Salzburg, Austria

Zusammenfassung

Ein mögliches Überwachungsverfahren für die I-131-Inkorporationsüberwachung ist die Messung der I-131-Teilkörperaktivität in der Schilddrüse mittels eines NaI-Uptake-Messplatzes. Die ON S 5220 Teil 2 legt als Anforderung an das Messverfahren bei 14-tätigem Überwachungsintervall eine Nachweisgrenze von 84 Bq fest. Bezüglich der Richtigkeit Br der Ergebnisse des Messverfahren wird folgendes gefordert: $-0{,}25 < Br < +0{,}5$.

Die Richtigkeit wird im Rahmen einer sogenannten externen „messtechnische Kontrolle" überprüft, welche auch eine Überprüfung der Dosisermittlung entsprechend ON S 5220 Teil 3 umfassen kann.

In Salzburg steht ein NaI-Uptake-Messplatz mit einem 3-Zoll-Detektor und einem Inkorporations-Kollimator zur Verfügung. Für die Inkorporationsmessungen wird das Personal möglichst dicht am Detektor positioniert.

Die Kalibrierung erfolgt nach Herstellerangaben. Dabei wird ein Hals-Phantom verwendet, in welchem die I-131-Kalibrierquelle mittels eines exzentrischen Phantomeinsatzes unterschiedlich positioniert werden kann. Die Kalibrierung brachte folgende Ergebnisse: Kalibrierfaktor FKal=0,446 cpm/BqI-131, Nachweisgrenze NWG = 65 Bq und Erkennungsgrenze EG = 31 Bq (Messzeit 2 min, Leerwert-Messzeit 30 min, Leerwert-Zählrate 129 cpm). Die erforderliche I-131-Nachweisgrenze von 84 Bq wird damit auch bei angenehm kurzen Messzeiten deutlich unterschritten.

Die ON S 5220 Teil 2 legt fest, dass die Überprüfung des Kalibrierfaktors mit einer Aktivität im Bereich zwischen dem 10- bis 1000-fachem der Nachweisgrenze durchzuführen ist. Bei der Eigenkontrolle des Kalibrierfaktors ist die Position der Quelle im Halsphantom bekannt. Bei einer externen „messtechnischen Kontrolle" ist das nicht unbedingt der Fall.

Bei jeder Messung (Messtechnische Kontrolle oder Personalmessung) wird bei der Aktivitätsberechnung ein Korrekturfaktoren verwendet, welcher Abweichungen hinsichtlich der Quell-Position bei der Messung gegenüber der Quell-Position bei der Kalibrierung berücksichtigt.

Es stellt sich somit die Frage, ob die geforderte Richtigkeit Br bezüglich der gewählten Kalibrier-Konfiguration auch bei einer externen „messtechnischen Kontrolle" ohne genauer Kenntnis der Quell-Position im Halsphantom erzielt werden kann.

Bei der gewählten Kalibrier-Konfiguration, welche einer möglichst dichten Positionierung des Personals am Detektor entspricht, beträgt die maximal gemessene Abweichung +29 %. Die in ON S 5220 Teil 2 genannte Anforderung bezüglich der Richtigkeit Br der Ergebnisse des Messverfahrens wird somit erfüllt: -0,25 < [Br = 0,29] < +0,5.

Abstract

A possible method of measurement for the monitoring of workers concerning internal I-131 radiation exposure is the in vivo measurement of the I-131 activity in the thyroid gland by means of a thyroid uptake system. For this method of measurement and for a maximum time interval between measurements of 14 days the Austrian standard ON S 5220 part 2 defines a lower limit of detection (LLD) of 84 Bq or less. This standard also requires the trueness Br to be in the following range: -0,25 < Br < +0,5.

The trueness Br is externally checked every second year within the framework of a so called „messtechnische Kontrolle" (conformity assessment). This conformity assessment can also cover the aspect of the calculation of the committed effective dose according to part 3 of the Austrian standard ON S 5220.

In Salzburg we use a thyroid uptake system with a 3-inch NaI detector and a suitable collimated shield. The personnel is positioned as close as possible to the detector.

The efficiency calibration is done according to the manufacturers' instructions. The calibration source is positioned in a neck phantom with an eccentric insert. The efficiency calibration showed the following results: FKal = 0,446 cpm/BqI-131, LLD = 65 Bq and the decision limit DL = 31 Bq (counting time: 2 min, background counting time: 30 min, background counting rate: 129 cpm). Thus the required LLD of 84 Bq is easily achieved with a pleasantly short counting time.

Part 2 of the Austrian standard ON S 5220 requires that the (internal) verification or (external) conformity assessment of the efficiency calibration factor has to be done with an activity in the range between the 10- to 1000-fold of the LLD. When doing the verification the exact source position within the neck phantom is well known. This exact source position might not be known when an (external) conformity assessment is performed.

With every measurement (personnel measurement or conformity assessment) a distance correction for the activity calculation is used. Thus a different source position with regard to the source position during the efficiency calibration measurements can be corrected for. This leads to the question whether the required trueness Br can be achieved even if the (precise) source position in the neck phantom is not known.

With the chosen calibration configuration which corresponds to positioning the personnel as close as possible to the detector the largest measured deviation is +29 %. The requirements concerning the trueness Br of the results of the method of measurement is thus fulfilled: -0,25 < [Br = 0,29] < +0,5.

STRAHLENSCHUTZKLEIDUNG IN DER RÖNTGENDIAGNOSTIK – VERGLEICH DER TESTMETHODEN

RADIATION PROTECTION CLOTHES IN X-RAY-DIAGNOSTICS – COMPARISON OF TEST METHODS

T. Pichler[1)], T. Schöpf[1)], O. Ennemoser[2)]

[1)] Institut für med. Strahlenschutz und Dosimetrie, LKH - Univ. Kliniken – Innsbruck
[2)] Sektion für biomed. Physik, Dept. für Physiologie und med. Physik, Med.Uni Innsbruck

Zusammenfassung
Zur Überprüfung der Abschirmwirkung von Schutzkleidung stehen die Normen EN 61331-1 zur Schwächungsmessung im schmalen und breiten Strahlenbündel und DIN 6857-1 zur Bestimmung der Abschirmeigenschaften in der inversen Breitstrahlgeometrie zur Verfügung. Bei den Schwächungsmessungen im schmalen Strahlenbündel werden durch den Messaufbau Streu- und Fluoreszenzstrahlung nicht berücksichtigt. Dies führt vor allem bei der Bewertung bleifreier Schutzkleidung zu Fehleinschätzungen der Schutzwirkung im Vergleich zu Bleigummi. In der vorliegenden Arbeit wurden die Messungen der Abschirmeigenschaften in der inversen Breitstrahlgeometrie gemäß DIN 6857-1 mit den Schwächungsmessungen gemäß EN 61331-1 verglichen sowie der Einfluss der Eigenschaften der Messkammern untersucht. Die Schwächungsmessungen erfolgten an bleihaltigen und bleifreien Werkstoffen. Als Vergleich dienten zertifizierte Bleifolien mit hoher Reinheit und genauer Dicke von 0,05 bis 2 mm. Als Messkammern kamen eine Zylinderkammer mit 30 cm³ sowie zwei Flachkammern mit 75 cm³ (SFD) und 112 cm³ (FC) zum Einsatz. Die Messungen in der inversen Breitstrahlgeometrie gemäß DIN 6857-1 liefern auch beim Prüfen von bleifreier Schutzkleidung gute Ergebnisse. Die gemessenen Schwächungen entsprechen weitgehend jenen, die im breiten Strahlenbündel gemäß EN 61331-1 ermittelt wurden. Bei den Messungen in der inversen Breitstrahlgeometrie sind die Kammereigenschaften nicht unerheblich.

Summary
For testing the attenuation of the protection clothes the standard EN 61331-1 for attenuation measurements in the "narrow and broad beam" is available as well as the DIN 6857-1 for determination of shielding properties in the so called "inverse broad-beam geometry". The attenuation measurements in the narrow beam don't consider scattered radiation and fluorescence due to the arrangement. This leads to the fact that the protective effect of lead-free-Materials will be miss-estimated when compared to lead. In this work the measurements of shielding properties in inverse broad-beam geometry according to the DIN 6857-1 were compared with attenuation measurements according to the EN 61331-1. Also the dependence of the chamber was studied. Attenuation measurements were performed with lead- and lead-free-materials. Additional certificated lead-foils with high purity and precise thickness of 0.1 to 2 mm were used. For measuring a cylinder chamber of 30 cm³ and two flat chambers of 75 cm³ (SFD) and 112 cm³ (FC) were used. The measurements in inverse broad-beam geometry according to the DIN 6857-1 show adequate results, also in testing lead-free protection materials. The results in attenuation correspond to a large extent to those, which are determined by measurements in the broad beam. When performing measurements in inverse geometry however the characteristic of the used chamber is not negligible.

Schlüsselwörter: *Strahlenschutz, Schwächung, inverse Breitstrahlgeometrie*
Keywords: *radiation protection, attenuation, inverse broad-beam geometry*

1. Einleitung

Die in der Röntgendiagnostik verwendete Strahlenschutzkleidung soll den Träger vor direkter und gestreuter Strahlung im gesamten Anwendungsbereich schützen. Um einen ausreichenden Schutz sicherzustellen, muss die Abschirmwirkung der Schutzkleidung regelmäßig überprüft werden, wobei die Hersteller im Produktionsprozess in der Regel auch dosimetrische Testmethoden anwenden. Dafür steht die Norm DIN EN 61331-3 [1] zur Bestimmung der Schwächungseigenschaften von Materialien zur Verfügung. Dabei können im schmalen und im breiten Strahlenbündel die Schwächungsfaktoren ermittelt sowie im schmalen Strahlenbündel daraus die Schwächungsgleichwerte in Blei, kurz „Bleigleichwerte“ abgeleitet werden (Abb. 1).

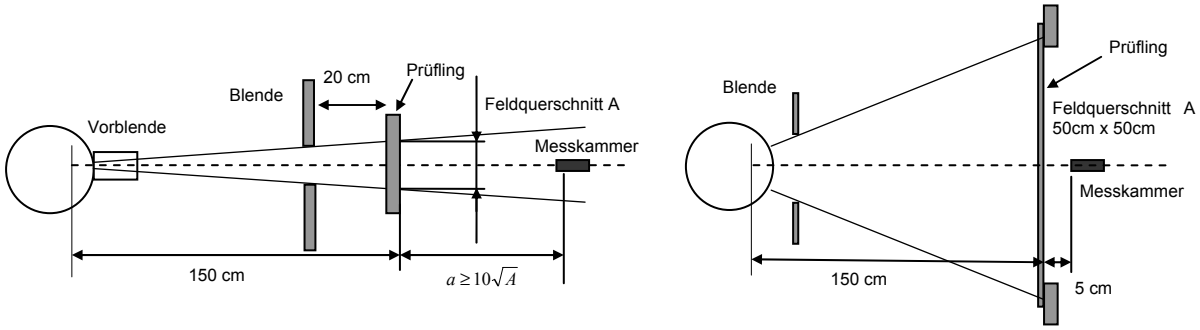


Abb. 1: Messanordnungen im schmalen und im breiten Strahlenbündel

Schlattl et al. [2] und Eder et al. [3] haben jedoch nachgewiesen, dass es vor allem bei der Bestimmung der Schwächungsgleichwerte von bleireduzierter bzw. bleifreier Schutzkleidung in der Messanordnung im schmalen Strahlenbündel zu Fehleinschätzung der Schutzwirkung im Vergleich zu Reinbleischutzkleidung kommen kann. Aufgrund des geometrischen Aufbaus und der Abstände der Messkammer zum Prüfling in der Messanordnung im schmalen Strahlenbündel werden Streu- und Fluoreszenzstrahlung nicht berücksichtigt.

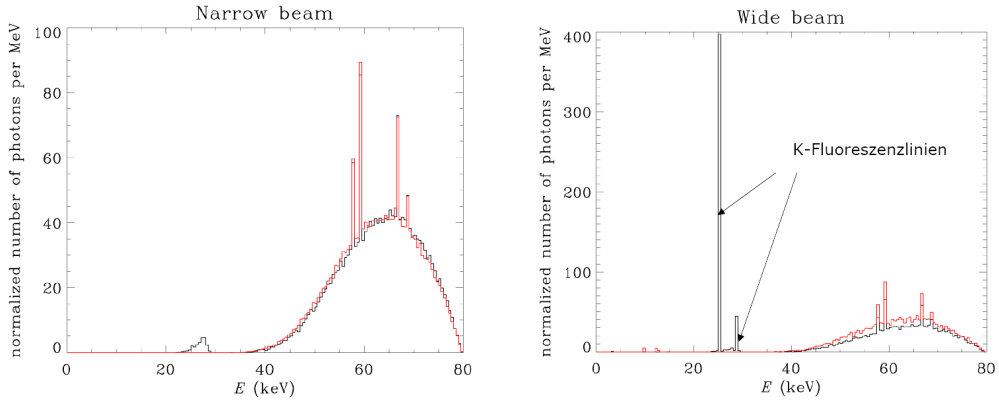


Abb. 2: Spektren hinter einer bleifreien Schutzkleidung gemäß Eder H. [4]

In der Messanordnung im breiten Strahlenbündel, die gemäß Schlattl et al. [3] eher der Realität entspricht, werden diese Anteile aufgrund der Nähe der Messkammer zum Prüfling mit erfasst, es sind jedoch große Materialmuster notwendig und die Norm sieht einen Vergleich des Schutzwertes mit jenem von Blei nicht vor. Da außerdem keine Bleistandards

in dieser Größe zur Verfügung stehen, ist die Bestimmung des Bleigleichwertes auch messtechnisch nicht möglich. Deshalb wurde von einem Arbeitskreis des DIN Normenausschuss Radiologie, von dem auch das Institut für medizinischen Strahlenschutz und Dosimetrie zur Mitarbeit eingeladen war, ein neues Messverfahren zur Bestimmung der Abschirmeigenschaften von bleifreier oder bleireduzierter Schutzkleidung entwickelt und als inverse Breitstrahlgeometrie in der DIN 6857-1 [5] eingeführt. In der vorliegenden Arbeit wurden nun die Messungen der Abschirmeigenschaften in der inversen Breitstrahlgeometrie gemäß DIN 6857-1 mit den Schwächungsmessungen gemäß EN 61331-1 verglichen sowie der Einfluss der Messkammern untersucht.

2. Material und Methoden

Die Schwächungsmessungen erfolgten in allen angeführten Messanordnungen (Abb.1 und Abb. 3) an Bleigummi sowie bleifreien und gemischt geschichteten Materialien mit den nominellen Bleigleichwerten 0,25 und 0,35 mmPb.

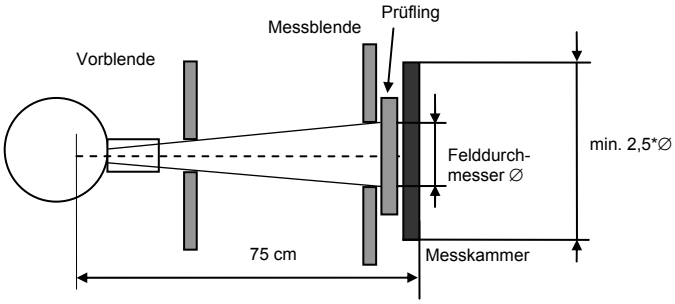


Abb. 3: Messanordnungen in der inversen Breitstrahlgeometrie

Zur Bestimmung der Schwächungsgleichwerte in Blei in der Messanordnung im schmalen Strahlenbündel sowie der Einteilung in Schutzklassen in der inversen Breitstrahlgeometrie wurden Referenzbleifolien mit hoher Reinheit mit Dicken von 0,05 bis 2 mm verwendet. Als Strahlenquelle diente eine Röntgentherapieanlage (Röntgengenerator TH-200 der Fa. SEIFERT, Röntgenröhre MIR-226 der Fa. COMET). Zusätzlich zur Eigenfilterung der Röntgenröhre wurden Reinkupferfilter verwendet, um die in der DIN EN 61331-1 und DIN 6857-1 geforderten Strahlenqualitäten zu erhalten. Die Dosismessungen wurden mit dem Dosimeter, Modell UNIDOS der Fa. PTW, Freiburg, durchgeführt.

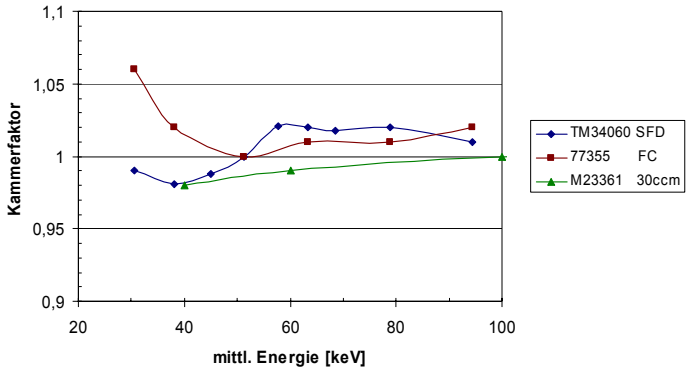


Abb. 4: Energieabhängigkeit der verwendeten Kammern

Für die einzelnen Messanordnungen wurden folgende Messkammern verwendet:

- Messungen gemäß DIN EN 61331-1: 30ccm-Messkammer M23361
- Messungen gemäß DIN 6857-1: SFD 75ccm-Schattenfrei-Kammer TM34060 sowie FC 112ccm-Flachkammer 77335

PTW gibt für die Kammer M23361 eine Energieabhängigkeit von < 4% im Energiebereich ab 40 keV an. Die DIN 6857-1 fordert eine maximale Abweichung des Ansprechvermögens von 5% für die Strahlenqualitäten RQA2 bis RQA10 (die 112ccm-Flachkammer weist lediglich bei der Strahlenqualität RQA2 eine etwas größere Abweichung von 6 % auf). In Abb.4 sind die Energieabhängigkeiten aller verwendeten Kammern dargestellt.

Die Schwächungsfaktoren F wurden als Verhältnis der gemessenen Luftkerma K_0 ohne Abschirmung zur Luftkerma K_i mit Abschirmung, gemäß der Gl. 1, errechnet:

$$F = \frac{K_0}{K_i} \tag{1}$$

Die so ermittelten Schwächungsfaktoren wurden für alle angeführten Messanordnungen miteinander verglichen. Aus den Schwächungsfaktoren der Referenzbleifolien, gemessen in der inversen Breitstrahlgeometrie, wurden die „Bleikurven“ zur Schutzwertbestimmung durch Ausgleichsberechnung ermittelt (siehe auch Abb. 8).

3. Ergebnisse

3.1 Schwächungsfaktoren der Strahlenschutzmaterialien

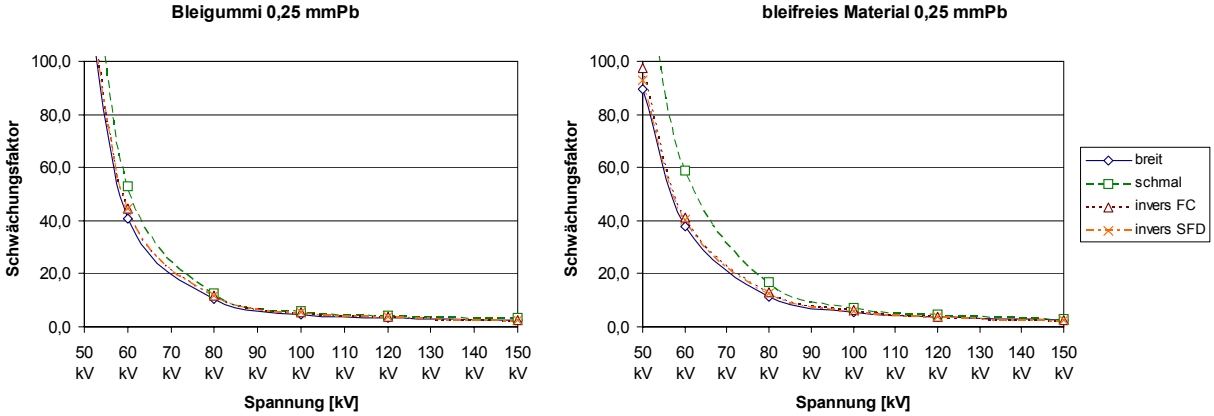


Abb. 5: Schwächungsfaktoren für Schutzmaterial (nom. 0,25 mmPb) in allen verwendeten Geometrien (FC..Flachkammer 112ccm / SFD..schattenfreie Kammer 75ccm)

In Abb. 5 sind die gemessenen Schwächungsfaktoren für Bleigummi sowie für bleifreies Schutzmaterial (nominell 0,25 mmPb) ersichtlich. Wie erwartet, sind die in der Messanordnung im schmalen Strahlenbündel ermittelten Schwächungsfaktoren des bleifreien Materials höher als bei allen anderen Geometrien, da Streu- und Fluoreszenzstrahlung nicht erfasst werden.

In Abb. 6 ist ersichtlich, dass bis auf die Messanordnung im schmalen Strahlenbündel alle weiteren Messgeometrien denselben Verlauf des Verhältnisses der Schwächungsfaktoren der bleifreien zu bleihältigen Schutzschichten zeigen. Dabei sind die Abweichungen zwischen der Messanordnung im breiten Strahlenbündel und der inversen Breitstrahlgeometrie (für beide

Kammern) nicht signifikant. Die Messungen der Materialen mit dem nominellen Bleigleichwert von 0,35 mmPb bestätigen die obigen Ergebnisse.

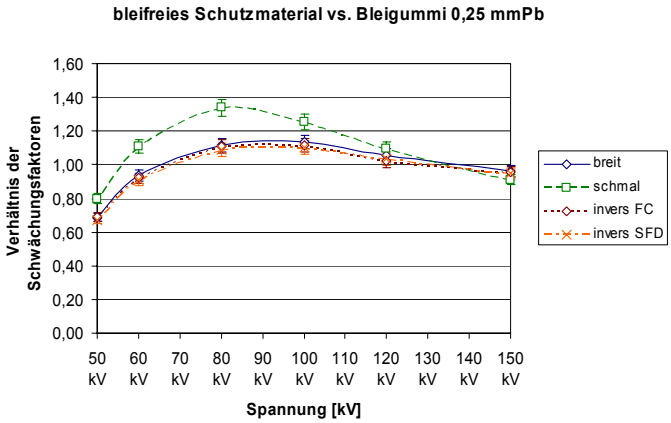


Abb. 6: Vergleich der Schwächungsfaktoren von bleifreiem Material zu Bleigummi (FC..Flachkammer 112ccm / SFD..schattenfreie Kammer 75ccm)

3.2 Schwächungsfaktoren bei gemischten Strahlenschutzmaterialien

Bei gemischt geschichteten Strahlenschutzmaterialien, mit einer Schicht aus bleihältigem und einer weiteren Schicht aus bleifreiem Material, ist der Schwächungsfaktor, außer bei der Messanordnung im schmalen Strahlenbündel, von der Schichtabfolge abhängig. In der Abb. 7 ist die Abweichung des Schwächungsfaktors bei vertauschter Schichtabfolge, d.h. umgedrehter Schichtung, für alle angeführten Messanordnungen dargestellt.

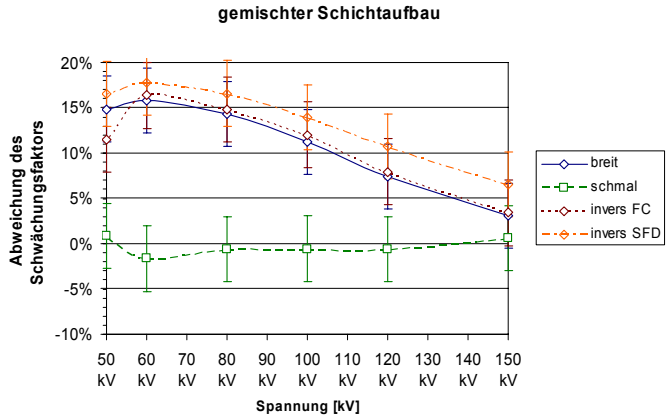


Abb. 7: Vergleich von unterschiedlicher Schichtabfolge bei geschichtetem Schutzmaterial (im Vergleich: Bleigummi körperseitig bzw. bleifreies Schutzmaterial körperseitig)

Wird die Bleischicht körperseitig (bzw. detektorseitig) angebracht, werden Fluoreszenzanteile der körperabgewandten bleifreien Schicht stärker geschwächt als dies bei körperseitig bleifreiem Schutzmaterial der Fall ist. Dies ergibt einen höheren Schwächungsfaktor. Dies „erkennen“ sowohl die Messungen in der Messanordnung im breiten Strahlenbündel sowie auch Messungen in der inversen Breitstrahlgeometrie (beide Kammern).

3.3 Bleikurven in der inversen Geometrie - Kammereinfluss

Die aus den Schwächungsfaktoren der Referenzbleifolien ermittelten „Bleikurven“ beider

verwendeten Kammern sind in Abb. 8 dargestellt. Die Abweichungen der mit beiden Kammern ermittelten Bleigleichwerte (bei Anwendung der kammerspezifischen Bleikurven) liegen für alle Spannungen und Bleidicken bei < 3%.

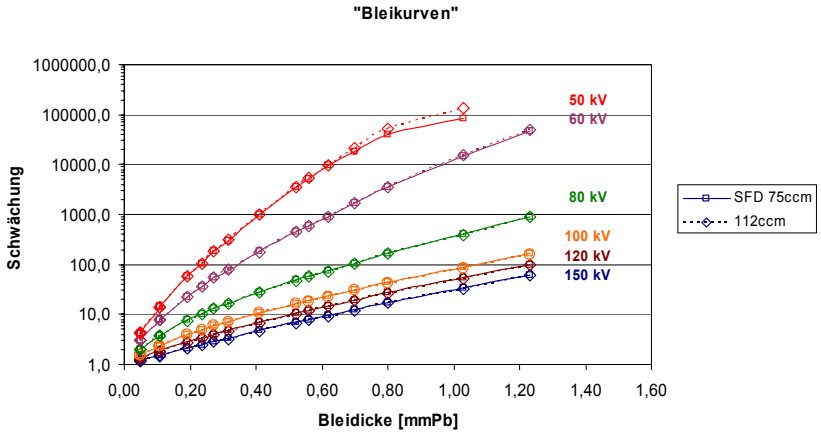


Abb. 8: „Bleikurven" für beide verwendeten Kammern in der inversen Breitstrahlgeometrie

4. Diskussion

Die Messungen in der inversen Breitstrahlgeometrie gemäß DIN 6857-1 liefern auch bei bleifreier Schutzkleidung brauchbare Ergebnisse. Die gemessenen Schwächungen entsprechen weitgehend jenen, die im breiten Strahlenbündel gemäß EN 61331-1 ermittelt wurden. Gleichfalls reagieren diese beiden Messgeometrien sehr ähnlich auf unterschiedliche Materialschichtungen.
Die gemessenen Schwächungen in der inversen Breitstrahlgeometrie werden jedoch von den Eigenschaften der verwendeten Messkammer beeinflusst. Durch die Ermittlung der Bleikurven für jede Messkammer kann dieser Einfluss auf ein vernachlässigbares Maß reduziert werden, sodass sich nur sehr geringe Abweichungen im ermittelten Bleigleichwert bzw. der Schutzklasse ergeben.

5. Literaturverzeichnis

[1] DIN EN 61331-1 (2002-08): Strahlenschutz in der medizinischen Röntgendiagnostik – Teil 1: Bestimmung von Schwächungseigenschaften von Materialien (IEC 61331-1:1994). DIN e.V., Beuth Verlag, Berlin, 2006

[2] H. Schlattl, M. Zankl, H. Eder, Ch. Hoeschen. Shielding properties of lead-free protective clothing and their impact on radiation doses, Med. Phys. 34, p. 4270-4280, 2007

[3] H. Eder, W. Panzer, H. Schöfer. Ist der Bleigleichwert zur Beurteilung der Schutzwirkung bleifreier Röntgenschutzkleidung geeignet?, Röfo Fortschr Röntgenstr 177, p. 399-404, 2005

[4] H. Eder. Bewertung bleifreier Schutzkleidung (Deutsche Röntgengesellschaft); Internet: https://www.nephrologie.de/data/downloads/Schutzkleidung.pdf (besucht am 01.06.2009)

[5] DIN 6857-1 (2009-01): Strahlenschutzzubehör bei medizinischer Anwendung von Röntgenstrahlung – Teil 1: Bestimmung der Abschirmeigenschaften von bleifreier oder bleireduzierter Schutzkleidung. DIN, Beuth Verlag, Berlin, 2009

ERHÖHTE DOSISWERTE AUFGRUND KONTAMINIERTER PERSONENDOSIMETER

HIGH DOSE VALUES DUE TO CONTAMINATED BADGES

E. Havlik[1)], A. Copty[2)]

[1)]Zentrum für Biomedizinische Technik und Physik, AKH Wien, Österreich
[2)]MA 39 – Prüf-, Überwachungs- und Zertifizierungsstelle der Stadt Wien (PTPA), Österreich

Zusammenfassung
In einigen Fällen wurden bei der Auswertung von Personen-Rumpfdosimetern ungewöhnlich hohe Dosiswerte ermittelt, die jedoch nur dadurch erklärt werden konnten, dass sie durch radioaktive Kontaminationen der Dosimeterhülle zustande kamen. Ziel der vorliegenden Arbeit ist festzustellen, welche Aktivitäten auf der Hülle der Dosimeter ausreichen, um die von der höchstzulässigen Jahresdosis abgeleitete Monatsdosis von 1,67 mSv zu ergeben. Zu diesem Zweck wurden Dosimeter gezielt mittels Pipette mit kalibrierter radioaktiver Lösung kontaminiert. In Bleihüllen wurden die Dosimeter vor gegenseitiger Einstrahlung abgeschirmt gelagert und danach in der PTPA ausgewertet. Die Kontaminationen wurden jeweils mit den Radionukliden F-18, P-32, Tc-99m, In-111, I-123, I-125 und I-131 durchgeführt. Damit verschiedene Zeitpunkte einer Kontamination berücksichtigt werden, wurden die Messergebnisse für Bestrahlungsdauern von 2, 14 und 30 Tagen umgerechnet.
Die Ergebnisse zeigen, dass bereits sehr geringe Aktivitäten zu relativ hohen Dosen führen, wobei die Werte je nach Radionuklid und bei Nukliden mit längeren Halbwertszeiten je nach Kontaminationszeitpunkt beträchtliche Unterschiede aufweisen. Aufgrund der Ergebnisse kann in Einzelfällen als Erklärung für einen hohen Monatsdosiswert eine Kontamination des Rumpfdosimeters in Betracht gezogen werden.

Summary
In some cases extraordinary high radiation doses have been determined for radiation workers. These values only could be explained to be caused by contaminations of the cover of the dosimeters (badges). The aim of the present study is to find out the amount of radioactivity sufficient to produce a dose of 1.67 mSv.
For this reason badges have been contaminated systematically with calibrated radioactive solutions, using a pipette. The badges have been covered by lead to avoid exposure towards each other. They have been stored for several days and evaluated afterwards. The contaminations have been performed with the nuclides F-18, P-32, Tc-99m, In-111, I-123, I-125 and I-131. In order to consider different times of contamination the results of the measurements have been converted for exposure times of 2, 14 and 30 days respectively.
As a result just small amounts of radioactivity are causing relative high doses. Due to the radionuclide and – for nuclides of longer half lives in addition due to the point of time when a contamination occurred – the values differ significantly. Our study shows, that possible contaminations of the badges can be considered to be the reason for conspicuous high evaluated doses.

Schlüsselwörter: *Personendosimeter, Kontaminationen*
Keywords: *badges, contaminations*

1. Einleitung

In vereinzelten Fällen wurden bei der monatlichen Auswertung von Personen-Rumpf-dosimetern durch die PTPA ungewöhnlich hohe Dosiswerte bei beruflich strahlenexponierten Personen an der Universitätsklinik für Nuklearmedizin des Allgemeinen Krankenhauses der Stadt Wien ermittelt. Die einzig plausible Erklärung dafür war, dass sie durch radioaktive Kontaminationen der Dosimeterhülle zustande kamen. Diese Vorfälle waren Anstoß zu der vorliegenden Arbeit, deren Ziel es ist festzustellen, welche Aktivitäten auf der Hülle der Dosimeter ausreichen, um bei der Auswertung die von der höchstzulässigen Jahresdosis von 20 mSv abgeleitete Monatsdosis von 1,67 mSv zu ergeben [1].

2. Material und Methode

Je Radionuklid wurden Thermolumineszenz-Dosimeter (Panasonic UD-802A) gezielt mittels einer 10µl-Pipette mit Lösungen kalibrierter Aktivitätskonzentrationen kontaminiert. Die Kontaminationen erfolgten mit den Radionukliden F-18, P-32, Tc-99m, In-111, I-123, I-125 und I-131. Um die Unterschiede zu erfassen, die sich je nach der Stelle der Kontamination am Dosimeter ergeben, wurden die Tropfen an den Hüllen der Dosimeter über jeweils einem der vier TL-Kristalle platziert. Insgesamt wurden mehr als 300 solcher Kontaminationen durchgeführt.

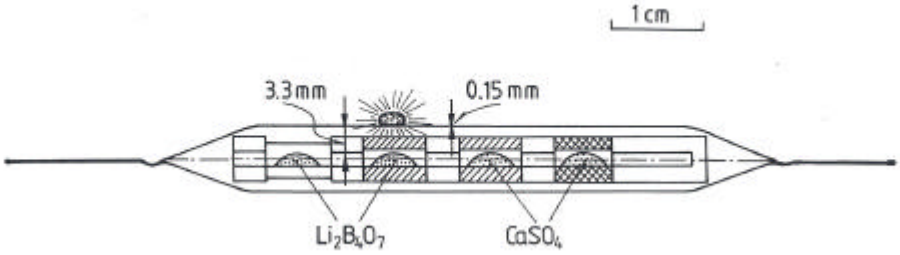


Abb. 1: Schnitt durch ein TL-Dosimeter, mit Schutzhülle

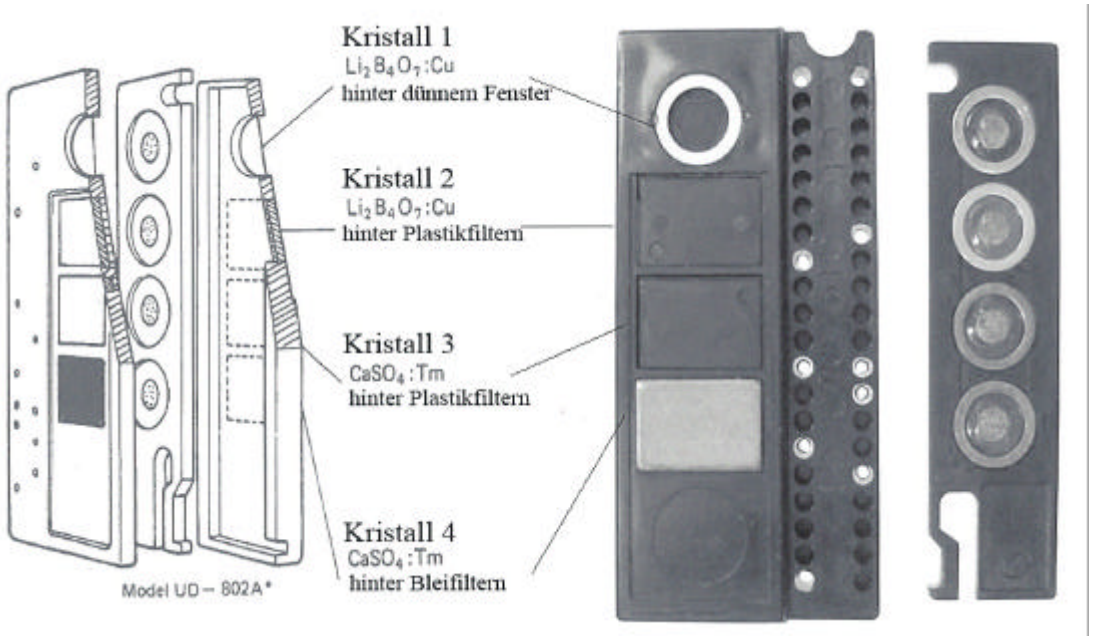


Abb. 2: TL-Dosimeter Panasonic DU-802A [2]

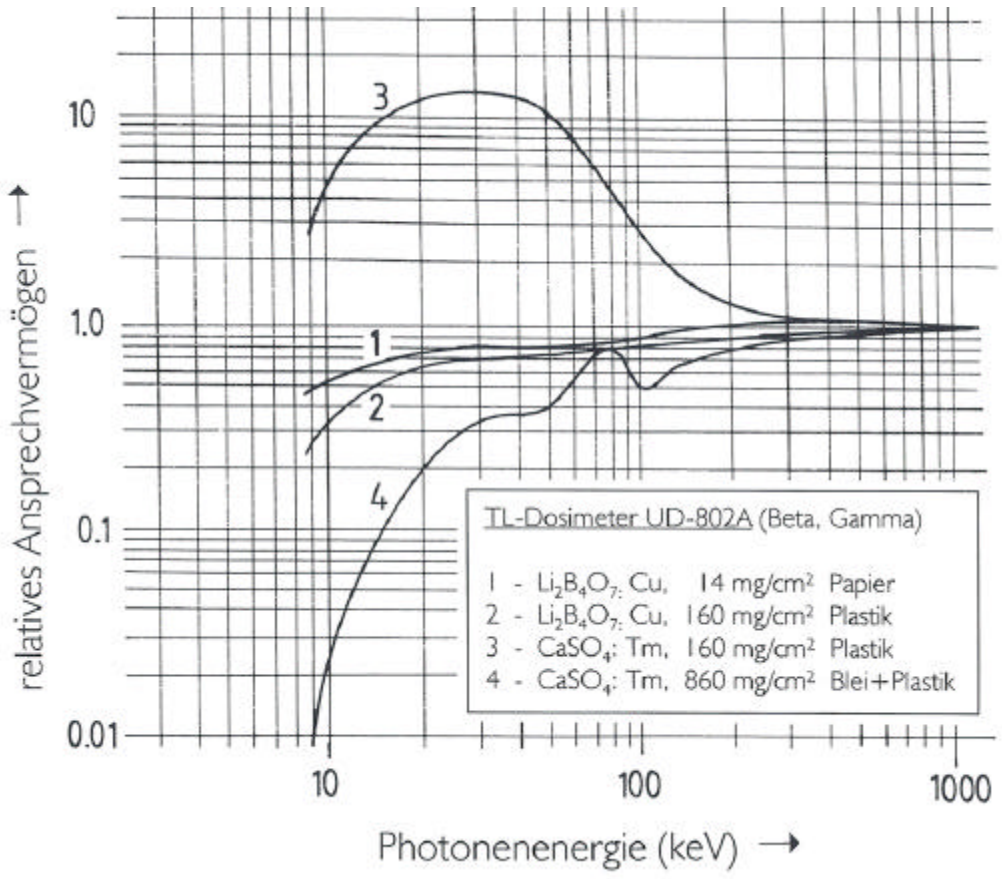


Abb. 3: Empfindlichkeitskurven der vier unterschiedlich gefilterten TL-Kristalle [2]

Die kontaminierten Dosimeter wurden in 2mm starken Bleihüllen (im Falle von P-32 in zylindrischen, 8mm dicken Abschirmungen aus Acryl, außen mit zusätzlich 1mm Blei) vor gegenseitiger Einstrahlung abgeschirmt gelagert und danach in der PTPA ausgewertet.
Bei der Auswertung werden die Rohdaten mit Kalibrierfaktoren korrigiert. Die Ergebnisse in mSv, die in den Prüfberichten aufscheinen, setzen sich aus 20% des Wertes des 1. Kristalls und 80% des Wertes des 2. Kristalls zusammen. Die Werte der beiden $CaSO_4$-Kristalle werden nur für die Abschätzung der Strahlenqualität („weich“ bzw. „hart“) herangezogen.

3. Ergebnisse

Die Ergebnisse sind in den Tabellen 1 bis 7 zusammengefasst. Die Auswertungen wurden leerwertkorrigiert und auf eine Kontaminations-Aktivität von 1 MBq umgerechnet (Spalte 2). Damit verschiedene Zeitpunkte einer Kontamination berücksichtigt werden, wurden die Messergebnisse ($A_{1,67}$ in kBq/1,67mSv) über die jeweiligen kumulierten Aktivitäten für Kontaminationen 2, 14 und 30 Tage vor den Auswertungen umgerechnet (Spalten 3 bis 5). Die jeweiligen Bestrahlungszeiten – in Spalte 2 die in der Studie angewandten – sind in den Tabellen in Klammern angegeben.

In den Tabellen bedeutet:

„Kristall 1“: Kontamination über dem 1. Kristall; Mittelwerte aus je 7 Auswertungen (gleiches gilt für „Kristall 2“ bis „Kristall 4“)

„Kr.1-4, MW“: Mittelwerte aus den Werten „Kristall 1“ bis „Kristall 4“

„Kr.1-4, gleichm.“: gleichmäßige Kontamination über alle vier Kristalle (Einzelwerte)

Tab. 1: Kontaminationen mit Fluor-18

F-18	mSv/MBq (3d)	$A_{1,67}$ (2d)	$A_{1,67}$ (14d)	$A_{1,67}$ (30d)
Kristall 1	763,3	2,10	2,10	2,10
Kristall 2	20,1	79,50	79,50	79,50
Kristall 3	96,9	16,51	16,51	16,51
Kristall 4	10,3	155,11	155,11	155,11
Kr. 1-4, MW	**222,7**	**7,19**	**7,19**	**7,19**
Kr. 1-4, gleichm.	56,1	28,50	28,50	28,50

Tab. 2: Kontaminationen mit Phosphor-32

P-32	mSv/MBq (22d)	$A_{1,67}$ (2d)	$A_{1,67}$ (14d)	$A_{1,67}$ (30d)
Kristall 1	20372,8	0,56	0,10	0,07
Kristall 2	39510,7	0,29	0,05	0,03
Kristall 3	1307,2	8,68	1,63	1,05
Kristall 4	30,7	369,75	69,42	44,60
Kr. 1-4, MW	**15305,3**	**0,74**	**0,14**	**0,09**
Kr. 1-4, gleichm.	10786,6	1,05	0,20	0,13

Tab. 3: Kontaminationen mit Technetium-99m

Tc-99m	mSv/MBq (14d)	$A_{1,67}$ (2d)	$A_{1,67}$ (14d)	$A_{1,67}$ (30d)
Kristall 1	30,8	52,2	52,0	52,0
Kristall 2	23,9	67,3	67,0	67,0
Kristall 3	5,1	313,5	312,2	312,2
Kristall 4	1,8	890,4	886,8	886,8
Kr. 1-4, MW	**15,4**	**104,3**	**103,9**	**103,9**
Kr. 1-4, gleichm.	10,0	160,3	159,7	159,7

Tab. 4: Kontaminationen mit Indium-111

In-111	mSv/MBq (28d)	$A_{1,67}$ (2d)	$A_{1,67}$ (14d)	$A_{1,67}$ (30d)
Kristall 1	173,5	23,64	9,50	9,22
Kristall 2	425,8	9,63	3,87	3,76
Kristall 3	1477,0	2,78	1,12	1,08
Kristall 4	313,5	13,08	5,26	5,10
Kr. 1-4, MW	**597,5**	**6,87**	**2,76**	**2,68**
Kr. 1-4, gleichm.	769,8	5,33	2,14	2,08

Tab. 5: Kontaminationen mit Iod-123

I-123	mSv/MBq (11d)	$A_{1,67}$ (2d)	$A_{1,67}$ (14d)	$A_{1,67}$ (30d)
Kristall 1	13,5	129,09	118,76	118,76
Kristall 2	50,6	34,39	31,64	31,64
Kristall 3	296,9	5,86	5,39	5,39
Kristall 4	9,4	185,04	170,23	170,23
Kr. 1-4, MW	**92,6**	**18,79**	**17,28**	**17,28**
Kr. 1-4, gleichm.	79,2	21,95	20,20	20,20

Tab. 6: Kontaminationen mit Iod-125

I-125	mSv/MBq (45d)	$A_{1,67}$ (2d)	$A_{1,67}$ (14d)	$A_{1,67}$ (30d)
Kristall 1	1087,5	26,13	4,00	2,04
Kristall 2	3573,6	7,95	1,22	0,62
Kristall 3	12962,5	2,19	0,34	0,17
Kristall 4	2740,3	10,37	1,59	0,81
Kr. 1-4, MW	**5091,0**	**5,58**	**0,85**	**0,44**
Kr. 1-4, gleichm.	6740,3	4,22	0,64	0,33

Tab. 7: Kontaminationen mit Iod-131

I-131	mSv/MBq (11,7d)	$A_{1,67}$ (2d)	$A_{1,67}$ (14d)	$A_{1,67}$ (30d)
Kristall 1	5652,7	1,14	0,26	0,19
Kristall 2	356,0	18,04	4,07	3,09
Kristall 3	527,7	12,17	2,75	2,08
Kristall 4	186,0	34,52	7,80	5,91
Kr. 1-4, MW	**1680,6**	**3,82**	**0,86**	**0,65**
Kr. 1-4, gleichm.	3652,7	1,76	0,40	0,30

4. Diskussion

Die Ergebnisse zeigen, dass bereits sehr geringe Aktivitäten zu hohen Dosen führen. Bereits die Kontamination mit weniger als 1 kBq der Nuklide P-32, I-125 oder I-131 können genügen, um 100% der Monatsdosis zu überschreiten. Bei Kontamination mit Tc-99m sind dafür ca. 100kBq erforderlich. Bei Radionukliden mit längerer Halbwertszeit (P-32, I-125, I-131) unterscheiden sich die Ergebnisse je nach Kontaminationszeitpunkt signifikant. Bei Nukliden mit kurzer Halbwertszeit dagegen spielt der Zeitpunkt der Kontamination erwartungsgemäß so gut wie keine Rolle.
Die Höhe der registrierten Dosen hängt neben der Energie der Strahlung insbesondere von der Halbwertszeit der Radionuklide und damit von der kumulierten Aktivität Ã (Anzahl der Zerfälle im Bestrahlungszeitraum) ab. Für den Zeitraum von 14d ist z.B. Ã für F-18 fast hundertmal niedriger als für P-32.
Je nach der Stelle der Kontamination am Dosimeter variieren die Dosiswerte um Faktoren von 8,5 (In-111) bis ca. 1300 (P-32). Am aussagekräftigsten sind die (in fetter Schrift hervor-

gehobenen) Mittelwerte „Kr. 1-4, MW“. Sie weichen im Allgemeinen nicht sehr stark von den Werten ab, die sich bei gleichmäßiger Kontamination über das Dosimeter ergeben.
Die Dosiswerte für P-32 erscheinen überraschend hoch, können aber außer mit der relativ langen Halbwertszeit damit erklärt werden, dass die Kristalle 1 und 2, die für die Ermittelung der Personendosen herangezogen werden, innerhalb der Reichweite der Betastrahlung liegen und dass auch die auf benachbarte Kristalle schräg einfallenden Strahlen wesentlich zum Resultat beitragen. Letzteres gilt auch für die anderen Radionuklide.
Generell ist anzumerken, dass die unterschiedlichen Messergebnisse auf den bereits erwähnten Auswertealgorithmus zurückzuführen sind, der nicht auf Kontaminationen sondern auf eine gleichmäßige Exposition aus größerer Entfernung ausgerichtet ist.

Aufgrund der Ergebnisse kann in Einzelfällen als Erklärung für einen hohen Monatsdosiswert eine Kontamination des Rumpfdosimeters in Betracht gezogen werden.

5. Literatur

[1] Allgemeine Strahlenschutzverordnung, BGBl II 191/2006
[2] Panasonic UD-7900M TLD-Reader - Operation Manual, Matsushita Electric Trading Co., Ltd., Osaka, Japan

DIE WEITERENTWICKLUNG DES GRAPHIT-KALORIMETER PRIMÄRNORMALS

ADVANCE OF THE GRAPHITE-CALORIMETER PRIMARY STANDARD

A. Baumgartner[2,3)], A. Steurer[1)], F. J. Maringer[1,2,3)]

[1)]BEV - Bundesamt für Eich- und Vermessungswesen, Arltgasse 35, 1160 Vienna, Austria
[2)]Technische Universität Wien, Atominstitut der Österreichischen Universitäten, Stadionallee 2, 1020 Wien
[3)]Universität für Bodenkultur, Department für Wald- und Bodenwissenschaften, LLC-Labor Arsenal, Arsenal Objekt 214, Faradaygasse 3, 1030 Wien

Zusammenfassung
Das österreichische Primärnormal für Wasser-Energiedosis ist ein Graphit-Kalorimeter. Es wurde vom Bundesamt für Eich- und Vermessungswesen (BEV) in Zusammenarbeit mit dem Forschungszentrum Seibersdorf entwickelt und ist seit 1983 in Verwendung. Die Darstellung der Einheit Wasser-Energiedosis beruht auf Messungen der Graphit-Energiedosis. Die Konversion der Graphit-Energiedosis in Wasser-Energiedosis erfolgt mit zwei Methoden, die auf dem photon-fluence scaling theorem beruhen. Das ursprüngliche Anwendungsgebiet des Primärnormals war die Energiedosisbestimmung im ^{60}Co Strahlungsfeld. Durch den Fortschritt innerhalb der letzten Jahre auf dem Gebiet der Strahlentherapie war es erforderlich, den Anwendungs- bzw. Energiebereich des Graphit-Kalorimeters zu erweitern, um auch Primärstandard-Dosimetrie hochenergetischer Photonenstrahlungsfelder durchführen zu können. Die erforderlichen strahlungs-qualitätsspezifischen Korrektions- und Konversionsfaktoren wurden einerseits durch Monte Carlo-Simulationen mit dem Code PENELOPE-2006, sowie durch Messungen mit dem Graphit-Kalorimeter und Ionisationskammern erhalten. Die Durchführung des Hochenergie-Kalorimetrie-Projektes wurde vom physikalisch-technischen Prüfdienst des BEV gefördert.

Summary
The Austrian absorbed dose to water primary standardisation system is based on a graphite calorimeter. It was developed by BEV in cooperation with the Research Centers Seibersdorf and is in operation since 1983. The realisation of the unit absorbed dose to water is based upon absorbed dose to graphite measurements. The conversion from absorbed dose to graphite to absorbed dose to water is done by two methods based on the photon fluence scaling theorem. The graphite-calorimeter was originally designated for determination of absorbed dose to water in ^{60}Co gamma ray beams. The progress in radiation therapy within the recent years required the extension of the primary standard application range to enable field characterisation and calibration of medical accelerators. In order to operate the energy range and application enhancement, a set of conversion and correction factors was needed. They were obtained via Monte Carlo simulations with PENELOPE-2006 code, and measurements - with the calorimeter itself and ionisation chambers. The accomplishment of the BEV high energy calorimetry project was promoted by the Physico-technical Testing Service (PTP), which is an entity of BEV.

Schlüsselwörter: *Dosimetrie, Graphit-Kalorimeter, Monte Carlo Simulation, Primärnormal*
Keywords: *dosimetry, graphite-calorimeter, Monte Carlo simulation, primary standard*

1. Einleitung

Das Bundesamt für Eich- und Vermessungswesen verwendet zur Darstellung der Einheit Wasser-Energiedosis ein Graphit-Kalorimeter. Das ursprüngliche Anwendungsgebiet des Graphit-Kalorimeter Primärnormals war die Energiedosisbestimmung im ^{60}Co Strahlungsfeld. In den letzen Jahren hat aber der Einsatz von Linearbeschleunigern, für die Strahlentherapie mit Photonen- und Elektronenstrahlung, große Bedeutung gewonnen. Im Zuge dieser Entwicklung wurde die Therapie mit ^{60}Co Gammastrahlung zurückgedrängt und wird in Österreich nicht mehr angewendet. Dieser Fortschritt stellt allerdings hohe Ansprüche an die Dosimetrie von Strahlungsfeldern, wie sie durch medizinische Beschleuniger erzeugt werden. Um den Anforderungen gerecht zu werden, wurde der Anwendungs- bzw. Energiebereich des Graphit-Kalorimeters erweitert, um eine metrologisch direkt rückverfolgbare Dosimetrie hochenergetischer Photonenstrahlungsfelder durchführen zu können.

2. Grundlagen und Weiterentwicklung der Methoden

Die in einem Material durch ionisierende Strahlung auf ein Massenelement dm übertragene mittlere Energie $\mathrm{d}\bar{\varepsilon}$ wird als Energiedosis D bezeichnet ([5], [6]). Die Energie die in Wärme umgesetzt wird, ist in Gl. 1 mit $\mathrm{d}E_\mathrm{h}$ (siehe Gl. 2), und alle anderen Energiebeiträge sind mit $\mathrm{d}E_\mathrm{s}$ (*heat defect*) bezeichnet. Weiters bezeichnet c_p die spezifische Wärmekapazität des Mediums bei konstantem Druck und ΔT die Temperaturdifferenz..

$$D = \frac{\mathrm{d}\bar{\varepsilon}}{\mathrm{d}m} = \frac{\mathrm{d}E_h + \mathrm{d}E_s}{\mathrm{d}\,m} \quad , \qquad \text{mit } \frac{\mathrm{d}E_h}{\mathrm{d}m} = c_p \cdot \Delta T \tag{1}$$

2.1 Graphit-Kalorimter

Das Graphit-Kalorimeter Primärnormal für Wasser-Energiedosis wurde vom Bundesamt für Eich- und Vermessungswesen in Zusammenarbeit mit dem Forschungszentrum Seibersdorf speziell für den Einsatz in strahlentherapeutischen Strahlungsfeldern entwickelt (beruhend auf [2]) und ist seit 1983 in Verwendung. Die einzelnen Bestandteile des Graphit-Kalorimeters sind in Form einer Querschnittzeichnung (Abb. 1) schematisch dargestellt.

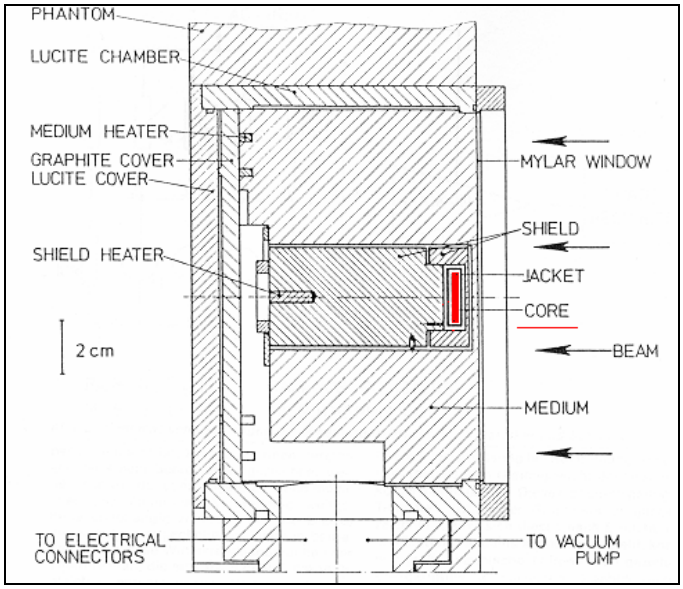


Abb. 1: Aufbau des Graphit-Kalorimeters

Das *core* bezeichnet jenen Ort, an dem der durch die Strahlung verursachte Temperaturanstieg zur Bestimmung der Energiedosis gemessen wird. Es ist zur thermischen Stabilisierung von weitern Kalorimeterkörpern (*jacket, shield)* und Vakuumspalten umgeben. Diese Bestandteile sind in das *medium* eingebettet. Dabei handelt es sich um einen thermisch regelbareren Graphit-Zylinder, mit dem der Temperatur-Arbeitspunkt des Graphit-Kalorimeters bei ca. 27 °C eingestellt wird. Die Temperaturen in den einzelnen Kalorimeter-Körpern werden über Mikro-Thermistoren (Durchmesser: 0,3 mm) gemessen. Zur Auswertung der Widerstands- bzw. Temperaturänderungen wird eine Wheatstone-Wechselstrombrücke in Verbindung mit einem Lock-in Verstärker verwendet. Am Ausgang des Vertstärkers werden die Spannungen über ein Multimeter ausgelesen, und dann am PC durch ein für das Graphit-Kalorimeter entwickeltes LabView-Mess- und Auswerteprogramm weiterverarbeitet. Zur Darstellung und Analyse der Temperaturdriften werden exponentielle Regressions- und Extrapolationsmodelle angewendet.

2.2 Bestimmung der Graphit-Energiedosis

Die Darstellung der Einheit Wasser-Energiedosis beruht auf Messungen der Graphit-Energiedosis. Diese kann durch ein quasi-adiabatisches Verfahren und durch ein quasi-isothermes Verfahren bestimmt werden. Für die Kalibrierung des Graphit-Kalorimeters kann zusätzlich ein so genantes Wärmeverlust-kompensiertes (heatloss-compensated) Verfahren angewendet werden.
Aufgrund der auftretenden Dosisleistungsschwankungen an Beschleunigern wird die Graphit-Energiedosis durch das quasi-adiabatisches Verfahren ermittelt, siehe Gl. 2. Dabei wird die Widerstandsänderung der Thermistoren $\Delta R/R$, verursacht durch die auf das Graphit-Kalorimeter eintreffende Strahlung, im Kalorimeter-*core* mit der Masse m_c bestimmt. Diese ist proportional zur Temperaturänderung und somit zur Graphit-Energiedosis D_g. Die Spannungsdifferenz ΔU in Kombination mit dem Proportionalitätsfaktor der Anzeige k_2 korrigiert die auftretenden Temperaturdriften. Der Proportionalitätsfaktor k_1 (Kalorimeterkonstante) der das Ansprechvermögen des Graphit-Kalorimters definiert, wird durch Zuführen von elektrisch erzeugter Wärmeenergie in getrennten Kalibriermessungen ermittelt. Die erforderlichen Korrektionsfaktoren sind k_{gap} für die Vakuumspalte und $k_{g,c}$ für die effektive Messtiefe im Graphit-Phantom.

$$D_{g,adiabat.} = \frac{1}{m_c} \cdot \left(\frac{\Delta R}{R} + k_2 \cdot \Delta U \right) \cdot k_1 \cdot k_{gap} \cdot k_{g,c} \qquad (2)$$

Quasi-isotherme Messungen (siehe [15]) erfordern hingegen ein Temperaturgleichgewicht innerhalb der einzelnen Kalorimeterkörper. Dieses Gleichgewicht wird durch ein kontinuierliches Zuführen von elektrischer Energie erzeugt. Das Grundprinzip ist, dass die elektrische Leistung so gewählt wird, dass sie der Strahlungsleistung entspricht, sodass durch ein Ausschalten der Heizung und ein gleichzeitiges Einschalten der Strahlung das Temperaturgleichgewicht nicht gestört wird. In diesem Fall erfolgt die Dosisbestimmung durch die Messung der Heizleistung, weiters der Zeit, während der die elektrische Heizung ausgeschaltet ist und durch die Bestimmung einer Korrektur für die auftretenden Driften.

Die Durchführung der Messungen in hochenergetischen Photonenstrahlungsfeldern erfolgte in Kooperation mit dem Krankenhaus Wiener Neustadt und wurden entsprechend [7], [8], [9] realisiert. Verwendet wurden die Varian Beschleuniger Clinac 2300CD und Clinac 2100C verwendet (siehe Abb. 2). Die Messungen wurden bei den Photonenenergien resultierend aus

nominellen Beschleunigungspotenteilen von 4 MV, 6 MV, 10 MV und 15 MV durchgeführt. Die Strahlungsqualitätsindizes der Photonenstrahlungsfelder lagen im Bereich von $TPR_{20,10} = 0{,}614$ bis $TPR_{20,10} = 0{,}764$.

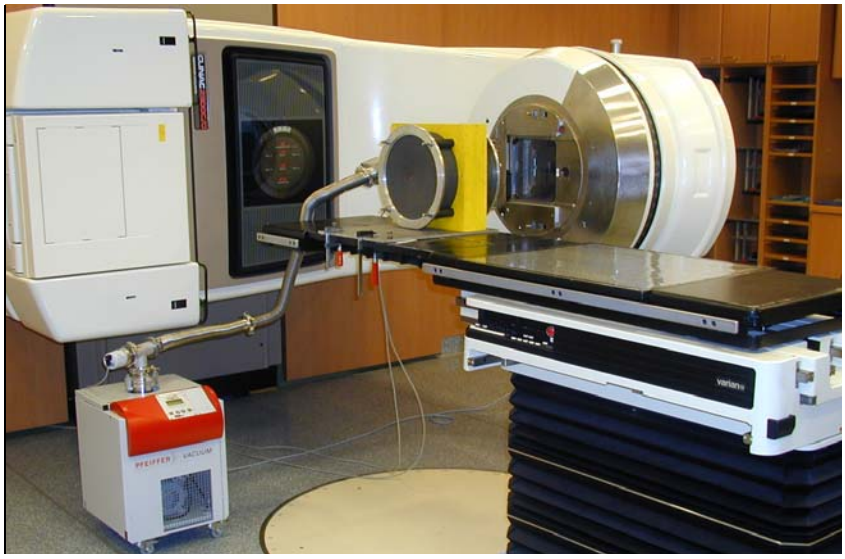


Abb. 2: Messanordnung im Krankenhaus Wiener Neustadt

2.3 Konversion der Graphit-Energiedosis in Wasser-Energiedosis

Die Darstellung der Einheit Wasser-Energiedosis beruht auf Messungen der Graphit-Energiedosis. Die Konversion der Graphit-Energiedosis in Wasser-Energiedosis erfolgt anhand von zwei Methoden (rechnerisch und experimentell) die auf dem *photon-fluence scaling theorem* beruhen ([12]). Dieses besagt, dass in zwei unterschiedliche Materialien, die der gleichen Photonenstrahlung ausgesetzt sind, die Photonen an den jeweiligen Messpunkten das gleiche Energiespektrum und die gleiche Winkelverteilung aufweisen, wenn alle Abmessungen im umgekehrten Verhältnis der Elektronendichten der beiden Materialien skaliert sind und ausschließlich Compton-Streuung auftritt. Um die Wasserenergiedosis unter Standardbedingungen zu erhalten, wird im Fall der rechnerischen Methode die Graphit-Energiedosis in der entsprechenden skalierten Entfernung gemessen. Die Umrechung erfolgt unter Verwendung des Abstandsquadratgesetz, der Massen-Energieabsorptionskoeffizienten und der Energietransportfaktoren für Graphit und Wasser. Die experimentelle Methode der Dosisumrechnung beruht auf der Verwendung eines Transferdetektors (Graphit-Hohlraumionisationskammer). Die praktische Ausführung erfordert Messungen im Graphitphantom und im Wasserphantom. Die Umrechnung erfolgt in Abhängigkeit von dem verwendeten Transferdetektor entweder über die Verhältnisse der Massen-Energieabsorptionskoeffizienten und Energietransportfaktoren (für dickwandige I-Kammern) oder über das Verhältnis der Massen-Stoßbremsvermögen von Wasser und Graphit (für dünnwandige I-Kammern).

2.4 Monte Carlo Simulationen

Zur Bestimmung der erforderlichen Korrektionsfaktoren wurden Monte Carlo Simulationen mit dem *Code*-System PENELOPE-2006 [13] durchgeführt. Dieses Programm ermöglicht die Berechnung des gekoppelten Transportes von Elektronen und Photonen in Materie, für Teilchen-Energien von einigen Hundert eV bis 1 GeV. Der für die Simulationen angewandte

Algorithmus basiert auf Streumodellen, die analytische Wirkungsquerschnittsmodelle mit numerischen Datenbankwerten verknüpfen.
Um strahlungsqualitätsspezifische Korrektionen zu erhalten ist es notwendig die Energie-Spektren der Bestrahlungsanlagen zu berücksichtigen. Im Fall von ^{60}Co-Gammastrahlung handelt es sich dabei um ein Photonen-Fluenzspektrum, das zusätzlich zu den Gammalinien des ^{60}Co Isotops auch einen niederenergetischen Streustrahlungsanteil enthält. Dieser niederenergetische Anteil ist abhängig von der Geometrie und den verwendeten Materialien im Strahlerkopf. Im Fall von Elektronenbeschleunigern handelt es sich um Bremsstrahlungsspektren die durch Wechselwirkung der beschleunigten Elektronen mit dem Target entstehen. Die im Target entstehende Bremsstrahlung wird durch im Strahlengang befindliche Elemente aufgehärtet und fokussiert und ein Kollimator begrenzt das Strahlungsfeld und erzeugt die gewünschte Feldgröße. Die Energie-Spektren der verwendeten Bestrahlungsanlagen wurden ebenfalls durch PENELOPE-2006 Simulationen bestimmt, und anhand von Tiefendosiskurven im Wasser, und durch den Vergleich von gemessen und berechneten Strahlungsqualitätsindizes ($TPR_{20,10}$) verifiziert. Nach diesen Überprüfungen wurden die Energie-Spektren als Eingansparameter in den Graphit-Kalorimeter spezifischen Simulationen zur Charakterisierung der Quelle verwendet. Für diese Simulationen wurden insgesamt etwa 40 unterschiedliche Geometrie-Modelle verwendet.

2.5 Strahlungsqualitätsspezifische Korrektions- und Konversionsfaktoren

Die für die Darstellung der Einheit Wasser-Energiedosis erforderlichen strahlungsqualitätsspezifischen Korrektions- und Konversionsfaktoren, siehe [1], [3], [4], [11], [14] wurden einerseits durch Monte Carlo Simulationen, sowie durch Messungen mit dem Graphit-Kalorimeter und verschiedenen Ionisationskammern erhalten. Zu Beginn wurden Messungen und Simulationen für ^{60}Co Gammastrahlung durchgeführt, um dadurch eine fundierte Basis für die Energiebereichserweiterung zu schaffen und als zweiter Schritt wurden Messungen und Simulationen für hochenergetische Photonenstrahlungsfelder durchgeführt. Die benötigten Korrektionsfaktoren sind einerseits direkt das Kalorimeter bzw. dessen Geometrie betreffend, andererseits auf den Messaufbau bezogen. Und lauten wie folgt: Korrektion für die Vakuumspalte k_{gap}, Korrektion für die Abweichung der Graphit Phantom Abmessungen von den Scaling Erfordernissen k_{gs}, Korrektion für den Unterschied in der Luftschwächung $k_{\Delta air}$, Korrektion für die effektive Messtiefe im Graphit-Phantom $k_{g,c}$ und $k_{g,i}$, Korrektionen für die Einbringung von Graphit-Hohlraum Ionisationskammern in das Wasser-Phantom.
Die physikalische Konstanten, die zur Konversion der Messgröße Graphit-Energiedosis in Wasser-Energiedosis benötigt werden (Verhältnisse der spektral gemittelten Massen-Energieabsorbtionskoeffizienten, Massen-Stoßbremsvermögen und Energietransportfaktoren für Wasser und Graphit) wurden aus der Literatur ausgewählt([2], [7], [10], [14]). Um die Konversionsfaktoren in Abhängigkeit von der Strahlungsqualität ermitteln zu können werden exponentielle Regressionsfunktionen verwendet.

3. Laufende Arbeiten und Ausblick

Die Gesamtverifizierung aller implementierten strahlungsqualitätsspezifischen Korrektions- und Konversionsfaktoren wird im Rahmen einer Vergleichsmessung des Internationales Büro für Maß und Gewicht (BIPM, www.bipm.org)) und des EURAMET Projektes 1021 (www.euramet.eu) durchgeführt. Am BIPM erfolgt der internationale Vergleich der Wasser-Energiedosis Primärnormale für ^{60}Co Gammastrahlung. Die für hochenergetische Photonstrahlung durchgeführten Weiterentwicklungen des Primärnormals werden im Rahmen

des EURAMET Projektes 1021 verifiziert. Im Rahmen dieser Vergleichsmessung werden Primärnormale zur Darstellung der Einheit Wasser-Energiedosis für hochenergetische Photonenstrahlung verglichen und bewertet. An diesem Projekt nehmen das METAS (Schweiz), die PTB (Deutschland) und das BEV als führende Institution teil. Die dafür erforderlichen Messungen und die Durchführung der Kalibrierarbeiten an den Vergleichs-Ionisationskammern erfolgten in den Strahlungsfeldern der PTB und des METAS. Die Auswertungen sind noch nicht vollständig abgeschlossen, die ersten Ergebnisse bestätigen die bisher durchgeführten Arbeiten.

4. Danksagung

Die Durchführung des Hochenergie-Kalorimetrie Projektes wurde gefördert vom physikalisch-technischen Prüfdienst des BEV.
Die Autoren danken Herrn Dr. Josef Witzani für seine beratende Teilnahme und seine Hilfestellungen, sowie allen Kollegen des Dosimetrielabors für deren Unterstützung.
Für die Möglichkeit der Zusammenarbeit und Kooperation mit dem Krankenhaus Wiener Neustadt bedanken sich die Autoren bei Frau Prim. Univ.-Doz. Dr. Brigitte Pakisch, sowie bei Herrn DI Michael Vejda, insbesondere für seine Unterstützung bei den Messungen an den Varian Linearbeschleunigern.

5. Literaturverzeichnis

[1] BOUTILLON, M., Gap correction for the calorimetric measurement of absorbed dose in graphite with a ^{60}Co beam, Phys. Med. Biol. 34, 1989

[2] DOMEN, S.R., LAMPERTI, J.P., A Heat-loss Compensated Calorimeter: Theory Design and Performance, J. Res. Nat. Bur. Stand. 78A, 1974

[3] DUSAUTOY, A.R., The UK Primary standard calorimeter for photon-beam absorbed dose measurement, Phys. Med. Biol. 41, 1996

[4] GUERRA, A.S., LAITANO, R.F., PIMPINELLA, M., Characteristics of the absorbed dose to water standard at ENEA, Phys. Med. Biol. 41, 1996

[5] ICRU REPORT No 60, Fundamental Quantities and Units for Ionizing Radiation, International Commission on Radiation Units and Measurements, December 1998

[6] ICRU REPORT No 64, Dosimetry of High-Energy Photon Beams Based on Standards of Absorbed Dose to Water, International Commission on Radiation Units and Measurements, May 2001

[7] INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY, Absorbed Dose Determination in External Beam Radiotherapy, An International Code of Practice for Dosimetry Based on Standards of Absorbed Dose to Water, Technical Reports series No. 398, Vienna 2000

[8] LEITNER, A., WITZANI, J., The Realization of the Unit of Absorbed Dose at the Austrian Dosimetry Laboratory Seibersdorf, OEFZS-4740, February 1995

[9] LEITNER, A., TIEFENBÖCK, W., WITZANI, J., STRACHOTINSKY, CH., Investigation of Some Aspects of the IAEA Code of Practice for Absorbed Dose Determination in Photon and Electron Beams, Measurement Assurance in Dosimetry, Proceedings of an international symposium on measurement assurance in dosimetry organized by the International Atomic Energy agency, Vienna, 24-27 May 1993

[10] NUTBROWN, R.F., DUANE, S., SHIPLEY, D. R. THOMAS, R.A.S., Evaluation of factors to convert absorbed dose calibrations from graphite to water for the NPL high-energy photon calibration service, Phys. Med. Biol. 47, 2002

[11] OWEN, B., DUSAUTOY, A.R., Correction for the effect of the gaps around the core of an absorbed dose graphite calorimeter in high energy photon radiation, Phys. Med. Biol. 36, 1991

[12] PRUITT, J.S., LOEVINGER, R., The photon-fluence scaling theorem for Compton-scattered radiation, Med Phys 9, 1982

[13] SALVAT, F., FERNÁNDEZ-VAREA, J.M., SEMPAU, J., PENELOPE-2006: A Code System for Monte Carlo Simulation of Electron and Photon Transport, Workshop Proceedings Barcelona Spain 4-7 July 2006

[14] WISE, K.N., Monte Carlo Methods used to develop the Australian Absorbed Dose Standard, Australian Radiation protection and Nuclear safety Agency, Technical Report 132, July 2001

[15] WITZANI, J., DUFTSCHMID, K.E., STRACHOTINSKY, CH., LEITNER, A., A Graphite Absorbed-Dose Calorimeter in the Quasi-Isothermal Mode of Operation, metrologia 20, 1984

ANTEIL VON INKORPORATIONEN AN DER ARBEITSPLATZAKTIVITÄT FÜR TC-99M IN NUKLEARMEDIZINISCHEN EINRICHTUNGEN

FRACTION OF Tc99m-INCORPORATIONS IN THE WORKPLACE ACTIVITY IN NUCLEAR MEDICINE

T. Schönmuth[1], H. Alborzi[2], M. Andeeff[3], J. Lorenz[4], J. Petzold[5]
[1] VKTA Rossendorf ; [2] LfULG Sachsen; [3] Uniklinikum Dresden,
[4] SMUL Sachsen, [5] Uniklinikum Leipzig

Zusammenfassung
In der Nuklearmedizin, insbesondere im Bereich der Diagnostik, werden Pharmaka auf der Grundlage des Tc-99m mit Abstand am häufigsten eingesetzt. Dabei erfolgte in praxi bislang keine regelmäßige Inkorporationskontrolle. Im Zuge der Novellierung der Richtlinie ‚Inkorporationsüberwachung' ist eine Neubewertung des entsprechenden Umgangs gefordert [1]. Bei Anwendung der in der Richtlinie empfohlenen Faktoren zur Abschätzung des Inkorporationsrisikos kann in vielen Bereichen die Erfordernisschwelle (1 mSv effektive Folgedosis im Kalenderjahr) überschritten werden.
Im Rahmen einer Studie wurden im Zeitraum März – Juli 2008 deshalb Mitarbeiter verschiedener nuklearmedizinischer Einrichtungen (Mitarbeiter der Unikliniken Dresden und Leipzig sowie niedergelassener Praxen) untersucht.
Im Ergebnis der über 200 Messungen kann festgestellt werden, dass für die untersuchten Mitarbeiter eine regelmäßige Inkorporationsüberwachung nicht erforderlich ist. Die abgeschätzten Dosiswerte (effektive Folgedosis im Kalenderjahr) liegen mehrheitlich in einem Bereich unterhalb von 0,1 mSv. Sind im Zuge von Genehmigungsverfahren einzelne Abschätzungen von Dosiswerten erforderlich, so wird für die Beurteilung des Inkorporationsrisikos nach Richtlinie ‚Inkorporationsüberwachung' ein Inkorporationsfaktor von 1E-07 beim Umgang mit Verbindungen auf Basis des Tc-99m im Bereich der nuklearmedizinischen Diagnostik empfohlen.

Summary
In the nuclear medicine, in particular in the area of the diagnostics, Tc-99m-Pharmaka are most often used. Besides, no regular monitoring occurred in praxi up to now. With use of the factors recommended in [1], the requirement threshold (1 mSv commited dose in the calendar year) can be crossed in many areas.
Within the scope of a study employees of different nuclear-medical facilities were examined in the period from March to July 2008.
In the result of more than 200 measurements was founded out that a regular incorporation monitoring is not necessary for the examined employees. The estimated dose values (actual commited dose in the calendar year) was by the majority in an area below 0.1 mSv. If single evaluations of dose values are necessary an incorporation factor of 1E-07 is recommended by using connections on the basis of Tc-99m in the area of the nuclear-medical.

Schlüsselwörter: *Inkorporationsüberwachung, nuklearmedizinische Diagnostik, Tc-99m*
Keywords: *incorporation monitoring, nuclearmedical diagnostics, Tc-99m*

1. Einleitung

Mit Inkraftsetzung der neuen Richtlinie zur Inkorporationsüberwachung [1] besteht das Erfordernis, auch in nuklearmedizinischen Einrichtungen die bisherige Verfahrensweise zur Überwachung von Inkorporationen zu überprüfen. Eine besondere Rolle spielt hier das Tc-99m, das als klinisch relevantes Radionuklid insbesondere im Bereich der Diagnostik nicht nur in nuklearmedizinischen Zentren eingesetzt wird.

Bisher erfolgte in der Nuklearmedizin in praxi keine regelmäßige Inkorporationsüberwachung beim Umgang mit Tc-99m. Aufgrund der Aussagen aus [1] ist aufgrund der verwendeten Umgangsaktivitäten zunächst das Erfordernis einer regelmäßigen Überwachung abzuschätzen.

Gegenwärtig liegen einige wenige Aussagen zur Inkorporationsüberwachung beruflich strahlenexponierter Personen in der Nuklearmedizin vor [3/4/5]. Daraus ist abzuleiten, dass auf eine regelmäßige Inkorporationsüberwachung bei Umgang mit Tc-99m möglicherweise verzichtet werden kann. Eine Ausnahme bilden Lungenventilationsuntersuchungen. Hier sind im Vorfeld bzw. während der Applikationen mindestens Kontrollmessungen notwendig, um die indizierten Schutzmaßnahmen zu überprüfen.

Mit den durchgeführten Untersuchungen im Rahmen einer Studie wurden Aussagen zum Inkorporationsrisiko beim Umgang mit Tc-99m in der Nuklearmedizin erhalten (ohne Lungenventilationsmessungen). Ergänzend wurde versucht, einen Inkorporationsfaktor entsprechend [1] abzuschätzen.

2. Methodische Umsetzung

In die Studie sollten Mitarbeiter sowohl aus den nuklearmedizinischen Zentren in Dresden (Universitätsklinikum Dresden – UniDD) und Leipzig (Universitätsklinikum Leipzig – UKL) als auch aus Praxen außerhalb der Zentren einbezogen werden. Im Zuge der Durchführung der Messungen konnten insgesamt 31 Personen im VKTA bzw. UKL untersucht werden. Die Majorität der Probanden (78%) arbeitete in nuklearmedizinischen Zentren. Insgesamt wurden mehr als 200 Messungen durchgeführt.
In praxi stellte es sich als schwierig heraus, Mitarbeiter aus Praxen niedergelassener Mediziner zur Teilnahme an den Messungen zu gewinnen. Aufgrund des ähnlichen Spektrums der eingesetzten Verbindungen mit Tc-99m sowie der typischen Umgangsaktivitäten im Bereich von einigen GBq sollte zunächst von keinen prinzipiellen Unterschieden ausgegangen werden.

Zur Abschätzung eines Inkorporationsrisikos sollen die gehandhabten Aktivitäten mit den Ergebnissen von Direktmessungen in einem Ganzkörperzähler verglichen werden. Als Messeinrichtungen standen der Ganzkörperzähler der amtlich bestimmten Inkorporationsmessstelle im VKTA sowie der Ganzkörperzähler in der Klinik für Nuklearmedizin im UKL zur Verfügung. Besondere Beachtung bei der Durchführung der Messungen ist auf eine Erfassung möglicher Kontaminationen zu richten, da diese die Messergebnisse verfälschen und nicht zur Abschätzung eines entsprechenden Inkorporationsfaktors bzw. Dosiswerten heranzuziehen sind.

Die Messungen der Probanden erfolgten grundsätzlich zeitnah zu durchgeführten Präparationen im Heißlabor, d.h. im Bereich weniger Stunden nach Abschluss der Präparationen (UniDD,

Nuklearmedizinische Praxis im VKTA) bzw. während und nach der Durchführung der einzelnen Untersuchungen (UKL).

Aufgrund der unterschiedlichen Personenkreise (Messungen im VKTA: Mitarbeiter UniDD/Praxis nach Arbeiten im Heißlabor; Messungen im UKL: Mitarbeiter mit unterschiedlichen Arbeitsaufgaben) erfolgt eine getrennte Auswertung der durchgeführten Untersuchungen.

3. Ergebnisse

3.1 Ergebnisse der Messungen im VKTA

Entsprechend der Richtlinie „Inkorporationsüberwachung“ [1] wird für die mögliche inkorporierbare Aktivität für Tc-99m A_{Tc}

$$A_{Tc} = \sum_{k=1}^{n} a_k \overline{A}_{Tc,k} N_k \qquad \text{und} \qquad (1)$$

$$\overline{A}_{Tc,k} = \frac{1}{N_k} \sum_{t=1}^{N_k} A_{Tc,k,t} \qquad (2)$$

mit

N_k	Zahl der geplanten Arbeitstage
a_k	Inkorporationsfaktor für den k-ten Arbeitsprozess
$\overline{A}_{Tc,k}$	Mittelwert der gehandhabten Aktivität für Tc-99m für den k-ten Arbeitsprozess
$A_{Tc,k,t}$	höchste gehandhabte Aktivität für den Arbeitstag t innerhalb des k-ten Arbeitsprozesses

verwendet. Zur Abschätzung wird angenommen, dass für die durchgeführten Beschäftigungen im Heißlabor an der UniDD an allen Arbeitstagen für die durchgeführten Arbeitsprozesse k ein einheitlicher Inkorporationsfaktor a_{Tc} bzw. vergleichbare mittlere Aktivitäten gelten, d.h. Gleichung (1) vereinfacht sich zu

$$A_{Tc} / N = A_{Tc,d} = a_{Tc} \sum_{k=1}^{n} \overline{A}_{Tc,k} = a_{Tc} A_{Elu} \qquad (3)$$

mit

$A_{Tc,d}$	pro Arbeitstag inkorporierbare Aktivität
A_{Elu}	am Arbeitstag insgesamt umgesetzte (eluierte) Aktivität.

Die Größe A_{Elu} wird im weiteren als ‚gehandhabte Aktivität’ bezeichnet.

Zur Abschätzung des Inkorporationsfaktors a_{Tc} mit Gl. (3) wurde die pro Arbeitstag inkorporierte Aktivität als Aktivitätszufuhr Z aus den Messwerten für die Körperaktivität abgeschätzt. Diese Aktivitätszufuhr Z wurde auf die Mitte der Arbeitszeit im Heißlabor bezogen unter Annahme einer Inhalation (AMAD 5 µm, Stoffklasse F oder M, siehe Gl. 4).

$$A_{Tc,d} = Z = A_M / R(t) \qquad (4)$$

A_M	Messwert der Körperaktivität im Ganzkörperzähler
R(t)	Wert der Retentionsfunktion bei Zufuhr durch Inhalation
t	Zeitdifferenz Mitte Arbeitszeit im Heißlabor – Messbeginn in Stunden

Für die Retentionsfunktion wurde auf der Basis der in [1] tabellierten Werte die Gl. (5) benutzt.

$$R(t) = 0{,}78 \cdot \exp(-t[h]/7{,}59) \qquad (5)$$

In Abb. 3-1 ist das Verhältnis der nach Gl. (1)-(5) abgeschätzten Aktivitätszufuhren zur umgesetzten Gesamtaktivität dargestellt.

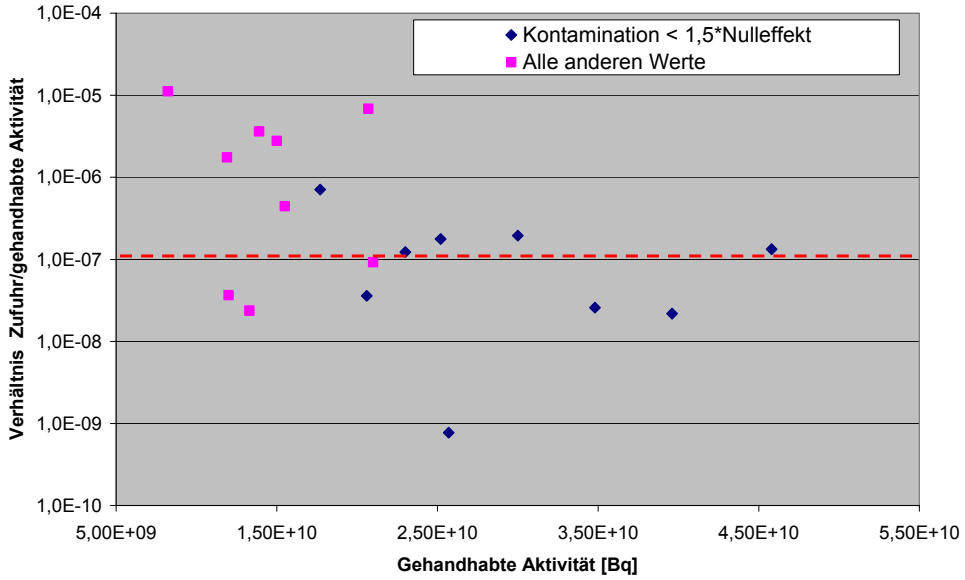


*Abb. 3-1: Verhältnis der abgeschätzten Aktivitätszufuhren mit der umgesetzten Gesamtaktivität in Abhängigkeit von dieser Gesamtaktivität (----- Medianwert für Kontaminationen < 1,5 * Nulleffekt)*

Aus den vorliegenden Ergebnissen kann - unter Berücksichtigung von Messungen mit maximaler Kontamination an den Händen < 1,5 * Nulleffekt - ein Inkorporationsfaktor von $a_k=10^{-7}$ abgeschätzt werden. Aufgrund der nicht völligen Kontaminationsfreiheit (auch nach Waschen) ist eine Überbewertung der inkorporierten Aktivität wahrscheinlich.

Aus den ermittelten Zufuhren kann weiterhin eine Abschätzung der effektiven Folgedosis zur Beurteilung des Erfordernisses einer regelmäßigen Inkorporationsüberwachung erfolgen. Dabei wurde nach [1] angenommen, dass derartige Arbeiten an 250 Tagen im Jahr durchgeführt werden. Das ist eine sehr konservative Betrachtung, da diese Arbeiten von einer Person im Kalenderjahr mit einer deutlich geringeren Frequenz durchgeführt werden. Im Ergebnis liegen die abgeschätzten Werte der effektiven Folgedosis bei etwa 0,03 mSv.

Alle Messungen im VKTA und UniDD wurden im Rahmen einer zu diesem Thema initiierten und von der UniDD betreuten Diplomarbeit durchgeführt und ausgewertet [7].

3.2 Ergebnisse der Messungen im UKL

Die untersuchten Personen waren in verschiedenen Bereichen beschäftigt: in der Diagnostik (mit bzw. ohne PET) sowie in der Radiochemie und direkt auf der nuklearmedizinischen Station Aufgrund des unterschiedlichen Umgangs wurden dabei auch andere Nuklide als Tc-99m detektiert. Bei Messungen ohne einen Nachweis oberhalb der Erkennungsgrenze erfolgte die

Zuordnung zum Nuklid aufgrund der Angaben zum Umgang. Im Unterschied zu den in den Kap. 3.1 vorgestellten Messungen erfolgte in der überwiegenden Anzahl keine direkte Präparierung der einzelnen Aktivitäten, der Schwerpunkt liegt auf Beschäftigungen im Rahmen der Diagnostik bzw. auf einer nuklearmedizinischen Station (siehe Abb. 3-2). In etwa 70% aller Messungen erfolgte ein Nachweis für Tc-99m.

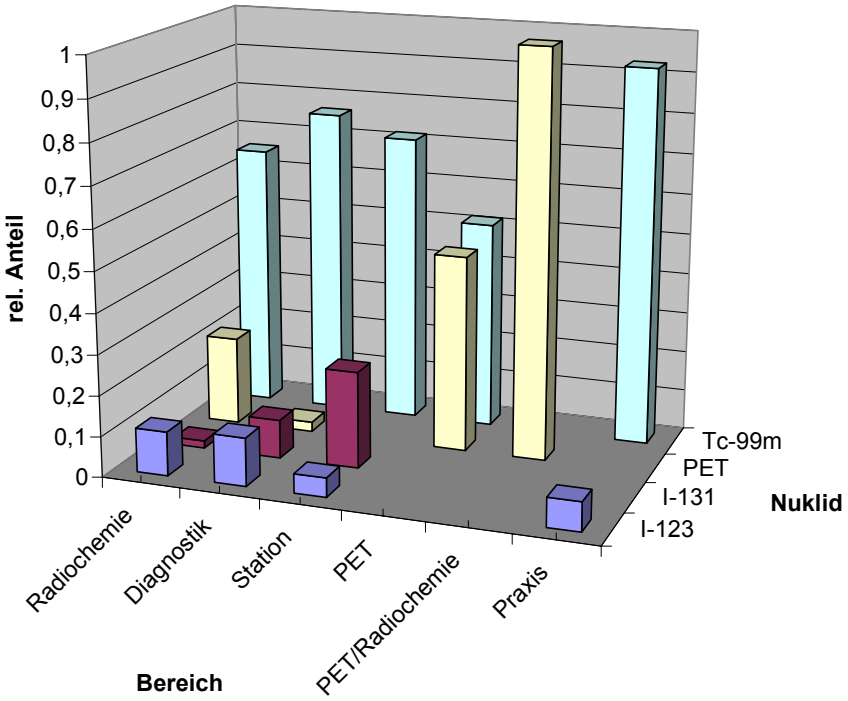


Abb. 3-2: Verteilung der Messwerte auf die einzelnen Arbeitsgebiete
(Der relative Anteil ist jeweils auf den einzelnen Bereich bezogen)

Aufgrund der Beschäftigungen in den verschiedenen Klinikbereichen ist keine eindeutige Zuordnung der Personen zu einer gehandhabten Aktivität möglich. Es lassen sich für diese Messungen daher zunächst keine Inkorporationsfaktoren ableiten.

Für eine Abschätzung eines Erfordernisses einer regelmäßigen Überwachung erfolgt im weiteren eine Abschätzung aufgrund der vorhandenen Messwerte mit folgenden Randbedingungen:

- Es werden nur Messwerte berücksichtigt, bei denen keine erkennbare Kontamination vorliegt;
- Die Zufuhrabschätzung erfolgt entsprechend [1], für die Wartezeit zwischen Umgang (Mitte) und Messbeginn werden 4 h angenommen (siehe Gl. (5));
- Die Kalenderdosis E (effektive Folgedosis) wird aus den Medianwerten der auf diesem Weg ermittelten Zufuhren Z_{Median} und N=250 Umgangstagen (siehe Gl. (6))

$$E = \overline{Z}_{Median} \cdot e \cdot N \qquad (6)$$

Die einzelnen Mitarbeiter waren zum Teil in unterschiedlichen Arbeitsbereichen beschäftigt (z. B. Radiochemie und Diagnostik oder Diagnostik und Station), die Ermittlung der Dosiswerte erfolgte jedoch personenbezogen. Die Ergebnisse für Tc-99m liegen für die einzelnen Mitarbeiter alle unter 0,5 mSv im Kalenderjahr.

4. Zusammenfassung

Im Rahmen der Studie [6] wurden Mitarbeiter verschiedener nuklearmedizinischer Einrichtungen untersucht. Im Ergebnis der über 200 Messungen kann festgestellt werden, dass für die untersuchten Mitarbeiter eine regelmäßige Inkorporationsüberwachung nicht erforderlich ist. Die abgeschätzten Dosiswerte (effektive Folgedosis im Kalenderjahr) liegen mehrheitlich in einem Bereich unterhalb von 0,1 mSv. Damit wird entsprechend der Richtlinie ‚Inkorporations-überwachung' neben der Erfordernisschwelle auch die Überwachungsschwelle (d .h. die Schwelle für die Durchführung von Statusmessungen) deutlich unterschritten.

Sind im Zuge von Genehmigungsverfahren einzelne Abschätzungen von Dosiswerten erforderlich, so wird für die Beurteilung des Inkorporationsrisikos nach Richtlinie ‚Inkorporationsüberwachung' [1] ein Inkorporationsfaktor von 10^{-7} beim Umgang mit Verbindungen auf Basis des Tc-99m im Bereich der nuklearmedizinischen Diagnostik empfohlen. Dieser Faktor gilt nicht bei der Durchführung spezieller Untersuchungen mit einem höheren Freisetzungsrisiko (z. B. Lungenventilation).

Die Ergebnisse flossen in die Empfehlung zur Umsetzung der Richtlinie ‚Inkorporationsüberwachung' in der Nuklearmedizin [2] ein.

Diese Arbeit wurde gemeinsam mit den Unikliniken Dresden und Leipzig durchgeführt und vom Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie des Freistaates Sachsen gefördert.

5. Literaturverzeichnis

[1] Richtlinie für die physikalische Strahlenschutzkontrolle zur Ermittlung der Körperdosen, Teil 2: Ermittlung der Körperdosis bei innerer Strahlenexposition; Inkorporationsüberwachung (§§ 40, 41 und 42 StrlSchV); nur Textteil: GMBl. Nr. 31/32, S. 623; 2007 und gesamte Richtlinie: BfS-SCHR-43/07; 09.2007

[2] Empfehlung für die Anwendung der Richtlinie zur Inkorporationsüberwachung in der Nuklearmedizin; GMBl., 2009 (in Arbeit).

[3] W.Eschner, R. Vogg, „Entwicklung von Strategien zur Inkorporationsüberwachung von beruflich strahlenexponierten Personen in PET-Zentren", Abschlussbericht zum BfS-Forschungsvorhaben St.Sch.4123, 20.03.2003

[4] M. Olthoff, C. Reiners, „Inkorporationsüberwachung von beruflich strahlenexponierten Personal in der Nuklearmedizin", Abschlussbericht zum BfS-Forschungsvorhaben St.Sch.1126, Juni 1994

[5] J. Petzold, „Verringerung von Inkorporationen von 99mTechnetium beim Personal bei Lungenventilationsuntersuchungen", Strahlenschutzpraxis, 13(2007),S.23-28

[6] T. Schönmuth, „Studie zum Anteil von Inkorporationen an der Arbeitsplatzaktivität in nuklearmedizinischen Einrichtungen", Az: 13-8802.3528/56 Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie, 2008

[7] T. Kleinhempel, „Bestimmung des Inkorporationsrisikos bei routinemäßigen Tätigkeiten an nuklearmedizinischen Einrichtungen zur Abschätzung der Erfordernisschwelle für eine regelmäßige Inkorporationskontrolle", Diplomarbeit, Westsächsische Hochschule Zwickau, 29.08.2008

ERHÖHTES INKORPORATIONSRISIKO FÜR DAS PERSONAL BEI LUNGENVENTILATIONSUNTERSUCHUNGEN UND EINFACHE STRAHLENSCHUTZMAßNAHMEN

INCREASED RISK OF INCORPORATION FOR THE STAFF WITH LUNG VENTILATION EXAMINATION AND SIMPLE MEASURES OF RADIATION PROTECTION

J. Petzold[1], H. Alborzi[2], J. Lorenz[3], T. Schönmuth[4], O. Sabri[1]

[1] Universitätsklinikum Leipzig, Deutschland
[2] LfULG Dresden, Deutschland
[3] SMUL Dresden, Deutschland
[4] VKTA Rossendorf, Deutschland

Zusammenfassung
Die nuklearmedizinische Untersuchung zur Lungenventilation ist ein Verfahren, bei dem eine nennenswerte Inkorporation von Tc-99m Kohlenstoff-Partikeln beim Untersuchungspersonal nachweisbar ist. Trotz sorgfältiger Arbeitsweise durch Arzt, Physiker und MTRA reichern sich im Verlaufe der Untersuchung diese Partikel in der Raumluft an. Sie lagern sich zum Teil an der Arbeitskleidung an, gelangen aber auch über die Atemluft in die Lunge des Personals. Nach der Ventilationsuntersuchung können beim beteiligten Personal nach Messung am Ganzkörperzähler Absolutwerte von 500 bis 800kBq Tc-99m ermittelt werden. Trotz Waschen und Kleiderwechsel lassen sich diese Werte kaum unter 500kBq absenken. Damit ist eine Inkorporation von Tc-99m-Partikeln bei dieser nuklearmedizinischen Methodik nicht auszuschließen.
Ziel des vom Landesamt für Umwelt und Geologie in Dresden geförderten Projektes war es, die Quellen für Kontamination und Inkorporation aufzufinden und allgemeingültige Lösungen zur Verringerung der Strahlenexposition aufzuzeigen.
Durch Installation einer transportablen Absaugeinheit, Veränderungen hinsichtlich der Filtermaterialien am Technegasgenerator und der Optimierung des Verfahrens der Lungenventilation gelingt es, die Inkorporationen von Tc-99m um etwa drei Größenordnungen zu verringern.

Summary
The nuclear medical investigation of the ventilation of the lung is a procedure, that is accompanied by a considerable and traceable risk of incorporation of [99m]Tc carbon particles for the staff. Despite of a very careful approach by physicians, technologists and physicists these particles reach the compartment air during the course of the examination. Thereby, they are partly adsorbed on the workwear, but also end up in the lung of the personnel. After such an investigation and after measurements of the personnel in a whole body counter, absolute amounts of incorporated radioactivities of [99m]Tc of 500 to 800 kBq may be determined. Although having taken of the workwear and having washed and sometimes showered carefully the residual (incorporated) activity can barely not be reduced below 500kBq. Thus, incorporations of [99m]Tc carbon particles obviously can not be impeded completely during this particular nuclear medical examination.
Therefore, this trial, that is supported and co-funded by the local authority responsible for control and approval according to the German Radiation Protection Ordinance, aims in locating and tracing the sources of the described incorporation in detail and in pinpointing

generally valid solutions for the reduction of the exposure to radiation by the described incorporations. The incorporations can be reduced in terms of about 3 orders of magnitude by the use of a portable suction unit, the adaptation of the filter unit and material of the Technegas™- Generator and the optimization of the procedure and workflow of the ventilation before scintigraphic lung imaging.

Schlüsselwörter: *Lungenventilation, Inkorporation von Tc-99m, Strahlenschutzmaßnahmen*
Keywords: *lung ventilation, incorporation of Tc-99m, radiation protection*

1. Einleitung

Während regelmäßiger Inkorporationskontrollen beim Personal der Nuklidtherapiestation der Klinik und Poliklinik für Nuklearmedizin, Universitätsklinikum Leipzig konnten Spuren von Technetium-99m nachgewiesen werden, obwohl der betroffene Personenkreis keinen Umgang mit Tc-99m am Messtag und am Tag vorher hatte. Kontrollmessungen ausgewählter Personen aus der Klinik und Poliklinik für Nuklearmedizin und der Vergleich der Tätigkeiten zeigte, dass das Verfahren der Lungenventilationsuntersuchung Quelle der Kontaminationen sein musste. Die bei der Lungenventilation auftretenden Kontaminationen und Inkorporationen können nur mittels Ganzkörperzählers nachgewiesen und quantifiziert werden.
Nach der Ventilationsuntersuchung können beim beteiligten Personal nach Messung am Ganzkörperzähler Absolutwerte von 500 bis 800kBq Tc-99m ermittelt werden. Trotz Waschen und Kleiderwechsel lassen sich diese Werte kaum unter 500kBq absenken (Abbildung 1).

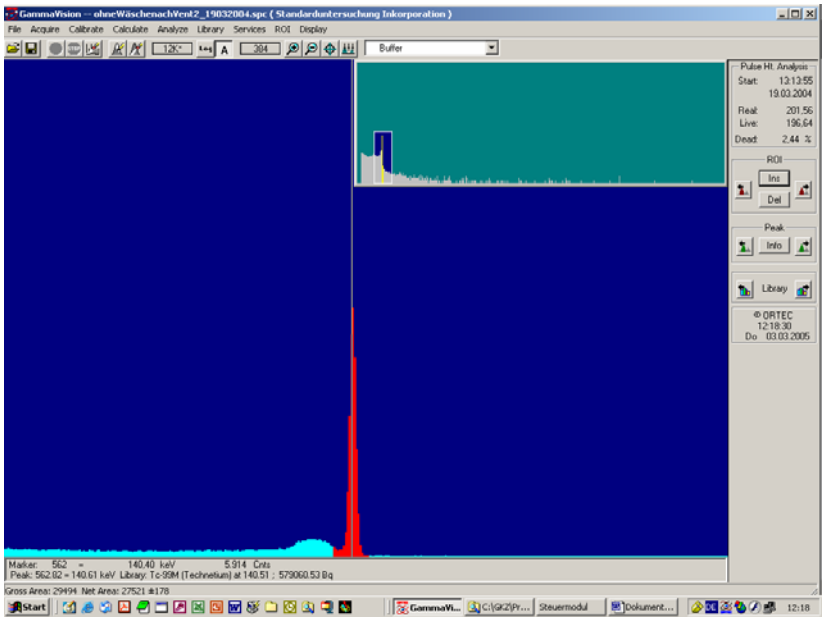


Abb. 1: Nachweis von rund 600kBq Tc-99m – Arzt nach Lungenventilationsuntersuchung

Damit ist eine Inkorporation von Tc-99m-Kohlenstoffpartikeln nicht auszuschließen. Das deckt sich auch mit den in der Literatur (1) angegebenen Werten. Selbst bei relativ unbeteiligten Mitarbeitern der nuklearmedizinischen Einrichtung sind Spuren von Tc-99m mittels Ganzkörperzähler festzustellen. Durch die zwischen Untersuchungsräumen und übrigen Räumlichkeiten herrschenden gleichen Druckverhältnisse hinsichtlich Lüftung breiten sich die Tc-99m- Kohlenstoffpartikel über die Raumluft aus und gelangen so in Bereiche, in denen eigentlich nicht mit Aktivitäten hantiert wird. Nur so ist eine Kontamination/Inkorporation bei unbeteiligter Personen überhaupt möglich. Damit ist eine Inkorporation von Tc-99m-Kohlenstoffpartikeln nicht auszuschließen. Selbst bei relativ unbeteiligten Mitarbeitern der nuklearmedizinischen Einrichtung sind Spuren von Tc-99m mittels Ganzkörperzähler festzustellen. Durch die zwischen Untersuchungsräumen und übrigen Räumlichkeiten herrschenden gleichen Druckverhältnisse hinsichtlich Lüftung breiten sich die Tc-99m-Kohlenstoffpartikel über die Raumluft aus und gelangen so in

Bereiche, in denen eigentlich nicht mit Aktivitäten hantiert wird. Nur so ist eine Kontamination/Inkorporation bei unbeteiligter Personen überhaupt möglich.

2. Methodisches Vorgehen

Im für die Lungenventilationsszintigrafie vorgesehen Kameraraum wurde eine transportable Absaugeinheit mit Aktivkohlefilter und Fensterlüfter installiert. Während der Ventilation wird über dem Kopf des Patienten Raumluft abgesaugt. Am Technegasgenerator wurden die patienten- und geräteseitigen Filter ersetzt. Dabei kam eine völlig neue Filterkonstruktion zum Einsatz, die die bisherigen, bestehend aus gepresster Schafwolle, ersetzten.
Im Rahmen der Studie (2) wurden rund 250 Ventilationen einbezogen und etwa 2000 Einzelwerte in der Ganzkörperzählermesskammer, die mit vier beweglichen Germaniumdetektoren ausgerüstet ist, ermittelt. Je zwei Detektoren sind dabei dorsal und ventral in der Lungenregion und je zwei im Beckenbereich positioniert. Die Messwerte des über der Lungenregion angeordneten Detektorpaares beschreiben eher die Inkorporation, während die über dem Beckenbereich positionierten Detektoren einer Kontamination zuzuordnen sind. Für die Berechnung der Absolutwerte in Becquerel aus den Messwerten stehen Kalibrierungen für eine Ganzkörpermessgeometrie zur Verfügung. Die Auswertung der Probenmessungen wie Laken, Kittel, Filter u.a. erfolgten mit einer Kalibrierung ohne schwächendes Medium. Zur Kalkulation des Anteils der Kontamination am Messwert der Inkorporation dienten einzelne ausgewählte Messungen nach Ventilationsuntersuchungen ergänzt durch Folgemessungen nach Ganzkörperwaschungen und Kleiderwechsel.

Abbildung 2: Absaugeinheit, Saugleistung 300m^3/h, Messtechnik zur Bestimmung der Aktivitätsanreicherung

Der Technegasgenerator wird nach Vorschrift mit Tc-99m-Pertechnetat bestückt und mit der Präparation des Technegases begonnen. Während der Prozess automatisch abläuft, erfolgt die Aufklärung des Patienten durch den verantwortlichen Arzt. Der Patient nimmt eine liegende Position auf dem Untersuchungstisch der Gammakamera ein und führt zunächst einen inaktiven Atemversuch über das Schlauchsystem durch. Eine Nasenklemme verhindert die Fremdatmung. Die MTRA bedient den Technegasgenerator (Freigabe des Gases), der Physiker bestimmt mit Hilfe eines geeigneten Messgerätes (Sonde, Kontaminationsmonitor) im Bereich der Lunge das Ende der Zuführung von Technegas anhand eines vorher bestimmten Schwellwertes. Nach weiteren 2-3 inaktiven Atemzügen wird der Patient vom System getrennt und atmet etwa eine weitere Minute Raumluft in die Absaugung. Danach erfolgt die Lungenventilationsszintigrafie.
Die im Folgenden beschriebenen Ergebnisse sind absichtlich nicht nach statistischen Regeln aufgearbeitet. Ganzkörpermessungen, bei denen keine Kontaminationen/Inkorporationen nachweisbar waren, wurden für die einfachen Mittelungen unter den jeweiligen Untersuchungsbedingungen nicht herangezogen. Es war vielmehr das Ziel, die Ursachen für das Auftreten hoher Messwerte aufzudecken.

3. Ergebnisse

Allein die Installation einer Absaugung führte bereits zu einer Vermindung der gemessenen Inkorporationen auf 20% bezogen auf die Ausgangswerte der Abbildung 1. Als eine weitere Ursache für die Inkorporationen beim Personal konnten die als unzureichend wirksamen Filter am Technegasgenerator der früheren Generation ermittelt werden. Nach Einführung moderner Filtertechnik am Generator reduzieren sich die Inkorporationen nochmals deutlich. Jetzt sind nur noch etwa 4% der Ausgangswerte beim Personal nachweisbar. Wird die Atemluft des Patienten nach der Ventilation noch etwa eine Minute abgesaugt, ist eine weitere Verringerung der Messwerte zu belegen. Die Ergebnisse sind im Diagramm 1 zusammengestellt.
Bei unbeteiligten Personen außerhalb des Untersuchungsraumes konnte bereits mit der Inbetriebnahme der Absaugeinheit kein Tc-99m mehr aufgefunden werden. Es zeigte sich, dass es durchaus möglich ist, durch einfache technische Veränderungen den Untersuchungsablauf so zu beeinflussen, dass eine Verringerung der Inkorporation möglich ist.

3.1 Technische Untersuchungen am Technegasgenerator

Die im Mittel nachweisbaren Kontaminationen/Inkorporationen von 2kBq beim Physiker und 6kBq bei der MTRA wurden bei einzelnen Untersuchungen deutlich überschritten. In diesen Fällen konnten mittels Wischtest Kontaminationen auch an Gegenständen im Untersuchungsraum nachgewiesen werden. Tendenziell fanden wir die höchsten Kontaminationswerte im Bereich des Generators, Leckstellen konnten jedoch nicht ermittelt werden. Die Auswertung der Inkorporationswerte für jede einzelne durchgeführte Ventilation auch mehrmals pro Tag führte zu interessanten Aspekten. Im Mittel wurden nachgewiesen für die erste Untersuchung am Tag: Physiker 2kBq, MTRA 6kBq, für die zweite Untersuchung am Tag: Physiker 8kBq, MTRA 20kBq, für die dritte Untersuchung am Tag: Physiker 16kBq, MTRA 50kBq. Zu erwarten wäre ein linearer Anstieg der Messwerte.

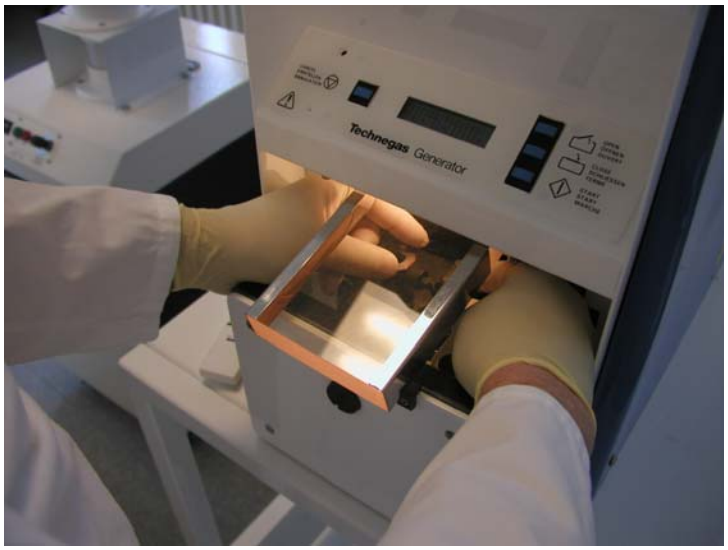


Abbildung 3: Technegasgenerator mit geöffnetem Schacht zur Neubestückung

Vor jeder Neubestückung des Generators wird ein zweiminütiger softwaregesteuerter Spülzyklus gestartet. Über das geräteseitige Filter ist kein Aktivitätsaustritt während des Spülens nachweisbar. Wischtests fallen ebenfalls negativ aus. Nach dem Öffnen des Generators für die Neubestückung (Abbildung 3) konnten beim durchführenden Physiker 20kBq Inkorporation nachgewiesen werden. Kleiderwechsel und Waschen reduzierte den Wert nur unwesentlich. Nach Verlängerung der Spülzeit auf 6 Minuten fällt der Nachweis von Tc-99m beim Personal nach der Neubestückung negativ aus. Mehrmalige Nutzung des Technegasgenerators am Tage führte nun zu einem erwarteten linearen Anstieg der nachgewiesenen Kontaminationen/Inkorporationen.

3.2 Versuche zur Trennung von Kontamination und Inkorporation

Während der Lungenventilationsuntersuchung werden Technetium-Kohlenstoffpartikel, die sich in einer Gasphase befinden, freigesetzt. Sie mischen sich mit der Raumluft und gelangen damit sowohl an die Kleidung als auch in die Lunge des Personals. Dabei ist festzustellen, dass die Einwegkleidung die Kontamination der darunter getragener Kleidung nicht verhindern kann. Es ist günstiger, auf die Einwegkleidung zu verzichten und stattdessen über der Dienstkleidung während der Lungenventilation einen andersfarbigen Kittel zu tragen, wie es auch bei Arbeiten im Kontrollbereich üblich ist.
Die am Ganzkörperzähler bei Messung in Dienstkleidung ermittelten Werte stellen eine Überlagerung von Kontamination und Inkorporation dar. Die Messung in Dienstkleidung wurde gewählt, um den Zeitaufwand für die Messungen möglichst gering zu halten und den normalen Patientenbetrieb nicht einschränken zu müssen. Mit der Verringerung der Freisetzung von Technetium-Kohlenstoffpartikeln werden sich proportional auch Kontaminationen und Inkorporationen vermindern.
Nach Kleiderwechsel und Duschen verringern sich die ausgewiesenen Werte auf 10 bis 20%, wie die letzten beiden Säulenpaare der Abbildung 4 illustrieren.

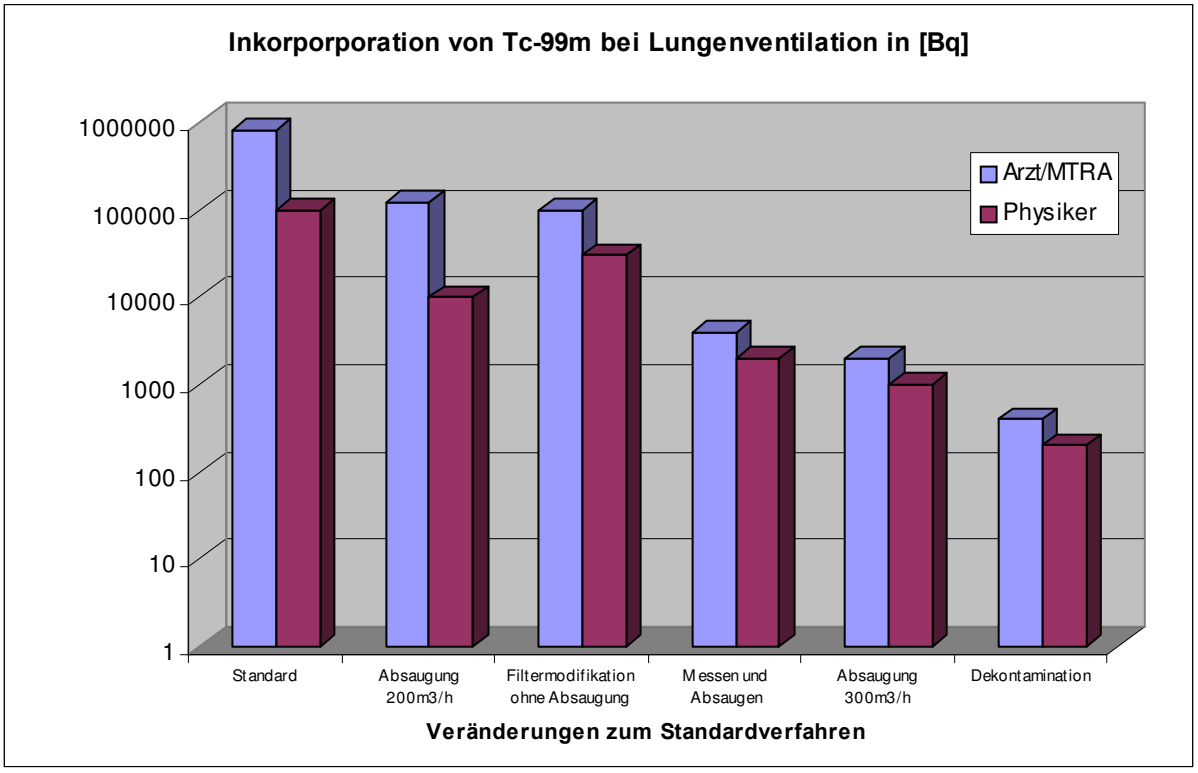


Abbildung 4: Zusammenstellung der Ergebnisse
*(Nach **Standard**verfahren bis 800kBq für Arzt/MTRA als Inkorporation nachgewiesen*
*Standardverfahren und **Absaugung von 200m^3/h** im Mittel 120kBq für Arzt/MTRA als Inkorporation/Kontamination nachgewiesen*
*Modifikation des Technegasgenerators hinsichtlich **Filtertechnik** (ohne Absaugung) im Mittel 80KBq für Arzt/MTRA als Inkorporation/Kontamination nachgewiesen*
***Messung während Ventilation**, Absaugung und Abatmen in Absaugung im Mittel 6kBq als Inkorporation/Kontamination nachgewiesen*
*Vergrößerung der **Absaugung auf 300m^3/h** im Mittel 2kBq als Inkorporation/Kontamination nachgewiesen*
*Nach **Dekontamination** (Kleiderwechsel und Duschen) im Mittel 500Bq als Inkorporation ausgewiesen*)

3.3 Unterschiedliche Messwerte für Physiker und MTRA

Die MTRA hantiert an einer Reihe von Arbeitsplätzen mit radioaktivem Material. Es ist nicht auszuschließen, dass es dabei zu geringfügigen Kontaminationen kommt, die mit Kontaminationsmonitoren nicht sicher nachgewiesen werden können.
Bei Einzelmessungen vor der eigentlichen Ventilation konnten die Nuklide Tc-99m, In-111 und I-123 nachgewiesen werden. Einzelne kontaminierte Gegenstände wie Schlüssel, Schreingeräte und Telefone konnten im Verlaufe der Messungen herausgefunden werden, die die Ergebnisse beeinflusst haben. Die Kontrollmessung am Hand-Fuß-Monitor weist diese Kontaminationen nicht aus.
Die MTRA ist mit ihren Tätigkeiten näher am Patienten und kommt mehr mit der Atemluft des Patienten in Kontakt.

4. Schlussfolgerungen

Während der Lungenventilationsuntersuchung kommt es beim Personal zu merklichen Inkorporationen von Technetium-99m-Kohlenstoffpartikeln. Am Ganzkörperzähler werden unmittelbar nach der Untersuchungsdurchführung inkorporierte Aktivitäten zwischen 500 und 800kBq nachgewiesen. Kleiderwechsel und Duschen verringert die Werte nur unwesentlich. Mit konservativer Betrachtung resultiert daraus eine Strahlenexposition von 500µSv pro Untersuchung.
Nach Wechsel der Filtertechnik und Verlängerung des Spülzyklus zwischen den Untersuchungen konnte der Generator als Quelle der Inkorporation ausgeschlossen werden.
Eine weitere Quelle der Inkorporation stellt der zu untersuchende Patient dar. Während der Ventilation kommt es zu Leckstellen zwischen Mund des Patienten und Mundstück der Ventilationseinheit. Eine Absaugeinheit mit Absaugglocke und einer Saugleistung von etwa 300m^3/h während und nach der Ventilation über dem Patientenkopf positioniert, verringert deutlich die vom Patienten ausgehende Raumluftkontamination.
Mit externer Messtechnik wird der Zeitpunkt der für die Szintigrafie ausreichenden Aktivitätsanreicherung in der Lunge bestimmt. Die Notwendigkeit, bei ungenügender Anreicherung die Ventilation zu wiederholen, entfällt damit. Das Unterbrechen der Ventilation, die Umlagerung für die Szintigrafie und die Fortsetzung der Ventilation stellen erhebliche Quellen für Kontamination und Inkorporation beim Personal dar.
Bei den Messungen am Ganzkörperzähler werden die ermittelten Werte konservativ als Inkorporation gewertet. Eine erhebliche Kontamination überlagert dabei die Messung. Vergleichsmessungen nach Kleiderwechsel und Duschen an einem ausgewählten Personenkreis senken die ausgewiesenen Inkorporationen auf 10 bis 20% des Ausgangswertes ab.
Bei der Durchführung der Ventilation unter Verwendung der Angaben der vorliegenden Studie sind Inkorporationen in der Größenordnung von absolut 500Bq nicht sicher auszuschließen. Das entspricht einer Strahlenexposition von 0.5µSv pro Untersuchung.

Literaturverzeichnis

(1) Hoffmann G: Lungenventilation mit Technegas; MTA 13 (1998), 5, 344-347
(2) Petzold, J: Optimierung der Lungenventilationsuntersuchungen mit dem Ziel der Minimierung der Inkorporation von Tc-99m Kohlenstoff-Partikeln beim Personal. Forschungsbericht Nr. 13-8802.3528/50. Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie, Dresden

STRAHLENSCHUTZMAßNAHMEN ZUR VERRINGERUNG DER INKORPORATION VON JOD-131 BEIM PERSONAL EINER RADIONUKLIDTHERAPIESTATION

RADIATION PROTECTION MEASURES FOR REDUCTION OF INCORPORATIONS OF IODINE-131 BY THE STAFF OF A RADIONUCLIDE THERAPY WARD

J. Petzold[1], K. Meyer[1], H. Alborzi[2], J. Lorenz[3], T. Schönmuth[4], A. Keller[5], T. Lincke[1], O. Sabri[1]
[1] Universitätsklinikum Leipzig
[2] LfULG Sachsen
[3] SMUL Sachsen
[4] VKTA Rossendorf
[5] Strahlenschutzseminar Thüringen e.V.

Zusammenfassung:

Die Raumluft in Patientenzimmern bei Radionuklidtherapien der Schilddrüse ist mit Iod-131 kontaminiert und muss als Ursache für die beim Personal nachweisbare Inkorporation von Jod-131 angesehen werden. Die Patienten geben einen Teil des applizierten Iods über die Atemluft an die Raumluft ab. Der Speichel ist Träger der Aktivität, die Atemluft wird vom Speichel angefeuchtet und Jod gelangt somit in die Raumluft. Der Jodnachweis in Form von Kontaminationen und/oder Inkorporationen beim Personal gelingt nur nach längerem Aufenthalt im Patientenzimmer. Dabei kann ein deutlicher Bezug zur Tätigkeit und zur Therapie maligner Schilddrüsenerkrankungen gefunden werden. Die am Ganzkörperzähler ermittelten Messwerte für Inkorporationen liegen im Bereich bis etwa 400Bq.
Die Aktivitätskonzentration in der Raumluft erreicht einige Stunden nach der Applikation ein Maximum und nimmt dann mit einer Halbwertszeit von rund 15 Stunden ab. Als zeitlich begrenzte Strahlenschutzmaßnahme führten wir das Tragen von OP-Mundschutz bis zu 30 Stunden nach Applikation ein. Die effektive Folgedosis für das Personal fällt mit dieser einfachen Maßnahme um rund 1/3 zum Vergleichszeitraum niedriger aus.

Diese Arbeit wurde vom Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie des Freistaates Sachsen sowie vom Strahlenschutzseminar Thüringen gefördert.

Summary:

The air in patient's rooms with thyroid therapies is loaded with iodine 131, which is to be seen as a cause for the incorporation of iodine 131 by the staff. The patients exhale a part of the iodine applied for their intended radionuclide therapy. The activity is concentrated in the saliva and, thereby, the breath air is moistened and iodine reaches the exhaled and compartment air. The detection of iodine in the form of contaminations and/or incorporations with the staff succeeds only after a longer stay in the patient's room. With this, a clear relation between the particular type of work performed in the room and therapy of malignant thyroid disease with high amounts of radioactivity can be found. The measured values of incorporations, obtained with an whole-body counter, are in the range of up to 400Bq. The activity concentration in the compartment air some hours after application of the therapeutic activity reaches a maximum and then decreases with a half-life of about 15 hours. As a protection measure we asked the patients wearing a mask up to 30 hours after application to

prevent exhaled radioactive iodine from reaching the compartment air. Thus, the subsequent contribution to the effective dose for the staff reduces by about 1/3 compared with not using the masks.

This work was promoted by the regional authorities for environment, agriculture and geology of the free state Saxony, Germany

Schlüsselwörter: *Radioiodtherapie der Schilddrüse, Inkorporation von Jod-131, Strahlenschutzmaßnahmen*
Keywords: *thyroid radioiodine therapy*, *incorporation of iodine-131, radiation protection*

1. Einleitung

Kontaminationen und Inkorporationen in einem Bereich kleiner 400Bq werden beim Personal der nuklearmedizinischen Therapiestation der Klinik und Poliklinik für Nuklearmedizin des Universitätsklinikums Leipzig nachgewiesen. Vergleichsweise hohe Messwerte treten auf, wenn Schilddrüsenpatienten mit maligner Grunderkrankung behandelt werden. Diese in der Höhe vergleichbaren Werte lassen sich innerhalb eines relativ engen Zeitfensters einer Personengruppe des Pflegepersonals einer gemeinsamen Dienstart zuordnen. Das lässt sich bei entsprechender Messdichte reproduzierbar belegen [1]. Der längere Aufenthalt im Patientenzimmer führt zu Kontaminationen und Inkorporationen, während im verbleibenden Kontrollbereich der Therapiestation aufgrund der angewendeten Druckgefälle keine Jod-131-Kontaminationen nachgewiesen werden können. Beim Applikationspersonal finden wir regelhaft trotz des Umganges mit hohen Aktivitäten kein Jod-131 in Form von Kontaminationen oder Inkorporationen. Das in Einzelfällen nachgewiesene Jod-131 steht in unmittelbarem Zusammenhang mit längeren Tätigkeiten an einer bestimmten Patientengruppe (Jod-131-Szintigraphie bei maligner Schilddrüsenerkrankung).
Offensichtlich unterliegen die Aktivitätskonzentrationen in der Raumluft der Patientenzimmer gewissen Abhängigkeiten. Können diese Abhängigkeiten ermittelt werden, lassen sich daraus unter Umständen geeignete Strahlenschutzmaßnahmen ableiten, mit denen man die Inkorporationen beim Personal senken kann.

2. Methodisches Vorgehen

Die aus der Datenerhebung [1] resultierenden Ergebnisse lassen den Schluss zu, dass die sich in der Raumluft des Patientenzimmers einstellende Jod-131-Aktivitätskonzentration keine konstante Größe darstellt. Auf jeden Fall kommt es bei der Therapie maligner Schilddrüsenerkrankungen zu einer deutlich höheren Inkorporationsrate beim Personal im Vergleich zu benignen Schilddrüsentherapien. Bei der Untersuchungsplanung gehen wir davon aus, dass der überwiegende Teil des Jod-131 in der Raumluft des Patientenzimmers aus der Atemluft resultiert.
Im Rahmen einer Diplomarbeit [2] wurde über eine spezielle Messanordnung der **relative** individuelle Einfluss des Patienten auf die Aktivitätskonzentration in der Raumluft ermittelt. Dabei sind Fragen zur Aktivitätsabgabe über die Atemluft in Abhängigkeit von der Höhe der Aktivitätsapplikation, vom Zeitpunkt nach Applikation und von der Grunderkrankung zu klären als Voraussetzung von speziellen einzuleitenden Strahlenschutzmaßnahmen. Maßnahmen zur Senkung der Messwerte für die Inkorporation lassen sich nur effektiv planen, wenn der prinzipielle und individuelle Aktivitätseintrag in die Raumluft geklärt werden kann. Dazu wurden geeignete Patienten ausgewählt. In einem separaten Raum wurde mit Hilfe einer Vakuumpumpe (STAPLEX) mit Filter jeweils eine definierte Menge Raumluft unter

standardisierten Bedingungen aus der unmittelbaren Umgebung der Atemluft des Patienten angesaugt und das vom Filter absorbierte Jod-131 quantifiziert. Die entsprechende Vakuum- und Filtertechnik wurde freundlicherweise von Herrn Dr. Günther Just, Forschungsbüro Radon und Balneologie zur Verfügung gestellt.
Die regelmäßigen Inkorporationsmessungen beim Personal mittels Ganzkörperzähler werden durch zusätzliche Messungen ergänzt, um die Höhe der Inkorporation beim Personal einem Patientenkreis sicher zuordnen zu können. Aufgrund der Pharmakokinetik des Jod-131 interpretieren wir die Messwerte im Schilddrüsenbereich als Inkorporation und die am Körperstamm als Kontamination. Für die Messungen im Schilddrüsenbereich stand ein Kalibrierfaktor zur Verfügung, der aus Messungen am Aldersonphantom gewonnen wurde. Obwohl in der Regel die Messwerte im Schilddrüsenbereich von einer Kontamination überlagert sein können, werden die Messwerte generell konservativ als Inkorporation betrachtet. Die Messwertaufnahme erfolgte in der Regel in der Dienstkleidung (weiße Kleidung). Bei Kontaminationen >300Bq an der weißen Kleidung wurde zusätzlich die farbige Kleidung aus dem Kontrollbereich gemessen. Aus den Ergebnissen der Untersuchungen aus dem Jahre 2006 war bekannt, dass die höchsten Inkorporationswerte nur während der Frühdienste (Abbildung 1) registriert werden konnten. Aus diesem Grunde wurden Inkorporationswerte regelhaft nur nach einigen Frühdiensten bzw. in dichterer Folge bei der Therapie maligner Schilddrüsenerkrankungen erhoben. Wir wollten bei den Untersuchungen prinzipiell hohe Messwerte erhalten. Nur so sind die Quellen sicher aufzudecken, Strahlenschutzmaßnahmen zu planen und hinsichtlich ihrer Wirksamkeit zu überprüfen.

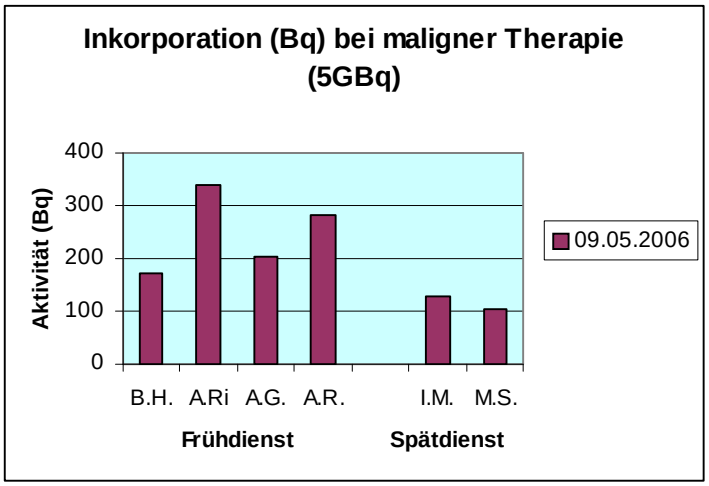


Abb. 1: *Inkorporation im Früh- und Spätdienst durch maligne Therapie [3]*

3. Ergebnisse

Die erhobenen Daten zeigen, dass die Patienten über die Atemluft Jod-131 an die Raumluft abgeben. Dabei sind deutliche Unterschiede zwischen malignen und benignen Therapien zu belegen. Bei der Therapie von Tumorpatienten können wir deutlich mehr Jod-131 in der Atemluft nachweisen als bei den übrigen benignen Therapiepatienten. Es kann auch ein deutlicher Bezug zum Joduptake hergestellt werden. Je größer der Uptake ausfällt, desto geringer wird die Jodabgabe über die Atemluft sein. Tumorpatienten haben regelhaft einen geringeren Joduptake. Ob dieser Umstand allein für den deutlich höheren Jodeintrag in die Raumluft verantwortlich ist, kann nicht sicher aufgeklärt werden.
Die Abgabe von Jod-131 an die Raumluft beginnt etwa zwei Stunden nach der Applikation, erreicht ein Maximum und nimmt mit einer Halbwertszeit von einigen Stunden ab.
Die Aktivitätskonzentrationen in der Atemluft sind beispielsweise durch Essen, Trinken, Zitrone usw. deutlich zu beeinflussen. Jod-131 wird über die Speicheldrüsen in den Mund- und Rachenraum ausgeschieden und gelangt so in unterschiedlichen Konzentrationen als Aerosol über die Atemluft in die Raumluft. Dieser Weg ist mit bildgebenden Verfahren

nachgewiesen. Hier sei auf die ausführliche Beschreibung im Rahmen der Diplomarbeit [2] verwiesen. Die unterschiedlichen Konzentrationen in der Atemluft zwischen Mund- und Nasenatmung belegen, dass die Quelle der Aktivitätskonzentration in der Atemluft der Patienten die Speicheldrüsen sein müssen. Eine variable Aktivitätskonzentration in der Atemluft über die Lunge ist auf diese Weise nicht zu erklären.
Es konnte nachgewiesen werden, dass sich bei Anlegen eines OP-Mundschutzes Aktivitäten bis in den MBq-Bereich sammelten. Filteranalysen bei Atmung mit und ohne Mundschutz wiesen den außergewöhnlich hohen Rückhaltegrad des Mundschutzes aus. Aus diesem Grunde wurde das Tragen des Mundschutzes für die Patienten zur einfachen Strahlenschutzmaßnahme. Im ersten Quartal 2007 wurden Messwerte beim Pflegepersonal im Frühdienst aufgezeichnet, die mit denen aus dem Jahr 2006 korrespondierten (Abbildung 2). Die Strahlenschutzmaßnahme „Mundschutz" bis 9 Stunden nach Applikation erstreckte sich auf die Zeit des II. Quartals 2007. In der Tendenz ist eine Halbierung der Werte für die Inkorporation festzustellen. Auch am zweiten Therapietag werden noch messbare Aktivitäten über die Atemluft des Patienten ausgeschieden. Ab dem 01.07.2007 wurde angeordnet, auch am zweiten Therapietag den Mundschutz über 10 Stunden zu tragen.

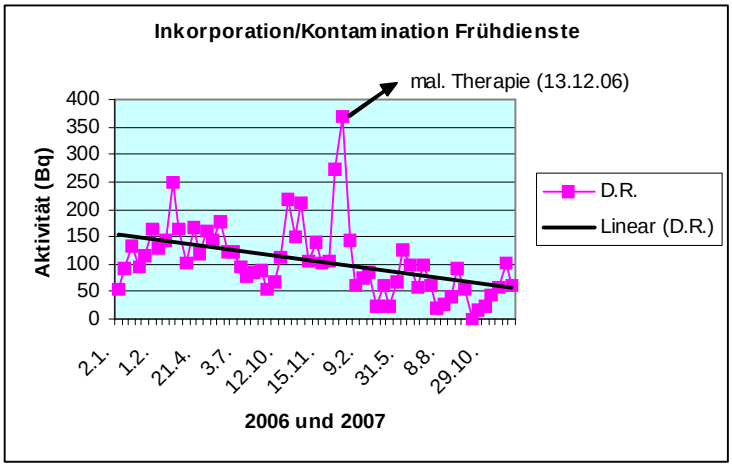


Abb. 2: *Messwerte nur nach Frühdiensten, Pflege-personal in 2006 und 2007, 13.12.2006 maligne Therapie[3]*

Obwohl regelhaft Unterschiede im Abatmungsverhalten in Abhängigkeit der Erkrankung und der Speicherfähigkeit der Schilddrüse gegenüber I-131 nachweisbar und logisch sind, erfolgt eine Gleichbehandlung aller Patienten zum Tragen des Mundschutzes. Natürlich werden Ausnahmen zugelassen. Auch gibt es nur eine sporadische Kontrolle zum Trageverhalten. Wir können davon ausgehen, dass mehr als 80% der Patienten den Mundschutz nach Anordnung getragen haben. Im III. Quartal fanden wir nur noch in Einzelfällen Kontaminationen >150Bq an der Dienstkleidung des Pflegepersonals. Dabei konnte meist ein Bezug zum einzelnen Patienten als Quelle hergestellt werden.
Vergleicht man die Messdaten der Jahre 2006 und 2007 miteinander, lassen sich folgende Aussagen ableiten:
Im Mittel betragen die Werte für die Inkorporation im Jahre 2006 für die Tätigkeiten während des Frühdienstes 130Bq. Teilweise sind die Werte nach Dekontamination einbezogen worden (erster Messwert >300Bq). Im Jahre 2007 finden wir nur in Einzelfällen Werte um 130Bq, dabei ist die mögliche Kontamination immer einbezogen. Im Mittel registrieren wir im II. Quartal 70Bq, im IV. Quartal (nach Dekontamination) etwa 50Bq. Die Erkennungsgrenze liegt bei rund 100Bq. Dabei ist festzustellen, dass Pflegepersonen, die nur im Frühdienst tätig sind, etwas höhere Werte aufweisen, als die Pflegepersonen, die alle Dienste ausführen. Das Gleiche trifft auch sinngemäß für das Hauspersonal zu, welches nur im Frühdienst und Spätdienst tätig ist.
Bei Tätigkeiten an Radiojodtherapiepatienten kommt es mit großer Wahrscheinlichkeit nicht zu einer einmaligen Inkorporation. Wir werden vielmehr mit mehreren kleinen Inkorporationen pro Tag zu rechnen haben, deren Höhe natürlich von Parametern wie Applikationsaktivität, Therapietag, Jod-Uptake und Erkrankungsart abhängt. Das wird beim

Pflegepersonal aber nur deutlich im Jahre 2006, beim Hauspersonal ist dieser Vorgang auch für das 1. Halbjahr 2007 zu belegen

Die Frühdienstdaten des 1. Halbjahres 2006 lassen vom Prinzip einen Grenzwert erkennen, der bei etwa 130Bq liegt. Ein Grenzwert wird deshalb erreicht, weil sich unterschiedliche Dienste mit geringerem Inkorporationsrisiko abwechseln (s. Abbildung 1).

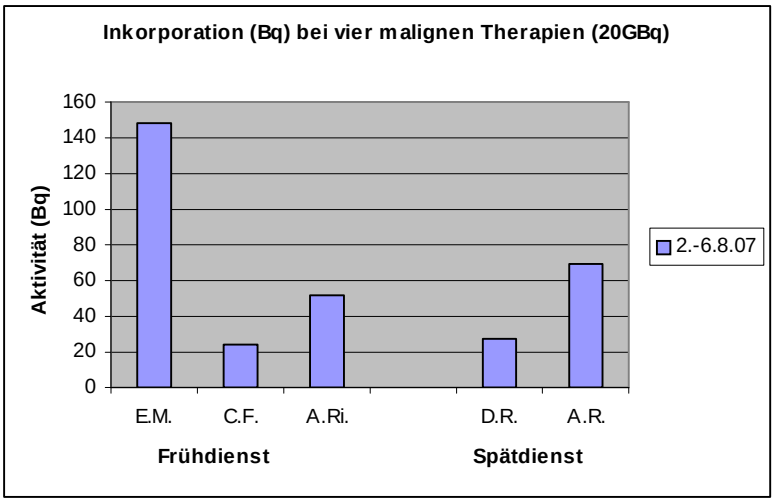


Abb. 3: *Inkorporation im Zeitraum 2. bis 6.8.07 (vier Therapien mit insgesamt 20GBq), mit Strahlenschutzmaßnahme*

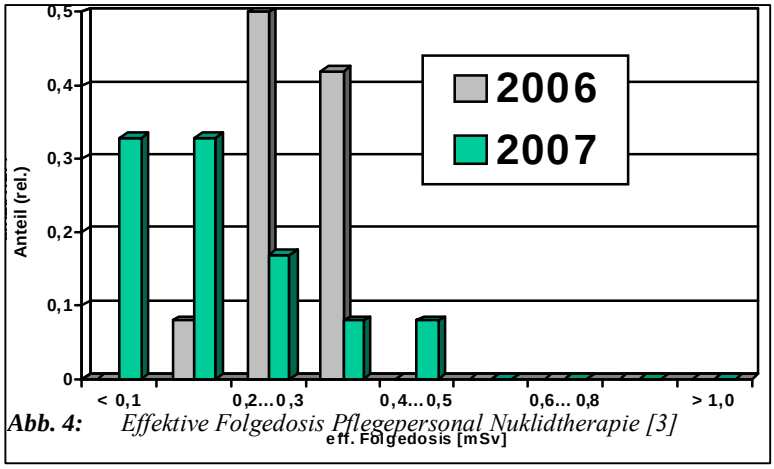


Abb. 4: *Effektive Folgedosis Pflegepersonal Nuklidtherapie [3]*

Der Grenzwert für den Frühdienst im Jahre 2007 ist nicht so deutlich zu erkennen, weil hier zwischenzeitlich Strahlenschutzmaßnahmen eingeführt worden sind. Im Mittel werden aber deutlich geringere Werte gemessen. Das Tragen eines Mundschutzes durch die Patienten an den ersten beiden Therapietagen führt zu einer deutlichen Verminderung der Inkorporationen beim Personal. Das zeigt sich besonders eindrucksvoll beim Vergleich der Abbildungen 1 und 3.

In Einzelfällen gelingt nun auch die Identifikation von Kontaminationen. Differieren die Einzeldaten der beiden Schilddrüsendetektoren trotz der Kalibrierung, liegt häufig eine leichte Kontamination der Haare vor. Das passiert dann, wenn mit den Gummihandschuhen unbewusst die Haare berührt werden. Eine vergleichbare Kontaminationsgefahr besteht im Patientenzimmer beim Hantieren mit Schreibgeräten und Telefonen. Auch diese von der Norm abweichenden Messwerte lassen sich aus dem Vergleich mit dem im Beckenbereich platzierten Detektorpaar erklären. Wiederholungsmessungen nach weiteren Dekontaminationen belegen die Vermutungen.

Bei den ab 10.10.07 durchgeführten Messungen in Privatkleidung finden wir für die Bewertung der Inkorporation von Jod-131 in der Schilddrüse Werte von 0 bis 70Bq. Die Nachweisgrenze von etwa 100Bq ist damit bereits deutlich unterschritten, die ausgewiesenen Werte unterliegen statistischen Schwankungen und widerspiegeln häufig den visuellen Eindruck aus dem Spektrum nicht mehr.

Die von der Inkorporationsmessstelle für das Land Sachsen in Rossendorf aus unseren übermittelten Inkorporationswerten berechnete effektive Folgedosis belegt ebenfalls die Wirksamkeit unserer Strahlenschutzmaßnahmen (Abbildung 4). Die effektive Folgedosis für das Personal ist im Jahr 2007 um rund 1/3 niedriger im Vergleich zu 2006 ausgefallen. Betrachtet man den Ansatz unserer Untersuchungen und die Datenerhebung, ist die erreichte

Reduzierung ein ganz ausgezeichnetes Ergebnis. Während ohne Strahlenschutzmaßnahme im Mittel bei einer malignen Therapie 250Bq als Inkorporation für den Frühdienst ausgewiesen werden mussten, liegt dieser Wert selbst bei mehreren etwa zeitgleichen malignen Therapien jetzt im Maximum bei 150Bq.

4. Zusammenfassung

Jod-131 wird von Schilddrüsentherapiepatienten über die Atemluft ausgeschieden. In die Atemluft gelangt das Jod über die Ausscheidungen aus den Speicheldrüsen. Durch Aerosolbildung wird es mit der Atemluft in die Raumluft der Patientenzimmer abgegeben und ist so Quelle für Inkorporationen beim Personal.
Die Aktivitätsabgabe der Patienten beginnt etwa zwei Stunden nach Aktivitätsapplikation, erreicht danach innerhalb von rund vier Stunden ein Maximum, um dann mit einer Halbwertszeit von ca. 15 Stunden wieder abzunehmen.
Die Speicheldrüsen können durch äußere Einflüsse zur verstärkten Sekretion angeregt werden. Das lässt sich durch unmittelbare Messungen am Filter nach beispielsweise Zitrusgabe nachweisen, kann aber auch mit nuklearmedizinischer Bildgebung belegt werden.
Ein OP-Mundschutz kann die Jodausscheidungen mindestens zu 2/3 zurückhalten. Jod-131 kann am Mundschutz nach mehrstündigem Gebrauch bis in den MBq-Bereich nachgewiesen werden. Eine Kontamination der Gesichtshaut durch den kontaminierten Mundschutz konnte bisher in keinem der nachfolgenden Szintigramme belegt werden.
Nach der Einführung der Strahlenschutzmaßnahme „Mundschutz für Patienten“ über einen Zeitraum von rund 30 Stunden nach der Aktivitätsgabe (außer Nachtstunden) reduziert sich die Inkorporation von Jod-131 beim Personal auf etwa 1/3 des Bezugswertes ohne Mundschutz. Die Inkorporationswerte beim Personal lassen jetzt nur noch in Ausnahmefällen den Einfluss maligner Therapien erkennen.
Die effektive Folgedosis infolge Inkorporation konnte für das Jahr 2007 gegenüber dem Jahr 2006 um mindestens 1/3 reduziert werden. Für das Jahr 2008 rechnen wir mit einer deutlich niedrigeren effektiven Folgedosis für unser Personal, weil die Datenerhebung sich wieder statistisch verteilen wird und nicht wie im Jahr 2007 am Erwartungswert hoher Messwerte orientiert ist.

5. Literaturverzeichnis

[1] Petzold, J.; Forschungsbericht „Bestimmung der Jod-131-Konzentrationen in der Raumluft der Patientenzimmer“, Aktenzeichen 13-8802.3528/55, Landesamt für Umwelt, Geologie und Landwirtschaft Dresden, 2008.

[2] Meyer, K.; Patientenspezifische Erfassung der Abgabe von Jod-131 über die Atemluft an die Raumluft und Konzipierung spezieller Strahlenschutzmaßnahmen für das Personal. Diplomarbeit Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg 2007.

[3] Petzold, J.; et.al. Bestimmung von 131-Jod-Inkorporationen beim Pflegepersonal einer nuklearmedizinischen Klinik. Strahlenschutzpraxis 4/2007. S. 50ff.

^{60}Co-KALIBRIERUNG - ANWENDUNG DES KALIBRIERFAKTORS $N_{D,w}$

^{60}Co CALIBRATION - APPLICATION OF THE CALIBRATION FACTOR $N_{D,w}$

C. Hranitzky[1)], H. Stadtmann[1)]

[1)] Seibersdorf Labor GmbH, Dosimetrie, 2444 Seibersdorf, Österreich

Zusammenfassung
Das Dosimetrielabor Seibersdorf führt als akkreditierte Kalibrierstelle ÖKD-13 Kalibrierungen von Dosimetern rückführbar auf die Österreichischen Primärnormale des Bundesamtes für Eich- und Vermessungswesen (BEV) und anerkannt von der European Cooperation for Accreditation (EA) und der International Laboratory Accreditation Cooperation (ILAC) durch. Das Messverfahren bei der Kalibrierung von Therapiedosimetern im Wasserphantom und die Kalibrierbedingungen für Bestrahlungs-, Umgebungs- und Geräteparameter werden erläutert. Die Bestimmung des Kalibrierfaktors für die Wasser-Energiedosis und weiterer Korrektionsfaktoren für luftoffene Ionisationskammern basiert auf Empfehlungen nationaler und internationaler Standards. Die korrekte Anwendung dieser Faktoren in der klinischen Dosimetrie werden in Hinblick auf die Neuauflage der ÖNORM S 5234-3 diskutiert.

Summary
The Dosimetry Laboratory Seibersdorf is performing dosemeter calibrations as an accredited calibration laboratory traceable to the Austrian primary standards and recognized by the European and international accreditation cooperation. The measurement methods and the reference conditions for therapy dosemeter calibrations in a water phantom regarding irradiation conditions, environmental conditions, and device related parameters are described in detail. The calibration protocol for determining absorbed dose to water calibration factors and related correction factors is based on recommendations of national and international dosimetry standards. Important issues for the correct application of those factors in clinical dosimetry protocols are discussed with regard to the new standard ÖNORM S 5234-3.

Schlüsselwörter: *Therapiedosimeter, Ionisationskammer, Kalibrierung, Wasser-Energiedosis*
Keywords: *radiotherapy dosimeter, ionization chamber, calibration, absorbed dose to water*

1. Einleitung

Bei der Kalibrierung wird unter festgelegten Bedingungen eine Zuordnung zwischen dem angezeigten Wert und dem zugehörigen „richtigen“ („wahren“) Wert einer Messgröße bestimmt. Bei Dosimetern mit Ionisationskammern wird der gemessene Ionisationsstrom (bei Therapiedosimetern typischerweise im Bereich 10 pA bis 1 nA) bzw. die über die Zeit integrierte Ladungsmenge durch einen vom Hersteller im Gerät justierten oder gespeicherten Kalibrierkoeffizienten (Kammerfaktor, z.B. Einheit Gy/C) in der „Dosis“ Messgröße dargestellt. Die Bestimmung des aktuellen (dimensionslosen) Kalibrierfaktors durch eine international anerkannte Kalibrierstelle erlaubt dem Anwender bzw. der Anwenderin die „Korrektur“ der Anzeigewerte durch Multiplikation mit dem Kalibrierfaktor und damit die internationale Anerkennung und Vergleichbarkeit seiner Messwerte.

1.1 Messgröße Wasser-Energiedosis

Die Maßeinheit der Messgröße Energiedosis hat den besonderen Namen Gray (Gy) und wird aus 1 Gy = 1 J · kg^{-1} nach dem Maß- und Eichgesetz BGBl. Nr. 152/1950 (MEG) [1] abgeleitet. In Österreich ist das Bundesamt für Eich- und Vermessungswesen (BEV) [2] nach dem MEG verantwortlich für die nationalen Etalons (Messnormale, z.B. Primärstandards von höchster Genauigkeit) zur Darstellung der gesetzlichen Maßeinheiten und zur Sicherstellung der internationalen Gleichwertigkeit. Das österreichische Normal für die Messgröße Wasser-Energiedosis bei hochenergetischer Photonenstrahlung ist das im Forschungszentrum Seibersdorf entwickelte Graphit-Kalorimeter [3]. Der Anschluss an die internationalen Etalons erfolgt durch das gegenseitige Anerkennungsübereinkommen „Mutual Recognition Arrangement“ (CIPM MRA) auf Basis der Meter-Konvention mit der Durchführung von Messvergleichen nationaler Metrologieinstitute über das Internationale Büro für Gewichte und Maße (BIPM) [4] in Paris. Die Rückführbarkeit (en: traceability) eines Therapiedosimeters bedeutet damit, dass die internationale Anerkennung eines Messwertes durch die Kalibrierkette, von der Basis der nationalen Kalibrierstellen und Sekundärstandard-Dosimetrielaboratorien über die nationalen Metrologieinstitute bis zum BIPM an der Spitze, gesichert ist.

1.2 Therapiedosimeter

Ein Therapiedosimeter besteht aus einem Anzeigegerät (Elektrometer) und einer Ionisationskammer, die vom Anwender (Medizinphysiker, Dosimetrist) am Messort im Strahlungsfeld einer Strahlentherapie-Anlage positioniert wird. Weiteres Zubehör (Messkabel, Phantom, Halterungen, etc.), auf Normale rückführbare Messmittel (Maßstäbe, Thermometer, Barometer, etc.) und die Einhaltung der Vorschriften der Gebrauchsanweisung des Herstellers sind für die Bestimmung möglichst genauer Dosismesswerte erforderlich. Die Mindestanforderungen der Leistungsmerkmale von Therapiedosimetern sind in der Norm ÖVE/ÖNORM EN 60731:2007 [5] entsprechend IEC 60731:1997 festgelegt, in der Gebrauchsanweisung oder in Prüfprotokollen können aber abweichende Spezifikationen enthalten sein. Leistungsmerkmale und deren höchst-zulässige relative Änderungen (Garantiefehlergrenzen) betreffen z.B. Leckstrom, Langzeitstabilität, Linearitätsabweichung, Ansprechzeit, Bestrahlungsnachwirkung, Energieabhängigkeit und Richtungsabhängigkeit. Die Berücksichtigung dieser Einflussgrößen in Abhängigkeit von den jeweiligen Messbedingungen in Form von Korrektionsfaktoren und/oder Messunsicherheitsbeiträgen muss vom Anwender in seinem Dosimetrie-Protokoll auf der Grundlage eines nationalen oder internationalen Dosimetrie-Standards berücksichtigt werden.

2. Kalibrierung von Therapiedosimetern

In Österreich zugelassene Therapiedosimeter bzw. seit 1998 als Medizinprodukt gemäß Medizinproduktegesetz BGBl. Nr. 657/1996 (MPG) in Verkehr gebrachte Therapiedosimeter müssen nach MEG bei Verwendung oder Bereithaltung alle zwei Jahre nachgeeicht werden. Mit der eichtechnischen Prüfung wird die Einhaltung der Eichfehlergrenzen für die maximal erlaubte Abweichung der Messwertanzeige unter Bezugsbedingungen bestätigt, z.B. 5% bei Therapiedosimetern für die Messgröße Wasser-Energiedosis. Die korrekte Anwendung eines aktuellen Kalibrierfaktors und weiterer Korrektionsfaktoren entsprechend einem modernen Dosimetrie-Standard erlaubt dem Anwender die Bestimmung der Dosis mit deutlich geringerer Messunsicherheit gegenüber den Eichfehlergrenzen.

2.1 ÖKD Kalibrierstelle

Das Dosimetrielabor Seibersdorf [6] ist seit 1978 mit diversen Röntgen- und Gamma-Bestrahlungsanlagen auf dem Gebiet der Therapie-, Diagnostik- und Strahlenschutz-Dosimetrie tätig und seit Juni 2009 zur Seibersdorf Labor GmbH [7] zugehörig, einem Tochterunternehmen des Austrian Institute of Technology (AIT). Das Dosimetrielabor Seibersdorf ist eine nach MEG und Kalibrierdienstverordnung durch das Bundesministerium für Wirtschaft, Familie und Jugend (BMWFJ) akkreditierte Kalibrierstelle des Österreichischen Kalibrierdienstes (ÖKD) [8]. Als Kalibrierstelle ÖKD-13 werden im Dosimetrielabor Kalibrierungen entsprechend dem Akkreditierungsbescheid und Akkreditierungsumfang [6] rückführbar auf die Österreichischen Primärnormale des BEV und anerkannt von der European Cooperation for Accreditation (EA) [9] und der International Laboratory Accreditation Cooperation (ILAC) [10] durchgeführt. Die Überwachung der Tätigkeit der Kalibrierstelle erfolgt durch Audits durch das BMWFJ basierend auf dem Qualitätsmanagementsystem des Labors nach ÖVE/ÖNORM EN ISO/IEC 17025:2005 [11]. Seit 2006 unterliegt das Labor im Rahmen der Tätigkeit als akkreditierte Eichstelle zusätzlichen Kontrollen durch BMWFJ und BEV. Das Dosimetrielabor Seibersdorf ist weiters ein Sekundärstandard-Dosimetrielabor (SSDL) des internationalen IAEA/WHO Netzwerks für SSDLs [12] und nimmt regelmäßig am IAEA „TLD Postal Dose Quality“ Audit teil.

2.2 Referenzwert und Bezugsbedingungen

Die Kalibrierung von Therapiedosimetern erfolgt an einer adaptierten ^{60}Co Teletherapieanlage (AMS 3802 Picker) mit horizontaler Zentralstrahlachse im abgeschirmten Messraum „Bunker“. Die Bestimmung des Referenzwertes der Messgröße Wasser-Energiedosis D_w bzw. Wasser-Energiedosisleistung dD_w/dt für das ^{60}Co Gamma-Strahlungsfeld erfolgt aus dem jeweils aktuellen BEV Kalibrierschein mit entsprechender Halbwertszeitkorrektur. Die Einflussgrößen (Bestrahlung-, Umgebungs- und Geräteparameter) und die nach ÖNORM S 5234-3 [13] festgelegten Bezugsbedingungen bei der Kalibrierung von Therapiedosimetern lauten:

- ✓ **Strahlenqualität:** ^{60}Co Gammastrahlung
- ✓ **Abstand Quelle zu Messort:** 100 cm
- ✓ **Feldgröße im Referenzabstand:** 10 cm x 10 cm
- ✓ **Dosisleistung am Messort:** aktuell 3,5 mGy/s (im Kalibrierschein angegeben)
- ✓ **Phantom:** Wasserphantom 30 cm x 30 cm x 30 cm
- ✓ **Positionierhilfe:** wasserdichte PMMA Schutzhülse 1 mm Wandstärke
- ✓ **Messtiefe im Phantom:** 5 cm wasseräquivalent
- ✓ **Kammerpositionierung:** Kammerbezugspunkt am Messort, ABER bezüglich effektiven Messort korrigiert
- ✓ **Kammerbezugspunkt von Kompaktkammern:** an der Mittelachse
- ✓ **Kammerbezugspunkt von Flachkammern:** Eintrittsfenstermitte innen
- ✓ **Orientierung der Kammer:** Vorzugsrichtung-Markierung quellenseitig
- ✓ **Kammertemperatur T_0:** 20°C (15°C bis 25°C)
- ✓ **Luftfeuchtigkeit:** 50% (30% bis 70%)
- ✓ **Luftdruck p_0:** 101,325 kPa
- ✓ **Kammerspannung/Polarität:** laut Herstellerangabe (im Kalibrierschein angegeben)
- ✓ **Kammerfaktor (Kalibrierkoeffizient Gy/C):** laut Hersteller (im Schein angegeben)
- ✓ **Anzeigegrät- und Kammerhandhabung:** Systemtests, Selbstablaufkorrektur, Vorbestrahlung, Temperierung, etc. laut Herstellerangaben

2.3 Kalibrierfaktor und Kalibrierverfahren

Der Kalibrierfaktor für eine Anzeigegerät-Ionsationskammer-Kombination $N_{D,w}$ (siehe Gl. 1) wird für den effektiven Messort der Ionisationskammer aus der mittleren, integrierten Messwertanzeige M unter Bezugsbedingungen und dem aktuellen Referenzwert der Wasser-Energiedosisleistung dD_w/dt bestimmt. Das Wasserphantom besitzt ein PMMA Eintrittsfenster, das mit seiner wasseräquivalenten Wandstärke von 2,8 mm bei der Kammer-Positionierung in der Bezugswassertiefe von 5 cm entsprechend berücksichtigt wird. Wie in der Auflistung der Bezugsbedingungen beschrieben, wird die Ionisationskammer bei der Kalibrierung nicht am effektiven Messort „verschoben" positioniert, sondern mit einem Verschiebungskorrektionsfaktor $p_{dis}(^{60}Co)$ korrigiert. Die Verschiebung des effektiven Messortes gegenüber dem Bezugspunkt wird nach ÖNORM S 5234-3 [13] als halber Radius des Kammer-Messvolumens angenommen.

$$N_{D,w} = \frac{dD_w}{dt} \cdot t \cdot \frac{1}{k_\rho \cdot p_{dis} \cdot (M - M_0)} \qquad (1)$$

M_0 Leerwertanzeige, ohne Bestrahlung
t Integrationszeit, z.B. 60 s
k_ρ Luftdichtekorrektur $k_\rho = (p_0/p) \cdot (273{,}15 + T)/293{,}15$
T, p Temperatur [°C], Luftdruck möglichst nahe der Kammer
p_{dis} Korrektur der effektiven Messortverschiebung
bei Kompaktkammern: $p_{dis}(^{60}Co) = 1 - 0{,}006 \cdot r/2$
r Radius des Kammervolumens [mm],
z.B. Farmer- oder Schlauchkammer: $r = 3{,}1$ mm $p_{dis}(^{60}Co) = 0{,}991$

Der Kalibrierfaktor bezogen auf den Bezugspunkt der Kammer, z.B. nach Deutschem Standard DIN 6800-2:2008 [14] oder nach dem internationalen Code of Practice der IAEA TRS-398:2000 [15], kann durch das Produkt $N_{D,w} \cdot p_{dis}(^{60}Co)$ bestimmt werden. Die einfache Standardunsicherheit von $N_{D,w}$ beträgt ca. 0,7% und wird nach EA [9] als zweifache Standard-unsicherheit (Erweiterungsfaktor k = 2) im Kalibrierschein angegeben. Eine Beschreibung der Messunsicherheitsanalyse und eine detaillierte Aufstellung der Messunsicherheitsbeiträge sind für eine zukünftige Publikation angedacht.

2.4 Korrektionsfaktoren im Rahmen der Kalibrierung

Der Kalibrierfaktor $N_{D,w}$ gilt für die angegebenen Bezugsbedingungen und damit für die vom Gerät bzw. Hersteller vorgegebene Kammerspannung und deren Polarität (ein typischer Wert ist +400 V). Nach den modernen Dosimetrie-Standards sollte der Anwender nicht nur bei derselben Einstellung seine Messungen durchführen, sondern einen Korrektionsfaktor für den Polaritätseffekt berücksichtigen (um polaritäts-unabhängige Beiträge von Störströmen im Messwert zu eliminieren). Die Korrektur der unvollständigen Sättigung (der Verlust an Messstromsignal durch Rekombinationen erzeugter Ladungsträger im Messvolumen, bevor diese zu den Messelektroden der Kammer gelangen) kann bei der ^{60}Co Kalibrierung durch die kontinuierlich applizierte (nicht-gepulste) und relativ niedrige Dosisleistung vernachlässigt werden. Die Störungsfaktoren für den Polaritätseffekt $p_{Pol}(^{60}Co)$ (Gl. 2) und den Sättigungseffekt $p_S(^{60}Co)$ (Gl. 3) können im Rahmen einer Kalibrierung optional bestimmt werden. Dies erlaubt dem Anwender die korrekte Bestimmung der Korrektionsfaktoren über die Beziehung $k_{Pol} = p_{Pol}(Q) / p_{Pol}(^{60}Co)$ bzw. $k_S = p_S(Q) / p_S(^{60}Co)$ in seinem Strahlungsfeld

mit Strahlungsqualitätsindex Q und damit eine unter Umständen deutliche Verringerung der Messunsicherheit (die Bestimmung der Anzeigeänderungen bei geänderter Polarität und/oder reduzierter Kammerspannung wird für die Funktionsprüfung einer Ionisationskammer empfohlen).

$$p_{\mathrm{Pol}}(^{60}\mathrm{Co}) = \frac{|M_1| + |M_2|}{2 \cdot |M_1|} \tag{2}$$

$$p_{\mathrm{S}}(^{60}\mathrm{Co}) = \frac{\frac{V_1^2}{V_3^2} - 1}{\frac{V_1^2}{V_3^2} - \frac{M_1}{M_3}} \tag{3}$$

Für die Polaritätskorrektion bei der Kalibrierstrahlenqualität ^{60}Co werden die Messwertanzeige M_1 bei der Kammerspannung V_1 mit Bezugspolarität und die Messwertanzeige M_2 bei der Kammerspannung $V_2 = -V_1$ mit entgegen gesetzter Polarität bestimmt. Für die Sättigungskorrektion wird die Messwertanzeige M_3 bei reduzierter Kammerspannung $V_3 \leq \frac{1}{3} \cdot V_1$ bestimmt. Die Messwertanzeigen werden bezüglich Luftdichte und Leerwertanzeige korrigiert.

3. Anwendung des Kalibrierfaktors und weiterer Korrektionsfaktoren

Die korrekte Anwendung des Kalibrierfaktors und weiterer Korrektionsfaktoren in der klinischen Dosimetrie ist abhängig vom Dosimetrie-Protokoll der Medizinphysiker bzw. vom zu Grunde gelegten Dosimetrie-Standard. Im Folgenden wird die Anwendung in der Dosimetrie hochenergetischer Photonen für die in Kürze neu aufgelegte ÖNORM S 5234-3 [13] zusammenfassend beschrieben, wobei Unterschiede zur DIN [14] erläutert werden.

3.1 Anwendung des Kalibrierfaktors

In der ÖNORM wird in Übereinstimmung mit der DIN die Positionierungsvorschrift für den Anwender am effektiven Messort (das bedeutet, den Bezugspunkt der Kompaktkammer um den halben Kammerinnenradius $r/2$ tiefer als die Messtiefe im Wasserphantom zu positionieren) empfohlen. Der Radius r ist der Gebrauchsanweisung des Herstellers bzw. der Neuauflage der ÖNORM zu entnehmen. Damit entfällt mit dem Kalibrierschein des Dosimetrielabors die Anwendung eines Verschiebungskorrektionsfaktors ($k_{\mathrm{r}} = 1$). Im Anhang der ÖNORM sind die Zusammenhänge zwischen Kalibrierung und Messung in Abhängigkeit von der Positionierung der Ionisationskammer (Bezugspunkt oder effektiver Messort) anschaulich in Bildern dargestellt. Der Verschiebungskorrektionsfaktor k_{r} ist gegebenenfalls mit den Verschiebungsstörungsfaktoren $p_{\mathrm{dis}}(\mathrm{Q}) = 1 - \delta \cdot r/2$ und/oder $p_{\mathrm{dis}}(^{60}\mathrm{Co})$ zusätzlich zum Kalibrierfaktor anzuwenden (δ ist der Betrag der relativen Tiefendosis der Anwender Strahlungsqualität Q am Messort).

3.2 Anwendung weiterer Korrektionsfaktoren

Der Luftdichtekorrektionsfaktor k_{ρ} ist bei jeder Messung entsprechend den Umgebungsbedingungen in der Nähe der Ionisationskammer anzuwenden (thermisches Gleichgewicht zwischen Kammer und Umgebung ist vor der Messungen abzuwarten). Die Messwertanzeige kann ohne Luftdichtekorrektion einige Prozent vom korrigierten Wert abweichen. Der Sättigungskorrektionsfaktor k_{S} ist bei hochenergetischer, gepulster Photonenstrahlung eines Linacs mit hohen mittleren Dosisleistungen bzw. Dosis pro Puls Werten empfohlen. Mehrere

Berechnungsmethoden sind in der ÖNORM angegeben, wobei zum Teil Informationen wie die Pulsfrequenz bekannt sein müssen. Die Anwendung des Polaritätskorrektionsfaktors k_{Pol} ist bei speziellen Messbedingungen angeraten, z.B. bei Mikro- oder PinPoint-Kammern in Abhängigkeit von der Messtiefe und Feldgröße. Der Strahlenqualitätskorrektionsfaktor k_Q ist abhängig vom Strahlenqualitätsindex Q und vom Kammertyp aus der entsprechenden ÖNORM Tabelle zu entnehmen bzw. für Zwischenwerte linear daraus zu interpolieren. Die angegebene Standardunsicherheit von k_Q liefert mit 1% den größten Anteil zur Gesamtmess-unsicherheit. Nicht-Referenzbedingungen sollen vom Anwender durch Korrektionsfaktoren k_{NR} oder durch entsprechende Unsicherheitsbeiträge in der empfohlenen Messunsicherheits-abschätzung miteinbezogen werden. Möglich Effekte sind bedingt durch Abweichungen in der Positionierung, der Feldgröße, der Kammerausrichtung, der Temperatur oder durch Linearitätsabweichungen durch Verwenden unterschiedlicher Dosisleistungen oder Messbereiche. Geringe Effekte auf die Messwertanzeige < 0,1% sind vernachlässigbar.

4. Literaturverzeichnis mit Internet Adressen

[1] www.ris.bka.gv.at/GeltendeFassung.wxe?Abfrage=Bundesnormen&Gesetzesnummer=10011268

[2] www.metrologie.at

[3] www.nucleide.org/ADAKPS_WS/Session%20C%20-%20Graphite%20Calorimetry%20I/C7_Pa-Baumgartner.pdf

[4] www.bipm.org/en/bipm

[5] ÖVE/ÖNORM EN 60731 (2007): Medizinische elektrische Geräte – Dosimeter mit Ionisations-kammern zur Anwendung in der Strahlentherapie. Österreichisches Normungsinstitut, Wien

[6] www.dosimetrielabor.at

[7] www.seibersdorf-laboratories.at

[8] www.bmwfj.gv.at/BMWA/Schwerpunkte/Unternehmen/Metrologie/AkkreditEichstellen/default.htm

[9] www.european-accreditation.org, EA-4/02: Uncertainty of Measurements in Calibration, 1999

[10] www.ilac.org

[11] ÖVE/ÖNORM EN ISO/IEC 17025 (2005): Allgemeine Anforderungen an die Kompetenz von Prüf- und Kalibrierlaboratorien. Österreichisches Normungsinstitut, Wien

[12] http://www-naweb.iaea.org/nahu/dmrp/ssdl.asp

[13] ÖNORM S 5234-3 (2001): Klinische Dosimetrie - Ionisationskammerdosimetrie. Österreichisches Normungsinstitut, Wien. Neuauflage 2009 geplant

[14] DIN 6800-2 (2008): Dosismessverfahren nach der Sondenmethode für Photonen- und Elektronenstrahlung – Teil 2: Dosimetrie hochenergetischer Photonen- und Elektronenstrahlung mit Ionisationskammern. Deutsches Institut für Normung e.V, Beuth Verlag GmbH, Berlin

[15] IAEA TRS-398 (2000): Absorbed dose determination in external beam radiotherapy: An international code of practice for dosimetry based on standards of absorbed dose to water. ISSN 1011-4289, International Atomic Energy Agency, Wien

L – Leben mit Strahlung

STRAHLENSCHUTZ IN DER BEMANNTEN WELTRAUMFAHRT

RADIATION PROTECTION FOR HUMAN SPACEFLIGHT

M. Hajek[1)]

[1)]Atominstitut, Technische Universität Wien, Österreich

Zusammenfassung
Die kosmische Strahlenexposition ist eines der wesentlichsten mit der bemannten Erforschung des Weltraumes verbundenen Risiken. Mit Ausnahme der Prinzipien der Rechtfertigung und Optimierung (ALARA) sind die Konzepte des terrestrischen Strahlenschutzes für die bemannte Weltraumfahrt nur bedingt anwendbar, da bis jetzt nur wenige experimentell gesicherte Daten über die biologische Wirksamkeit schwerer Ionen und die Dosisverteilung im menschlichen Körper vorliegen. Anstatt die jährlichen Dosisgrenzwerte für Arbeitskräfte am Boden auch auf Astronauten anzuwenden, deren Karrieren von vergleichsweise kurzer Dauer sind, wird das gesamte Lebenszeitrisiko als Maßstab herangezogen. Für Langzeitmissionen außerhalb des Erdmagnetfeldes wurde das akzeptable Risiko noch nicht definiert, da nicht genügend Informationen verfügbar sind, um das Risiko von Effekten auf das Zentralnervensystem sowie von potentiellen nicht-kanzerogenen Strahlenschäden abzuschätzen.

Summary
Cosmic radiation exposure is one of the most significant risks associated with human space exploration. Except for the principles of justification and optimization (ALARA), the concepts of terrestrial radiation protection are of limited applicability to human spaceflight, as until now only few experimentally verified data on the biological effectiveness of heavy ions and the dose distribution within the human body exist. Instead of applying the annual dose limits for workers on ground also to astronauts, whose careers are of comparatively short duration, the overall lifetime risk is used as a measure. For long-term missions outside Earth's magnetic field, the acceptable level of risk has not yet been defined, since there is not enough information available to estimate the risk of effects to the central nervous system and of potential non-cancer radiation health hazards.

Schlüsselwörter: *Kosmische Strahlung, Weltraumfahrt, Strahlenrisiko*
Keywords: *Cosmic radiation, spaceflight, radiation risk*

1. Einleitung

Auf Langzeitraumflügen zur Erforschung benachbarter Himmelskörper werden Astronauten Strahlenpegeln ausgesetzt sein, die um ein Vielfaches die Dosisgrenzwerte für Arbeitskräfte am Erdboden überschreiten. Die kosmische Strahlung wird aus galaktischen und solaren Quellen gespeist. Das Ende von Sternen in Supernova-Explosionen, die Kollision von Galaxien und weitere Prozesse führen zur Fusion schwerer Atomkerne, wie Kohlenstoff, Sauerstoff und Eisen, bis hin zum Uran, die durch instationäre Magnetfelder stufenweise auf unvorstellbare Energien von bis zu 10^{20} eV beschleunigt werden [1] und die galaktische kosmische Strahlung (*galactic cosmic radiation*, GCR) bilden. Die Spektren dieser Strahlung (Abb. 1) sind der Modulation durch den 11-jährigen Zyklus der Sonnenaktivität unterworfen. Die hohe

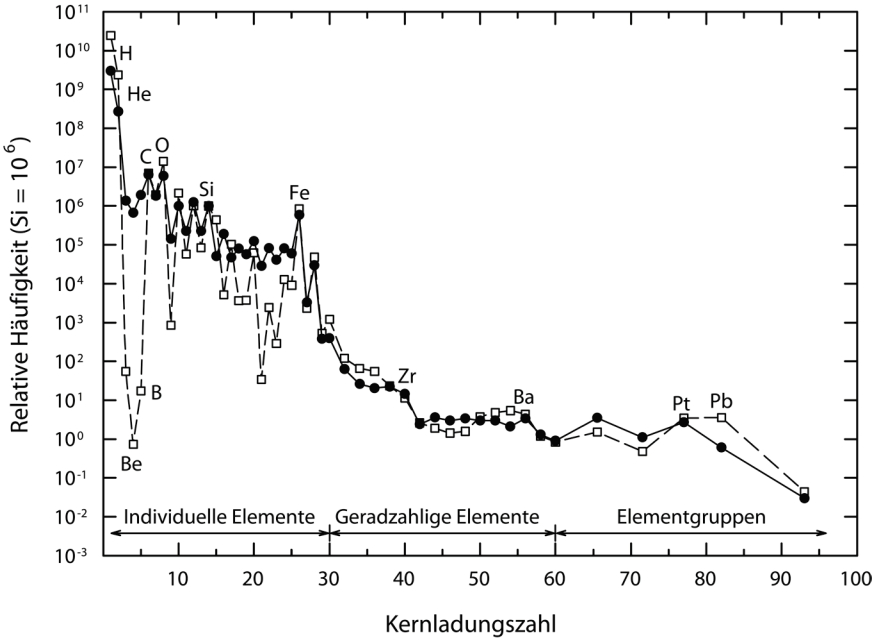


Abb. 1: Die Zusammensetzung der galaktischen kosmischen Strahlung (●) zeigt viele Parallelen zur Elementhäufigkeit im Sonnensystem (□). Auffällige Abweichungen treten bei den Elementen Lithium, Beryllium und Bor, die durch Fragmentation schwerer Kerne entstehen, sowie bei Kernladungszahlen Z > 26 (Eisen) auf. Die vergleichsweise größere Häufigkeit einiger schwerer Elemente liefert wertvolle Hinweise auf die Entstehung galaktischer Strahlung in Supernova-Explosionen und Kollisionen von Galaxien. Numerische Daten aus [2, 3].

Intensität des Sonnenwindes, eines Plasmastromes hochionisierter Teilchen mit Geschwindigkeiten von 200 km/s bis 900 km/s [4], zu Zeiten eines solaren Aktivitätsmaximums bewirkt eine Verstärkung der interplanetaren Magnetfelder und somit eine teilweise Abschirmung der galaktischen Strahlungskomponente [5]; umgekehrt ergibt sich während eines solaren Minimums ein höherer galaktischer Teilchenfluss. Mit dem Überbegriff „solare Teilchenereignisse“ (*solar-particle events*, SPE) werden sporadische Eruptionen aus der Chromosphäre und Korona der Sonne bezeichnet, die sich überwiegend aus Protonen und Elektronen, aber auch schwereren Kernen und elektromagnetischen Wellen im Röntgen- und Radiofrequenzbereich zusammensetzen [6]. Durch die vom Sonnenwind transportierten zeitlich veränderlichen Magnetfelder im interplanetaren Raum werden die geladenen Teilchen weiter beschleunigt und können Energien von mehreren hundert MeV pro Nukleon erreichen.

Im Einflussbereich des Erdmagnetfeldes werden die geladenen Teilchen der kosmischen Strahlung sowie ihre atmosphärische Albedo in zwei annähernd torusförmigen Zonen, den Strahlungsgürteln, gespeichert. In erster Näherung entspricht das heutige Feld einem geozentrischen, um etwa 11° gegen die Rotationsachse geneigten Dipol, dessen geomagnetische Pole im nördlichen Kanada und südlich von Australien liegen. Die geladenen Teilchen bewegen sich entsprechend der Lorentz-Kraft auf Spiralbahnen zwischen den magnetischen Spiegelpunkten der nördlichen und südlichen Hemisphäre hin und her, wo die Geschwindigkeitsvektoren senkrecht auf die Magnetfeldrichtung stehen [7]. Markante Abweichungen von der Dipolgeometrie infolge höherer Momente des erdmagnetischen Innenfeldes äußern sich in einem ausgedehnten Feldstärkeminimum nahe der südamerikanischen Ostküste. Dieser Bereich der Südatlantischen Anomalie (SAA), in dem der innere, von hochenergetischen Protonen dominierte Strahlungsgürtel bis zu 250 km an die Erdoberfläche heranreicht, wird von erdnahen Raumstationen und Satelliten mehrmals täglich durchquert.

2. Strahlenschutzempfehlungen für den erdnahen Bereich

Die Entwicklung von Strahlenschutzempfehlungen für Astronauten spiegelt den aktuellen Stand des Wissens über das Strahlenrisiko wider. Die von UNSCEAR [8] und BEIR [9] veröffentlichten und in die Empfehlungen der ICRP [10] aufgenommenen Risikobewertungen beruhen hauptsächlich auf der Krebsinzidenz und -mortalität bei den Überlebenden der Atombombenabwürfe von Hiroshima und Nagasaki [11]. Da bis jetzt nur wenige experimentell gesicherte Daten über die biologische Wirksamkeit schwerer Ionen und die Dosisverteilung im menschlichen Körper vorliegen, sind mit Ausnahme der Prinzipien der Rechtfertigung und Optimierung unter dem Gesichtspunkt sozioökonomischer Faktoren (ALARA) die Konzepte des terrestrischen Strahlenschutzes für die bemannte Weltraumfahrt nur bedingt anwendbar. Die empfohlenen Dosisgrenzwerte wurden im Hinblick auf eine Vermeidung deterministischer Strahlenwirkungen und eine Reduktion des Risikos stochastischer Effekte auf ein akzeptables Maß definiert. Astronauten sind im Allgemeinen über einen relativ kurzen Karrierezeitraum einer deutlich höheren Dosisleistung ausgesetzt als beruflich strahlenexponierte Personen auf der Erde, wobei die resultierende Lebensdauerdosis allerdings durchaus vergleichbar sein kann. Um diesem Aspekt Rechnung zu tragen, wird das gesamte Lebenszeitrisiko als Maßstab herangezogen, anstatt die jährlichen Dosisgrenzwerte für Arbeitskräfte am Boden auch auf Astronauten anzuwenden.

Aufgrund der Schutzwirkung der Magnetosphäre und des Erdschattens sind die Raumfahrer bei erdnahen Orbitalflügen nicht den vollen Intensitäten der GCR- und SPE-Spektren ausgesetzt. Im Bereich der geomagnetischen Pole treten jedoch für Umlaufbahnen mit größerer Inklination erhöhte Flussdichten der galaktischen kosmischen Strahlung auf. An Bord der Internationalen Raumstation (*International Space Station*, ISS), deren Orbit um 51,6° gegen den Äquator geneigt ist, beträgt die typische Äquivalentdosisleistung zwischen 0,5 mSv/d und 1,2 mSv/d [12, 13]. Davon entfallen rund 75 % auf den Beitrag der GCR; die restlichen 25 % sind auf Protonen beim Durchqueren der Südatlantischen Anomalie zurückzuführen. Neben der Raumschiffhülle stellt letztlich auch das Körpergewebe selbst eine zusätzliche Abschirmung dar, führt jedoch gleichfalls zur Produktion von Sekundärstrahlung wie z. B. Neutronen, deren biologische Wirksamkeit sogar größer als jene des Primärfeldes sein kann.

2.1 Grenzwerte für stochastische Effekte

Die Festlegung von Grenzwerten für stochastische Strahleneffekte bezieht sich auf das Risiko von fatalen Krebserkrankungen (solide Tumore und Leukämie) sowie genetischen Wirkungen. Konzentrierte sich der Strahlenschutz bis zur Apollo-Ära hauptsächlich auf die Vermeidung von Expositionen, welche die Leistungsfähigkeit der Astronauten unmittelbar beeinträchtigten, so ließen die ersten wirklichen Strahlenschutzempfehlungen des amerikanischen *Space Science Board* im Jahre 1970 eine Verdoppelung der Spontanrate[1)] von malignen Tumoren zu [14]. Das *National Council on Radiation Protection and Measurements* (NCRP) schlug im Jahre 1989 alters- und geschlechtsspezifische Dosisgrenzwerte vor, die sicherstellen sollten, dass nach einer zehnjährige Karriere die Lebenszeitwahrscheinlichkeit der Krebsmortalität den Durchschnittswert um nicht mehr als 3 % überschreitet [15]. Dieses bis heute als akzeptabel erachtete Risiko lässt sich mit durchschnittlich sicheren Berufsfeldern, wie z. B. der Landwirtschaft oder dem Baugewerbe, vergleichen. Es ist jedoch geringer als das Lebenszeitrisiko von ca. 5 %, welches sich ergäbe, würde man die derzeitig gültigen jährli-

[1)] In Industriestaaten beträgt die spontane Krebsrate durchschnittlich 20 %.

Tab. 1: Höchstzulässige effektive Dosis (E) für stochastische Strahlenwirkungen bei erdnahen Missionen. Die von NASA und JAXA festgelegten Grenzwerte sind alters- und geschlechtsspezifisch (männlich / weiblich).

NASA		Roscosmos	JAXA		CSA
Alter, a	*E*, mSv	*E*, mSv	Alter, a	*E*, mSv	*E*, mSv
25	0,7 / 0,4	1,0	25−29	0,6 / 0,6	1,0
35	1,0 / 0,6		30−35	0,9 / 0,8	
45	1,5 / 0,9		36−39	1,0 / 0,9	
55	2,9 / 1,6		≥ 40	1,2 / 1,1	

chen Dosisgrenzwerte für berufliche Strahlenexposition während der gesamten Karriere voll ausschöpfen. Die Anhebung der auf die Dosiseinheit bezogenen Risikofaktoren für fatale Krebserkrankungen durch UNSCEAR [8] und BEIR V [9] machte eine neue Festlegung der Grenzwerte der effektiven Dosis notwendig (Tab. 1). Diese erfolgte im NCRP Report 132 [16] unter Beibehaltung der zuvor beschriebenen Philosophie des akzeptablen Risikos für stochastische Effekte.

Die russische Raumfahrtbehörde *Roscosmos* erlaubt unabhängig von Alter und Geschlecht eine effektive Dosis von 500 mSv pro Jahr bzw. – in Einklang mit der *Canadian Space Agency* (CSA) – ein Karrierelimit von 1 Sv (Tab. 1) [17], da russische Studien ergeben haben, dass die Abnahme des Krebsrisikos mit dem Alter durch eine Zunahme der Wahrscheinlichkeit des Auftretens nicht-kanzerogener Strahlenschäden kompensiert wird. Der russische Karrieregrenzwert entspricht einem Überschussrisiko zwischen 4,6 % (Lebensalter zu Beginn der Karriere: 30 Jahre) und 2,4 % (50 Jahre). Die Grenzwertdefinitionen der *Japan Aerospace Exploration Agency* (JAXA) sind, wie die amerikanischen, alters- und geschlechtsspezifisch, unterscheiden sich jedoch in den zulässigen Werten der effektiven Dosis sowie der Altersstruktur (Tab. 1). Das zugehörige Überschussrisiko liegt meist bei 3 %, jedoch niemals bei mehr als 5 %. Die Europäische Weltraumagentur (ESA) bezieht sich in ihrem Strahlenschutzkonzept auf die ICRP Publikation 60 [10] bzw. die Richtlinie 96/29/Euratom des Europäischen Rates [18], welche Astronauten nicht explizit als strahlenexponierte Arbeitskräfte anführen[2)]. Die von der ESA festgesetzten Grenzwerte beruhen daher auf Dosis-Schwellwerten für das Auftreten von deterministischen Strahlenschäden in bestimmten Organen und werden in Kapitel 2.2 behandelt.

2.2 Grenzwerte für deterministische Effekte

Grenzwerte für deterministische Frühschäden an Knochenmark, Augenlinse und Haut werden in Gray-Äquivalenten (Gy-Eq) ausgedrückt (Tab. 2), worin die absorbierte Organdosis durch Multiplikation mit der relativen biologischen Wirksamkeit (RBW) für einen bestimmten Schaden gewichtet wird. Das Konzept des Gy-Eq wurde notwendig, da die für stochastische Effekte verwendeten Strahlungs-Wichtungsfaktoren (w_R) nicht auf deterministische Effekte anwendbar sind. Unter Bedachtnahme der großen Unsicherheiten in der Bestimmung der RBW bei geringen Dosen und Dosisleistungen wurden die den Grenzwertempfehlungen zugrunde liegenden RBW-Werte beim Dosis-Schwellwert für den betrachteten deterministischen Effekt bestimmt [19, 20].

[2)] Eine von der ICRP im Jahre 2006 eingesetzte Arbeitsgruppe soll Empfehlungen ausarbeiten, die Weltraumaktivitäten in erdnahen Umlaufbahnen ebenso berücksichtigen wie interplanetare Raumflüge.

Tab. 2: Höchstzulässige Organdosen für deterministische Strahlenwirkungen bei erdnahen Missionen. Sämtliche Grenzwerte verstehen sich unabhängig von Alter und Geschlecht.

Organ		NASA	Roscosmos	JAXA	ESA	CSA
Knochenmark, Gy-Eq	akut	0,25	0,15	–	–	–
	30 d	0,25	0,25	–	0,25	–
	1 a	0,5	0,5	0,5	0,5	–
	Karriere	–	–	–	–	–
Augenlinse, Gy-Eq	akut	–	–	0,5	–	–
	30 d	1,0	0,5	–	0,5	–
	1 a	2,0	1,0	1,0	1,0	–
	Karriere	4,0	2,0	5,0	–	4,0
Haut, Gy-Eq	akut	–	–	2,0	–	–
	30 d	1,5	1,5	–	1,5	–
	1 a	3,0	3,0	4,0	3,0	–
	Karriere	6,0	6,0	20,0	–	6,0

3. Strahlenschutzempfehlungen für interplanetare Raumflüge

Die Dosisleistung außerhalb der Magnetosphäre ist bei ruhiger Sonne etwa doppelt so groß wie im erdnahen Bereich. Aufgrund der entfallenen Abschirmung durch das geomagnetische Feld stellen vor allem solare Teilcheneruptionen, aber auch die ungeschwächte Intensität der galaktischen kosmischen Strahlung eine wesentliche Bedrohung für die Besatzung von interplanetaren Raumflügen dar. Das akzeptable Risiko bzw. Dosisgrenzwerte für derartige Langzeitmissionen kann zurzeit noch nicht definiert werden, da nicht genügend Informationen verfügbar sind, um das Risiko von Effekten auf das Zentralnervensystem sowie von potentiellen nicht-kanzerogenen Strahlenschäden (z.B. Katarakte, kardiovaskuläre Erkrankungen, …) abzuschätzen. Die vorhandenen Daten sowie eine Auflistung offener Fragestellungen wurden im NCRP Report 153 [13] zusammengestellt und bilden die Grundlage für eine zukünftige Ausarbeitung von Strahlenschutzempfehlungen für den freien Weltraum.

4. Literaturverzeichnis

[1] B. Schwarzschild, Auger project seeks to study highest energy cosmic rays, Phys. Today, 50(2), p. 19, 1997

[2] R. A. Mewalt, Elemental composition and energy spectra of galactic cosmic rays, JPL Publication 88-28, Jet Propulsion Laboratory (JPL), Pasadena, p. 121, 1988

[3] K. Lodders, Solar system abundances and condensation temperatures of the elements, Astrophys. J., 591(2), p. 1220, 2003

[4] M. Kojima, T. Kakinuma, Solar cycle dependence of global distribution of solar wind speed, Space Sci. Rev., 53(3−4), p. 173, 1990

[5] J. A. Simpson, A physicist in the world of geophysics and space, J. Geophys. Res., 99(A10), p. 19159, 1994

[6] D. V. Reames, J. P. Meyer, T. T. von Rosenvinge, Energetic-particle abundances in impulsive solar flare events, Astrophys. J. Suppl. Ser., 90(2), p. 649, 1994

[7] Kivelson, M. G.; Russell, C. T. (Hrsg.): Introduction to space physics. New York: Cambridge University Press, 1995

[8] United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (UNSCEAR): Sources, effects and risks of ionizing radiation, UNSCEAR 1988 Report to the General Assembly. New York: United Nations Publications, 1998

[9] National Academy of Sciences (NAS)/National Research Council (NRC): Health effects of exposure to low levels of ionizing radiation: BEIR V. Washington: National Academy Press, 1988

[10] International Commission on Radiological Protection (ICRP), 1990 recommendations of the International Commission on Radiological Protection, ICRP Publication 60, Ann. ICRP, 21(1−3), 1991

[11] D. A. Pierce, D. L. Preston, Radiation-related cancer risks at low doses among atomic bomb survivors, Radiat. Res., 154(2), p. 178, 2000

[12] M. Hajek, T. Berger, N. Vana, M. Fugger, J. K. Pálfalvi, J. Szabó *et al.*, Convolution of TLD and SSNTD measurements during the BRADOS-1 experiment onboard ISS (2001), Radiat. Meas., 43(7), p. 1231, 2008

[13] National Council on Radiation Protection and Measurements (NCRP), Information needed to make radiation protection recommendations for space missions beyond low-Earth orbit, NCRP Report 153, Bethesda, 2006

[14] National Academy of Sciences (NAS)/National Research Council (NRC): Radiation protection guides and constraints for space-mission and vehicle-design studies involving nuclear systems. Washington: National Academy Press, 1970

[15] National Council on Radiation Protection and Measurements (NCRP), Guidance on radiation received in space activities, NCRP Report 98, Bethesda, 1989

[16] National Council on Radiation Protection and Measurements (NCRP), Radiation protection guidance for activities in low-Earth orbit, NCRP Report 132, Bethesda, 2000

[17] Russian Federal Space Agency, Limitation of cosmonaut exposure in near-Earth spaceflights, MR 2.6.1. 44-03-2004, Ministry of Public Health, Moscow, 2004 (in Russian)

[18] European Council (EC), Council Directive 96/29/Euratom of 13 May 1996 laying down basic safety standards for the protection of the health of workers and the general public against the dangers arising from ionizing radiation, Off. J. Eur. Union L, 159, 1996

[19] A. C. Urano, L. J. Verhey, M. Goitein, J. E. Tepper, H. D. Suit, O. Mendiondo *et al.*, Relative biological effectiveness of modulated proton beams in various murine tissues, Int. J. Radiat. Oncol. Biol. Phys., 10(4), p. 509, 1984

[20] International Commission on Radiological Protection (ICRP), RBE for deterministic effects, ICRP Publication 58, Ann. ICRP, 20(4), 1989

DOSIMETRIE IN DER BEMANNTEN RAUMFAHRT

DOSIMETRY FOR HUMAN SPACE FLIGHT

T. Berger[1)]

[1)]Institut für Luft- und Raumfahrtmedizin, DLR–Deutsches Zentrum für Luft- und Raumfahrt, Köln, Deutschland

Zusammenfassung
Die Strahlungsumgebung im Weltraum ist nicht nur in Ihrer Zusammensetzung, sondern auch in der damit verbundenen hohen biologischen Wirksamkeit mit keinem Strahlungsfeld vergleichbar, welchem beruflich strahlenexponierte Personen auf der Erde ausgesetzt sind. Die Strahlungsdosen entsprechen einem Vielfachen der Strahlung auf der Erde. Die Anforderungen an Strahlungsdetektoren im Weltraum sind, bedingt durch das komplexe Strahlungsfeld, enorm. Die dosimetrische Überwachung der Astro- und Kosmonauten begann schon mit den ersten bemannten Raumflügen. Die dabei gewonnen Erkenntnisse und die derzeit auf der ISS durchgeführten Experimente zur Bestimmung von Organ- und Hautdosen unter Verwendung von anthropomorphen Phantomen sollen in Zukunft unter Einbeziehung von Strahlungstransportrechnungen eine bessere Risikoabschätzung für Langzeitaufenthalte des Menschen im Weltraum ermöglichen.

Summary
The radiation environment encountered in space differs not only in nature but also in its high biological effectiveness from that on Earth, resulting in radiation levels far exceeding the ones encountered on Earth for occupational radiation workers. The requirements for radiation detectors in space are very different to that on Earth. The dosimetric surveillance of astro- and cosmonauts started already with the first human space missions. The findings from these experiments, together with the current experiments for depth dose and organ dose determination applying anthropomorphic phantoms and including radiation transport calculations, aim for a better radiation risk assessment for future long-duration human space flights.

Schlüsselwörter: *Dosimetrie, Strahlenschutz, Internationale Raumstation*
Keywords: *Dosimetry, Radiation Protection, International Space Station*

1. Einleitung

Die Menschheit ist Ihrem Ziel der weiteren Erforschung des Weltraums im Jahre 2009 einen Schritt näher gekommen. Seit Mai dieses Jahres ist die Internationale Raumstation (ISS) soweit ausgebaut, dass sie eine Grundbesatzung von sechs Astronauten versorgen kann. Dies führt zu einer großen Verbesserung der Anzahl der durchführbaren wissenschaftlichen Experimente, aber auch dazu, dass nun mehr Menschen auf längere Zeit den Auswirkungen der Schwerelosigkeit beziehungsweise als zweitem limitierenden Faktor für Langzeitmissionen den Auswirkungen der Strahlungsumgebung auf der ISS ausgesetzt sind [1, 2]. Die Bestimmung des Strahlenrisikos für Astronauten setzt die genaue Kenntnis der Zusammensetzung des Strahlungsfeldes und der damit verbundenen Organdosen im menschlichen Körper voraus. Das Strahlungsfeld im erdnahen Orbit ist mit keinem Strahlungsfeld natürlichen oder künstlichen Ursprungs auf der Erde vergleichbar und besteht

aus der galaktischen kosmischen Strahlung, Protonen und Elektronen aus den Strahlungsgürteln der Erde und hochenergetischen Protonen, welche von der Sonne im Rahmen von solaren Teilchenereignissen emittiert werden. Moduliert werden diese Parameter durch den 11-jährigen Sonnenzyklus [3]. Durch die Wechselwirkung dieses komplexen Strahlungsfeldes mit der Hülle der Raumstation wird ein "Sekundärstrahlungsfeld" erzeugt, welches unter anderem auch einen großen Anteil von hochenergetischen, biologisch sehr wirksamen Neutronen enthält.
Auf der Erde sind wir durch das Magnetfeld und durch unsere Atmosphäre, welche einer 10 Meter hohen Wassersäule entspricht (1000 g/cm^2), gegen das primäre Strahlungsfeld abgeschirmt. Die Abschirmung eines Raumschiffes liegt im Bereich von 5 bis 20 cm Wasser (5 bis 20 g/cm^2), während die Abschirmung des Raumanzuges eines Astronauten bei einem Weltraumspaziergang auf durchschnittlich 1 cm Wassersäule (1 g/cm^2) schrumpft. Die meisten der primären Teilchen können durch ihre hohe Energie sehr leicht die Hülle des Raumschiffes durchdringen und somit – während eines solaren Minimums – Dosen bis zu 1 mSv/d verursachen. Die jährliche Exposition durch natürliche Strahlenquellen auf der Erde beträgt im Durchschnitt 2,4 mSv/a – mit einem Anteil der kosmischen Strahlung von 0,3 mSv/a [4]. Im Weltraum können zusätzlich intensive solare Teilcheneruptionen die Dosis im Zeitraum von Stunden auf einige 100 mSv erhöhen.
Berücksichtigt man die komplexe Zusammensetzung des Strahlungsfeldes hinsichtlich der extremen Energien und vielfältigen Arten der Teilchen (von Protonen bis Eisen) sowie die zu messenden Strahlungsfeldparameter, so stellt die Dosimetrie im Weltraum einen hohen Anspruch an die Entwicklung und den Bau von Strahlungsmessgeräten.

2. Dosisgrössen für operationelle Dosimetrie

Strahlungseffekte auf den Menschen lassen sich grob in akute und späte Effekte unterteilen [5]. Der Orbit der Raumstation ist durch das Erdmagnetfeld so gut abgeschirmt, dass die Wahrscheinlichkeit für akute Effekte – durch ein solares Teilchenereignis – eher gering ist, wobei die Astronauten sehr wohl beim Auftreten eines solchen Ereignisses in besser abgeschirmten Bereichen der Raumstation Schutz suchen. Somit beschäftigt sich der Strahlenschutz an Bord der Raumstation hauptsächlich mit den Langzeiteffekten – sprich genetischen Effekten und der möglichen Krebsinduktion. Zur Abschätzung des Krebsrisikos wurde von der „International Commission on Radiological Protection (ICRP)" in deren Report 60 [6] die effektive Dosis E eingeführt. Zur Bestimmung von E ist zu allererst die Bestimmung des Organdosisäquivalents (H_T) notwendig, definiert als die Organdosis (D_T) multipliziert mit dem Strahlungs-Wichtungsfaktor (w_R). Die Summation über alle Organe, T, gewichtet mit dem Gewebe-Wichtungsfaktor (w_T) führt dann zur effektiven Dosis E. Aus messtechnischer Sicht muss hier angemerkt werden, dass E natürlich eine risikorelevante, messtechnisch jedoch nicht erfassbare Größe ist. Weiters bezieht sich die Definition des Strahlungs-Wichtungsfaktors (w_R) auf die Qualität und die Art des "externen Strahlungsfeldes" und inkludiert in keiner Weise die Wechselwirkungen des einfallenden Strahlungsfeldes mit den Organen des Körpers. Für alle hochenergetischen Ionen wurde ein w_R von 20 definiert.. Die Definition von E bzw. w_R würde auch die genaue Bestimmung aller relevanten Strahlungsfeldparameter des eintreffenden Feldes (Energiespektrum, räumliche und zeitliche Verteilung) voraussetzen, was schon alleine vom messtechnischen Standpunkt aus im Weltraum undenkbar ist.
Im Gegensatz zur Definition des Organdosisäquivalents (H_T) ist die Äquivalentdosis in einem Organ ($\overline{H}_T$) (siehe Gl. 1), wie sie durch das „National Council on Radiation Protection and Measurements (NCRP)" im Report 132 [7] definiert und im Report 142 [8] als Dosisgröße und Ersatz des Organdosisäquivalents festgelegt wurde, eine messbare Größe. Die

Äquivalentdosis in einem Organ ($\overline{H}_T$) bestimmt sich über die Summation der absorbierten Dosis in diesem Organ (D_T), multipliziert mit dem in Abhängigkeit des linearen Energietransfers (LET) definierten Qualitätsfaktor *Q(L)*, und folgt somit der alten Definition der Äquivalentdosis in ICRP 60 [6].

$$\overline{H}_T = \int_L D_T(L)Q(L)dL \tag{1}$$

Die effektive Dosis E ergibt sich nun als Summe von $\overline{H}_T$ über alle Organe T, multipliziert mit w_T, und dient für die Messungen im Weltraum als Approximation der in ICRP 60 definierten effektiven Dosis E (siehe Gl. 2).

$$E = \sum_T w_T H_T \approx \sum_T w_T \overline{H}_T \tag{2}$$

3. Strahlungsmessung in der bemannten Raumfahrt

Die Messung der Strahlungsexposition auf den Menschen begann schon mit den ersten bemannten Raumflügen [9 − 12]. Unterschiedliche Detektorsysteme wurden über die letzten Jahrzehnte auf den verschiedensten bemannten Missionen (Space Shuttle, Raumstation MIR, Spacelab) eingesetzt. Diese basierten entweder auf passiven, integrierenden Detektoren (Thermolumineszenzdetektoren (TLD), Kernspurfolien) oder auf aktiven Messgeräten, die eine Echzeit-Darstellung der Dosisgrößen ermöglichten [13 − 14].

3.1 Strahlungmessung auf der Internationalen Raumstation

Die Strahlungsmessung auf der Internationalen Raumstation kann in zwei große Bereiche unterteilt werden. Den ersten Bereich stellt die „operationelle Dosimetrie“ dar. Die „operationelle Dosimetrie“ auf der ISS besteht zum einen aus der Messung der Umgebungs-Äquivalentdosis (*„area monitoring“*) und zum anderen aus der Personendosimetrie (*„individual monitoring“*) und soll – basierend auf den Vorschlägen des NCRP [8] – folgende Aufgaben in ausreichender Genauigkeit erfüllen:

- Bestimmung der Strahlungsfeldgrößen und der Organ- und Hautdosen für die Verifikation von Strahlungstransportrechnungen,
- Dosisbestimmung (Personendosimetrie) und Archivierung der Personendosen,
- Echtzeit oder nahezu Echtzeit-Bestimmung der Dosisraten im Hinblick auf das ALARA-Prinzip (*As Low As Reasonably Achievable*).

Die Personendosimetrie sowie ein großer Teil der Umgebungsdosimetrie werden nach wie vor mit passiven Detektorsystemen durchgeführt. Hierbei kommt eine Kombination von Thermolumineszenzdetektoren (TLD) und Kernspurdetektoren (plastic nuclear track detectors, PNTD) zur Anwendung. Kernspurdetektoren ermöglichen die Messung eines differentiellen Teilchenspektrums in Abhängigkeit des LET mit einer unteren Nachweisgrenze von rund 10 keV/µm [15, 16]. Unter 10 keV/µm kommen TLDs zur Anwendung, deren Effektivität in diesem LET-Bereich bei ungefähr 1 liegt [17, 18]. Durch die Kombination der Informationen aus dem Niedrig-LET-Bereich (TLD-Daten) und dem Hoch-LET-Bereich (PNTD-Daten) ist es möglich, die Äquivalentdosis am Ort der Messung (Punktdosis) zu bestimmen [19].

Aktive Messsysteme – die teilweise auch eine Alarmfunktion zur Vorwarnung, z. B. beim Auftreten eines solaren Teilchenereignisses, besitzen – basieren entweder auf dem Prinzip von Ionisationskammern, wie das russische R-16 [20], auf Siliziumdetektor-Technologie, wie die von der NASA verwendeten „*charged particle directional spectrometers (CPDS)*“ [21] oder auf den Grundlagen der Mikrodosimetrie, wie der von der NASA verwendete *„tissue equivalent proportional counter (TEPC)“* [22]. All diese Systeme tragen zur strahlenschutztechnischen Überwachung der Astro- und Kosmonauten und Bestimmung der Strahlungsfeldgrößen innerhalb der Raumstation bei.
Neben dieser „operationellen Dosimetrie“, die hauptsächlich von den Weltraumagenturen der raumfahrenden Nationen ausgeführt wird, beschäftigen sich Forschungsprojekte der internationalen Wissenschaftsgemeinde mit Fragestellungen zur genaueren Bestimmung der Strahlungsfeldparameter bzw. Messung von unterschiedlichsten Eigenschaften des Strahlungsfeldes (Teilchenspektrometrie, Neutronendosimetrie, Abschirmeigenschaften von Materialien etc.) innerhalb der Raumstation [23 – 27].

4. Experimentelle Bestimmung der effektiven Dosis auf der ISS

Ein essentieller Parameter zur experimentellen Bestimmung der effektiven Dosis – und somit zr Abschätzung des Strahlenrisikos der Astro- und Kosmonauten – ist die Messung der Organdosen. Die Messung von Organdosen auf der Raumstation kann nur unter Verwendung von gewebeäquivalenten Phantomen durchgeführt werden. Um eine genaue Bestimmung der Dosen in den jeweiligen Organen zu gewährleisten, ist es notwendig, die Tiefendosisverteilung im Phantom bzw. auch auf der Haut des Phantoms zu bestimmen. Die Hautmessung würde hierbei der Personendosimetrie entsprechen. In den letzten Jahren wurden mehrere Phantomexperimente auf verschiedenen Shuttle-Flügen bzw. auf der Raumstation MIR und der ISS durchgeführt [28 – 31]. Das derzeit größte internationale Forschungsvorhaben zur Bestimmung der effektiven Dosis ist das MATROSHKA-Experiment [32]. Im Rahmen von MATROSHKA wurde erstmals ein anthropomorphes Phantom für einen Zeitraum von 539 Tagen an der Außenseite der Raumstation Tage exponiert, um somit einen Astronauten, der einen Weltraumspaziergang unternimmt, zu simulieren. Die Messungen außerhalb der Raumstation sind von besonderer Bedeutung, da wir es hier mit einer sehr geringen Abschirmung (~1 g/cm^2) zu tun haben, und vor allem die Dosis auf der Haut – bedingt durch niederenergetische Protonen und Elektronen – im Vergleich zur Situation innerhalb der Raumstation um ein Vielfaches erhöht ist.
Durch die Exposition von MATROSHKA innerhalb der Raumstation (2006–2010) wird es möglich sein, Daten über die unterschiedlichen Verhältnisse von Haut- und Organdosen in Abhängigkeit der Abschirmung zu sammeln. Weiters sollen die Daten dazu verwendet werden, bestehende Strahlungstransportrechnungen zu verifizieren, zu verbessern und mögliche Unsicherheiten in der Abschätzung und Bestimmung der effektiven Dosen zu vermeiden. Dies soll zu einer besseren Risikoabschätzung für den Langzeitaufenthalt des Menschen im Weltraum führen.

5. Literaturverzeichnis

[1] R. B. Setlow, The hazards of space travel, EMBO Rep. 4, p. 1013-1016, 2003

[2] R. J. White, M. Averner, Humans in space, Nature 409, p. 1115-1118, 2001

[3] R. Facius, G. Reitz, Space weather impacts on space radiation protection. In: Bothmer, V., Daglis, I.A., editors. Space Weather – Physics and Effects. Heidelberg: Springer; p. 289-353, 2006

[4] United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation: Sources and Effects of Ionizing Radiation. UNSCEAR 2000 Report to the General Assembly, UNSCEAR, Vienna, 2000

[5] J. Kiefer, Radiation risk in manned space flight, Mutat. Res. 430, p. 307-313, 1997

[6] ICRP. Recommendations of the International Commission on Radiological Protection 60. Pergamon Press, Oxford, 1991

[7] NCRP. Radiation protection guidance for activities in low earth orbit. Report Nr. 132, Bethesda, MD, 2000

[8] NCRP. Operational Radiation Safety Program for Astronauts in Low Earth Orbit: A Basic Framework. Report Nr. 142, Bethesda, MD, 200

[9] C. S. Warren, W.L. Gill, Radiation dosimetry aboard the spacecraft of the eight Mercury – Atlas Mission (Ma-8), NASA Technical Note NASA TN-D1862, p. 1-23, 196

[10] R.G. Richmond, Radiation dosimetry for the Gemini Program. NASA Technical Note NASA TN-D6695, p. 1-18, 1972

[11] C.S. Warren, J.C. Lill, G. Robert, R.G. Richmond, W.G. Davis, Radiation Dosimetry on the Gemini and Apollo Missions, J. Spacecraft 207, p. 207-210, 1968

[12] H.J. Schaefer, E.V. Benton, R.P. Henke, J.J. Sullivan, Nuclear Track Recordings of the Astronauts' Radiation Exposure on the First Lunar Landing Mission Apollo XI, Radiat. Res. 49, p. 245-271, 1972

[13] E.V. Benton, E.R. Benton Eds, Radiation on the MIR Orbital Station – Special Issue. Radiat. Meas. 35, p. 375-543, 2002

[14] E.R. Benton, E.V. Benton, Space radiation dosimetry in low-Earth orbit and beyond. Nucl. Instr. Meth. B. 184, p. 255-294, 2001

[15] D. Zhou, D. O'Sullivan, E Semones, W. Heinrich, Radiation field of cosmic rays measured in low Earth orbit by CR-39 detectors, Adv. Space Res., 37, p. 1764-1769, 2006

[16] D. Zhou, D. O'Sullivan, E. Semones, M. Weyland, Charge spectra of cosmic ray nuclei measured with CR-39 detectors in low earth orbit, Nucl. Instrum. Meth. A. 564, p. 262-266, 2006

[17] S.W. S. McKeever, Thermoluminescence of solids, Cambridge University Press, Cambridge, 1985

[18] T. Berger, M. Hajek, TL-efficiency—Overview and experimental results over the years. Radiat. Meas. 43, p. 146-156, 2008

[19] D. Zhou, E. Semones, R. Gaza, S. Johnson, N. Zapp, M. Weyland, Radiation measured for ISS-Expedition 12 with different dosimeters. Nucl. Instr. Meth. A 580, p. 1283-1289, 2007

[20] V.V. Benghin, On-board predicting algorithm of radiation exposure for the International Space Station radiation monitoring system. J. Atmos. Sol.-Terr. Phys. 70, p. 675-679, 2008

[21] K. Lee, J. Flanders, E. Semones, T. Shelfer, F. Riman, Simultaneous observation of the radiation environment inside and outside the ISS. Adv. Space Res. 40, p. 1558-1561, 2007

[22] G.D. Badhwar, F.A. Cucinotta, L.A. Braby, A. Konradi, Measurements on the Shuttle of the LET spectra of galactic cosmic radiation and comparison with the radiation transport model. Radiat. Res. 139, 344-351, 1994

[23] G. Reitz, R. Beaujean, E. Benton, S. Burmeister, T. Dachev, et al., Space Radiation Measurements On_Board ISS – The DOSMAP Experiment. Radiat. Protect. Dosim. 116, p. 374-379, 2005

[24] H. Koshiishi, H. Matsumoto, A. Chishiki, T. Goka, T. Omodaka, Evaluation of the neutron radiation environment inside the International Space Station based on the Bonner Ball Neutron Detector experiment, Rad. Meas. 42, p. 1510-1520, 2007

[25] M. Hajek, T. Berger, N. Vana, M. Fugger, J.K. Pálfalvi et al., Convolution of TLD and SSNTD measurements during the BRADOS-1 experiments onboard ISS (2001). Radiat. Meas. 43, p. 1231-1236, 2008

[26] M. Casolino, F. Altamura, M. Minori, P. Picozza, C. Fuglesang, et al., The Altcriss project on board the International Space Station Adv. Space Res. 40, p. 1746-1753, 2007

[27] J. Pálfalvi, J. Szabó, Y. Akatov, L. Sajó-Bohus, I. Eördögh, Cosmic ray studies on the ISS using SSNTD, BRADOS projects, 2001–2003, Radiat. Meas. 40, p. 428-432, 2005

[28] A. Konradi, W. Atwell, G.D. Badhwar, B.L. Cast, K.A. Hardy, Low Earth orbit radiation dose distribution in a phantom head. Nucl. Tracks. Radiat. Meas. 20, p. 49-54, 1992

[29] H. Yashuda, G.D. Badhwar, T. Komiyama, K. Fujikata, Effective dose Equivalent on the Ninth Shuttle – Mir Mission (STS – 91). Radiat. Res. 154, p. 705-713, 2000

[30] G.D. Badhwar, W. Atwell, F.F. Badavi, T.C. Yang, T.F. Cleghorn, Space radiation absorbed dose distribution in a human phantom. Radiat. Res. 157, p.76-91, 2002

[31] T. Berger, M. Hajek, W. Schoener, M. Fugger N. Vana et al., Measurement of the depth distribution of average LET and absorbed dose inside a water-filled phantom on board space station MIR. Phys. Med. 17, p.128-30, 2001

[32] G. Reitz, T. Berger, The MATROSHKA Facility – Dose determination during an EVA. Radiat. Prot. Dos. 120, p. 442-445, 2007

[33] G. Reitz, T. Berger, P. Bilski, R. Facius, M. Hajek et al., Astronaut's Organ Doses Inferred from Measurements in a Human Phantom Outside the International Space Station, Radiation Research 171 (2), p. 225-235, 2009

DOSISERMITTLUNG: WUNSCH UND WIRKLICHKEIT - WAS LEISTEN MODERNE DOSIMETER HEUTE?

DOSIMETRY: PERFORMANCE REQUIREMENTS AND QUALITY OF STATE OF THE ART DOSEMETERS

Hannes Stadtmann

Seibersdorf Labor GmbH, Dosimetrie, 2444 Seibersdorf, Österreich

Zusammenfassung
Die Qualität einer Dosismessung hängt wesentlich von der korrekten Kalibrierung des Messgerätes ab. Durch regelmäßige Kalibrierung oder Eichung eines Dosimeters wird die Qualität der Dosismessungen garantiert. Weiteres beeinflussen aber auch - je nach Messproblem - andere messtechnische Eigenschaften der Bauart wie z.B. Energie- und Richtungsabhängigkeit, Linearität, etc. die Messunsicherheit einer Dosismessung entscheidend. Die Bauartanforderungen von unterschiedlichen Dosimeterarten, festgelegt in nationalen und internationalen Normen, werden in diesem Beitrag verglichen, diskutiert und bewertet.

Summary
The quality of dose measurements mainly depends on the correct calibration status of the used measuring equipment. In addition – depending on the measuring task - the measuring uncertainty is influenced by other metrological characteristics like energy- and directional response, linearity etc. defining the used dosemeter. Performance requirements of different dosemeter types, defined in national and international standards are reviewed, compared and discussed in this paper.

Schlüsselwörter: *Dosimeter, Kalibrierung, Eichung, Bauartanforderung, Messunsicherheit*
Keywords: *dosemeter, calibration, verification, performance requirements, uncertainties*

1. Einleitung

In diesem Beitrag soll zusammengefasst und diskutiert werden, was derzeit verwendete Dosimeter leisten können. Die Qualität einer Dosismessung hängt natürlich wesentlich von der korrekten Kalibrierung des Messgerätes ab. Weiteres beeinflussen aber auch - je nach Messproblem - andere messtechnische Eigenschaften der Bauart wie z.B. Energie- und Richtungsabhängigkeit, Linearität, etc. die Messunsicherheit einer Dosismessung entscheidend.

2. Eichung und Zulassung zur Eichung

Die Anwendung von Dosimetern zur Bestimmung der Dosis von Photonenstrahlung ist in Österreich in den meisten Fällen im österreichischen Maß- und Eichgesetz geregelt. Dort wird festgelegt, dass zum Zwecke der Dosimetrie nur zugelassene und geeichte Dosimeter verwendet werden dürfen. Bei der Eichung wird regelmäßig (alle zwei Jahre) überprüft, ob die Dosimeteranzeige innerhalb von der Behörde festgelegter Eichfehlergrenzen liegt. In Österreich werden folgende unterschiedliche Dosimeterarten zur Eichung zugelassen:

- Strahlenschutzdosimeter (Orts- und Personendosimeter)
- Dosimeter zur Konstanzprüfung
- Dosimeter zur Abnahme und Konstanzprüfung (Diagnostikdosimeter)
- Therapiedosimeter

Je nach Anwendung und Dosimeterart können die vorgeschriebenen Eichfehlergrenzen einen weiten Bereich von minimal 3 % bis maximal 30 % abdecken. Voraussetzung für die Eichung eines Dosimeters ist die innerstaatliche Zulassung oder, bei Therapiedosimetern, auch die CE-Kennzeichnung und das Inverkehrbringen als Medizinprodukt.

3. Bauart Anforderungen

Zugelassene Systeme müssen die Anforderungen von nationalen oder internationalen Normen oder Richtlinien erfüllen und somit dem Stand der Technik entsprechen. Im Tab. 1, 2 werden einige ausgewählte Anforderungen von unterschiedlichen Dosimeterarten anhand aktueller IEC-Normen (welche teilweise auch als EN - ÖNORM übernommen wurden) verglichen. In diesen Tabellen wird die maximal zulässige Abweichung des Ansprechvermögens R (Quotient aus Anzeigewert und wahrem Wert) des Dosimeters vom Referenzwert angegeben.

Tab. 1: Bauartanforderungen von Strahlenschutzdosimetern nach die IEC.

Bauart-anforderungen	**Strahlenschutzdosimeter**		
	Personendosimeter		**Ortsdosimeter**
	aktiv	passiv	aktiv
Norm	IEC-61526 (2005) [1]	IEC-62387-1 (2007) [2]	IEC-60846 (2002) [3]
Messgrößen	$H_p(10)$, $H_p(0{,}07)$		H*(10), H'(0,07), [K_a]
Min. Dosisbereich	100 µSv bis 1 Sv		4 Größenordnungen
Mindest Dosisleistungsbereich	0,5 µSv h^{-1} bis 1 Sv/h	-	4 Größenordnungen
Energie- und Richtungsabhängigkeit	-29%, +67% (Photonen) -35%, +300% (Neutronen) (±60°)	-29%, +67% (±60°)	±40% (±45°)
Linearität	±15%	-9%, +11%	±20%
Variationskoeffizient	15% bis 5% (11 µSv) (Photon) 25% bis 5% (5,1 mSv) (Neutr.)	15% bis 5% (1,1 mSv)	15% bis 5% (11 µSv)
Temperatur-abhängigkeit	±15%	-17%, +25%	±10% (Innenraum) ±20% bis 30%
Eigenabweichung	Keine Angaben		±20%
Eichfehlergrenzen (AT)	±20% und ±30%		
CMC, k=2 (BEV)	4% - 5% 3% - 7% (Neutronen PTB)		3% bis 7% (H*) 1% bis 7% (K_a)
Typ. Prüfqualitäten	N-Serie, ^{137}Cs, ^{60}Co		

3.1 Strahlenschutzdosimeter

Bei Strahlenschutzdosimetern stellt die kombinierte Energie- und Richtungsabhängigkeit den größten Beitrag zur Unsicherheit dar. Abweichungen des Ansprechvermögens bis über 50 %

sind über den gesamten Energiebereich erlaubt! Bei neuen IEC-Normen [1], [2] ab 2005 werden unsymmetrische Intervalle des Ansprechvermögens zugelassen. Dadurch wird eine exakte Unsicherheitsabschätzung wesentlich vereinfacht [4]. Die Linearitätsabweichungen bei kleinen Dosisleistungen und die maximale Abweichung des Messwertes durch die Temperaturabhängigkeit liegen in der Größenordnung von 20%. Eine detaillierte Analyse der relativen Messunsicherheit [5] ergibt maximale Werte (für k=2) von 40 % bis 150 %, je nach Dosis bzw. Dosisleistung. Für Neutronenstrahlung sind die entsprechenden Messunsicherheiten noch größer. Bei dieser Abschätzung wird angenommen, dass nur sehr wenige Informationen über das tatsächliche Strahlenfeld (Strahlqualität, Einfallsrichtung) verfügbar sind. Inwieweit diese recht großen Messunsicherheiten für strahlenschutzrelevante Dosismessungen ausreichen, wird im nächsten Abschnitt diskutiert.

Tab. 2: Bauartanforderungen von Diagnostik- und Therapiedosimetern nach die IEC.

Bauartanforderungen	**Diagnostikdosimeter**	**Therapiedosimeter (IK)**
Norm	IEC 61764 (1997/2002) [6]	IEC 60731 (1997/2002) [7]
Messgrößen	K_a	K_a , D_w
Typ. Dosisleistungsbereich	0,5 µGy/s – 500 mGy/s	10 µGy/s – 10 Gy/s
Energieabhängigkeit	±5%	±2%, bis ±4%
Richtungsabhängigkeit	±3% (± 5°)	±0,5% (±180°) bis ±1% (±5°)
Linearität	±2%	0,5% Anzeigegerät, 1% Ionisations Kammer
Variationskoeffizient	2,7% bis 1% (10 µGy) RQA 2,7% bis 1% (1 mGy) RQR	0,50%
Temperatur	± 3%	±1% Anzeigegerät ±1% I-Kammer
Langzeitstabilität/Jahr	2%	1% (Gebrauchsdosimeter) 0,5% (Referenzdosimeter)
Eigenabweichung	±10% bis ±5% (100 µGy)	Keine Angaben
Eichfehlergrenzen (AT)	±10% bis ±5%	±3% (K_a) und ±5% (D_w)
CMC, k=2 (BEV)	0,8%	0,8% (K_a) und 0,9% (D_w)
Prüfqualitäten	RQR, RQA	^{60}Co, …

3.2 Diagnostikdosimeter

Wesentlich höhere Anforderungen müssen Diagnostikdosimeter erfüllen [6]: Die zulässigen Abweichungen des Ansprechvermögens sind für Diagnostikdosimeter um einen Faktor 5-10 strenger als für Strahlenschutzdosimeter. Im Gegensatz zu Strahlenschutzmessungen sind bei Diagnostikdosimeter die zu messenden Strahlenfelder meist recht gut bekannt und charakterisiert. Aus diesem Grund spielt die Energie und Richtungsabhängigkeit in der Praxis eine viel geringere Rolle als bei Strahlenschutzmessungen. Die zulässigen Nenngebrauchsbereiche für die Strahlungsenergie und Einfallsrichtung (z.B. Einfallsrichtung ±5°) sind daher auch eingeschränkt und dem Messproblem angepasst. Die nach IEC-Norm zulässigen Eigenenabweichungen (intrinsic error) entsprechen den in Österreich angewendeten Eichfehlergrenzen von 10 % bis 5 %.

3.3 Therapiedosimeter:

Den höchsten messtechnischen Anforderungen müssen Therapiedosimetern gerecht werden. Bei der Verwendung von Ionisationskammern [7] als Detektoren sind Energieabhängigkeiten von wenigen Prozenten und ein Variationskoeffizient der Anzeige von 0,5 % erreichbar. Andere Einflussfaktoren (z.B. Temperaturabhängigkeit, Linearität etc.) dürfen das Ansprechvermögen um jeweils maximal 1 % verändern. Die geforderten Eichfehlergrenzen von 3-5 % je nach Messgröße sind ein Zeichen für die hohen Anforderungen, die an Therapiedosimeter gestellt werden müssen. Diese strengen Anforderungen werden in der Praxis auch meist erreicht.

3.4 Vergleich Strahlenschutz und Diagnostik/Therapiedosimeter

Die genannten Dosimeterarten werden bei unterschiedlichen Dosisleistungen und für unterschiedliche Dosismessgrößen angewendet. Im Gegensatz zu Strahlenschutzdosimetern wird bei Diagnostik- und Therapiedosimetern auch eine Langzeitstabilität der Anzeige gefordert. Diese Langzeitstabilität pro Jahr ist wesentlich kleiner als die geforderten Eichfehlergrenzen. Diese Anforderung erlaubt es, die notwendigen Kalibrier- und Eichintervalle abzuschätzen. Bei Eichintervallen von generell zwei Jahren (gilt in Österreich) sind die maximal zulässigen Abweichungen kleiner als die Eichfehlergrenzen. Eine solche Anforderung an die Langzeitstabilität fehlt bei Strahlenschutzdosimetern generell.

4. Rückführbarkeit der Dosisgrößen

Wie aus Tab. 1 und 2 ersichtlich ist, werden die angeführten Dosimeterarten in unterschiedlichen Dosisgrößen kalibriert. Strahlenschutzdosimeter zeigen die operationellen Messgrößen $H^*(10)$, $H'(0,07)$, $H_p(10)$ oder $H_p(0,07)$ an. Diagnostikdosimeter verwenden als Messgröße die Luftkerma K_a. Therapiedosimeter werden hauptsächlich in Wasserenergiedosis D_w oder ebenfalls fallweise in Luftkerma K_a kalibriert .

Jede Dosimeterkalibrierung muss letztendlich auf ein Primärstandardlabor (PSDL) rückführbar sein. Die Messunsicherheiten dieser Primärstandardlabors sind ein Maß für die besten derzeit erreichbaren Messe- und Kalibriermöglichkeiten (engl.: Calibration and measurement capabilities – CMCs). Die entsprechenden Werte sind für das österreichische Primärstandardlabor (BEV) für Photonen und der PTB für Neutronen angegeben [8]. Bei der Messgröße Luftkerma und Wasserenergiedosis stehen direkt Primärstandards zur Verfügung. Die entsprechenden Messunsicherheiten (CMCs) von unter 1 % (für k=2) liegen um einen Faktor 4-6 unter den entsprechenden Eichfehlergrenzen. Die operationellen Messgrößen werden bei Photonenstrahlung meist von dem gemessenen Luftkermawert (Freiluft) mittels festgelegter Konversionsfaktoren h_k (ISO-4037-3 [9]) in die entsprechende Äquivalentdosis umgerechnet. Für diese Konversionsfaktoren gibt die ISO-Norm Unsicherheiten von 4 % (k=2) an. Daher sind auch die entsprechenden CRCs für diese Messgrößen wesentlich größer als für die Luftkerma oder Wasserenergiedosis. Trotzdem liegen auch hier die Eichfehlergrenzen um einen Faktor 4-6 über den optimalen Kalibriermöglichkeiten (CMCs).

5. Äquivalentdosis und effektive Dosis

Im Strahlenschutz werden zur Dosisermittlung operationelle Messgrößen verwendet. Diese sollen eine (konservative) Abschätzung der Körperdosisgrößen (Effektive Dosis E und Äquivalentdosis H der Haut). Die operationellen Messgrößen wurden von der ICRU bereits

1985 in der ICRU 39 vorgeschlagen. Die effektive Dosis E und die mittlere Äquivalentdosis von Organen und Geweben H_T wurde jedoch erst in ICRP 60 (1990) - zuletzt von ICRP 103 (2007) modifiziert - eingeführt. Besonders das neue Konzept des Strahlungswichtungsfaktors w_R, welcher durch die auf den Körper einfallende Strahlungsart bestimmt und festgelegt wird, führte im Gegensatz zu dem früher für die Definition der Körperdosis (ICRP 26) verwendeten Qualitätsfaktor Q, der durch das lineare Energieübertragungsvermögen (LET) der Strahlung definiert war, zu geänderten Bedingungen. Die operationellen Messgrößen waren und sind auch heute noch durch die Anwendung des Qualitätsfaktors Q definiert. Der Problematik, die sich aus diesen unterschiedlichen Definitionen ergibt, wurde in einem gemeinsamen Bericht (ICRU 57 bzw. ICRP 74 [10]) Rechnung getragen. In diesem Bericht wurde auch dargelegt, inwieweit die operationellen Messgrößen die Körperdosisgrößen abschätzen können. In Abbildung 1 werden Daten und Details dazu für Photonen- und Neutronenstrahlung gegeben.

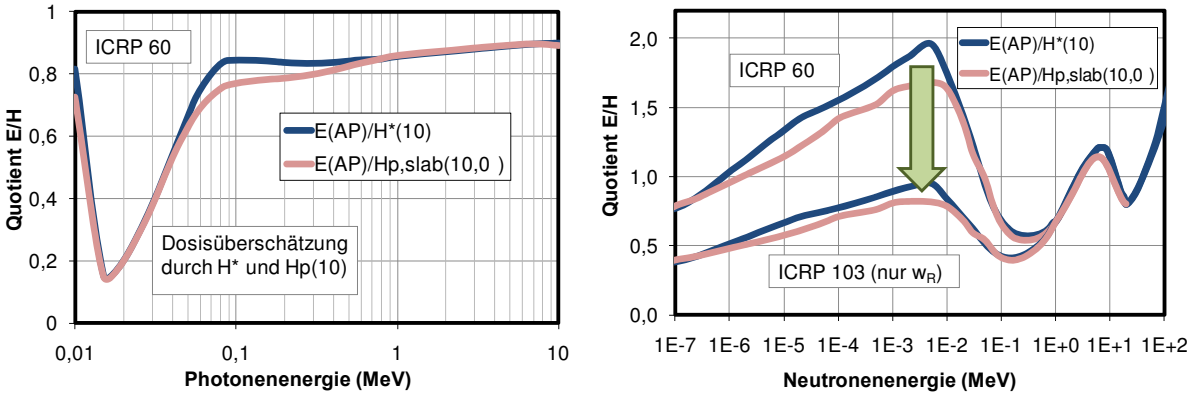


Abb. 1: Quotient aus der effektiven Dosis E und der operationellen Äquivalentdosis H, berechnet nach ICRP 60 beziehungsweise unter Verwendung der neuen Strahlungswichtungsfaktoren nach ICRP 103 für Neutronen (rechtes Bild). Werte aus ICRU 57 [10] bzw. ICRP 74.

Sowohl die Strahlungswichtungsfaktoren als auch die Gewebegewichtungsfaktoren wurden in der aktuellen ICRP 103 leicht modifiziert. Vor allem die Anpassung der Strahlungswichtungsfaktoren für Neutronen führt zu einer deutlichen Verbesserung (s. Abb. 1 rechts). Welchen Einfluss auch die leichte Anpassung der Gewebegewichtungsfaktoren auf die effektive Dosis hat, müssen erst genaue Berechnungen klären. Aus Abbildung 1 ist ersichtlich, dass die operationellen Messgrößen durchaus größere Abweichungen von der effektiven Dosis aufweisen. Bei Photonenstrahlung beispielsweise kann die Dosisüberschätzung im Energiebereich 10 bis 30 keV durchaus einen Faktor 5 (!) betragen. Aus diesem Grund ist es sinnvoll, die Bauartanforderungen von Dosimetern für die operationellen Messgrößen, vor allem für niederenergetische Photonen nicht zu streng zu fassen. Die Anforderungen in Tab. 1 scheinen angemessen, besonders im Hinblick auf die Tatsache, dass die Definition der Körperdosisgrößen oder die entsprechenden Wichtungsfaktoren immer wieder Änderungen unterworfen waren und vielleicht auch in Zukunft wieder geändert werden.

6. Schlussfolgerung

Eine regelmäßige Kalibrierung oder Eichung von Dosimetern ist die Voraussetzung für genaue dosimetrische Messungen. Die Einhaltung aktueller Bauartanforderungen garantiert geringe Messunsicherheit auch bei nicht genau bekannten Strahlenfeldern (Strahlenqualität, Einfallsrichtung etc.). Die in Österreich gültigen Eichfehlergrenzen liegen circa um einen Faktor 4-6 über den von Primärstandardlabors erreichbaren Messunsicherheiten für die

entsprechende Dosisgröße. Da die operationellen Messgrößen nur eine Abschätzung der (relevanten) Körperdosisgröße sind, scheinen zu hohe Anforderungen an die Messunsicherheiten für Strahlenschutzmessungen nicht gerechtfertigt. Die Definition der Körperdosisgrößen sollen jeweils den wissenschaftlichen Erkenntnissen der möglichen Gesundheitsgefährdung durch ionisierende Strahlung angepasst werden. Eine notwendige Änderung der Dosisgrenzwerte kann daraus die Folge sein. Eine Anpassung oder Änderung der Messgrößen jedoch hat direkten Einfluss auf die messtechnischen Bauarteigenschaften von Dosimetern und kann zum Beispiel eine Änderung der notwendigen Energieabhängigkeit oder Richtungsabhängigkeit aller Dosimeter zur Folge haben. Aus diesem Grund ist es wünschenswert, Änderungen in der Definition der operationellen Messgrößen möglichst selten und wohlüberlegt durchzuführen. Neuentwicklung durch die Gerätehersteller, Neuanschaffung durch die Anwender, Neuzulassung durch die Zulassungsbehörden und die Notwendigkeit der Umrechnung von alter zu neuer Messgröße sind die Folge. All diese Konsequenzen müssen bei einer Messgrößenänderung sorgfältig berücksichtigt werden.

7. Literaturverzeichnis

[1] IEC 61526: Measurement of personal dose equivalents Hp(10) and Hp(0,07) for X, gamma, neutron and beta radiations—Direct reading personal dose equivalent meters and monitors. IEC, Geneva (2005).

[2] IEC 62387-1: Passive integrating dosimetry systems for environmental and personal monitoring for external photon and beta radiation using electronic devices for the data evaluation—Part1: General characteristics and performance requirements on dosimetry systems., IEC, Geneva (2007).

[3] IEC 60846: Ambient and/or directional dose equivalent (rate) meters and/or monitors for beta, X and gamma radiation. IEC, Geneva (2002).

[4] IEC TR 62461: International Determination of uncertainty in measurement., Edition 1.0, Technical Report Electrotechnical Commission, IEC, Geneva (2006).

[5] R. Behrens and P. Ambrosi: Review of international standards for dosemeters Radiation Protection Dosimetry Vol. 128, No. 2, pp. 159–168 (2008)

[6] IEC 61674 + A1: Dosimeters with ionization chambers and/or semi-conductor detectors as used in x-ray diagnostic imaging, IEC, Geneva (1997 + A1:2002)

[7] IEC 61731 + A1: Dosimeters with ionization chambers as used in radiotherapy, IEC, Geneva (1997 + A1:2002)

[8] Bureau International des Poids et Mesures (BIPM): The BIPM key comparison database, Internet: http://kcdb.bipm.org/

[9] ISO-4037-3: X and gamma reference radiation for calibrating dosemeters and doserate meters and for determining their response as a function of photon energy — Part 3: Calibration of area and personal dosemeters and the measurement of their response as a function of energy and angle of incidence, ISO, Geneva (1999)

[10] ICRU report 57: Conversion Coefficients for Use in Radiological Protection Against External Radiation, ICRU (1998) – this report is identical with ICRP 74 (1998)

IODINE-129 IN BÖDEN DER NÖRDLICHEN UKRAINE UND DIE RETROSPEKTIVE DOSIMETRIE DER IODINE-131-EXPOSITION NACH DEM UNFALL VON TSCHERNOBYL

IODINE-129 IN SOILS FROM NORTHERN UKRAINE AND THE RETROSPECTIVE DOSIMETRY OF THE IODINE-131 EXPOSURE AFTER THE CHERNOBYL ACCIDENT

A. Daraoui[1], R. Michel[1], M. Gorny[1], D. Jakob[1], J. Korntheuer[1], R. Sachse[1], V. Alfimov[2], H.-A. Synal[2]

[1] Zentrum für Strahlenschutz and Radioökologie, Leibniz Universität Hannover, Deutschland
[2] Labor für Ionenstrahlphysik (LIP), ETH Zürich, Schweiz

Zusammenfassung
Mit Hilfe des langlebigen ^{129}I kann in den hoch- und mittelkontaminierten Gebieten der Ukraine retrospektiv der Fallout von ^{131}I nach dem Unfall von Tschernobyl bestimmt werden. Dafür wurden 300 Bodenproben bis einer Tiefe von 40 cm aus 60 Orten und 3 Bodenprofile bis einer Tiefe von 200 cm aus der nördlichen Ukraine aus Kontaminationszone II und III im Zeitraum zwischen 2004 und 2007 entnommen. Die ^{127}I-Gehalte wurden mittels ICP-MS und die ^{129}I /^{127}I-Verhältnisse mittels AMS bestimmt. Die Untersuchungen zeigen, dass noch immer mehr als 90 % der ^{129}I-Konzentration in den oberen 40 cm der Bodenprofilen zu lokalisieren sind. Dies erlaubt die ^{129}I-Inventare in den Proben bis 40 cm Tiefe als Näherungen für die gesamten anthropogenen ^{129}I-Iventare zu betrachten. Die ^{129}I Inventare sind mit den ^{137}Cs Inventaren in den hoch kontaminierten Gebieten korreliert. Allerdings ist die Variabilität der ^{129}I/^{137}Cs Verhältnisse groß, sodass für die retrospektive Dosimetrie auf die ^{129}I-Daten zurückzugreifen ist. In 35 Orten in der (heute evakuierten) Kontaminationszone II lagen die mittleren Schilddrüsendosen bei $1,9 \times 3,2^{\pm 1}$ Gy für 5-jährige Kinder und bei $0,45 \times 3,2^{\pm 1}$ Gy für Erwachsene. In 25 Orten in der Kontaminationszone III lagen die mittleren Schilddrüsendosen bei $0,75 \times 1,9^{\pm 1}$ Gy für 5-jährige Kinder und $0,18 \times 1,9^{\pm 1}$ Gy für Erwachsene.

Summary
With the help of the long-lived ^{129}I a retrospective dosimetry of the ^{131}I exposure after the Chernobyl accident can be achieved in the highly contaminated zone in Ukraine. 300 soil samples down to a depth of 40 cm and 3 soil profiles to a depth of 200 cm were taken from 60 villages in contamination zone II und III in northern Ukraine in 2004 and 2007. ^{129}I/^{127}I was analysed by AMS and ^{127}I was determined by ICP-MS. The results from the soil profiles show that more than 90 % of the ^{129}I-concentrations in the soil profiles are still located in the top 40 cm of the profiles. This allows using the ^{129}I inventories in the soil samples down to 40 cm depth as proxies for the total anthropogenic ^{129}I inventories. The ^{129}I- und ^{137}Cs- inventories are correlated in the highly contaminated areas. However, the variability of the ^{129}I/^{137}Cs ratios is large, so that for the retrospective dosimetry one has to rely on ^{129}I. In 35 villages in the contamination zone II, the mean thyroid doses were $1.9 \times 3.2^{\pm 1}$ Gy for 5-year-old children and $0.45 \times 3.2^{\pm 1}$ Gy for adults. In 25 locations in the contamination zone III, the mean thyroid doses were $0.75 \times 1.9^{\pm 1}$ Gy for 5-year-old children and $0.18 \times 1.9^{\pm 1}$ Gy for adults.

Schlüsselwörter*: Iod-129, Iod-131,Cäsium-137, AMS, retrospektive Dosimetrie*
Keywords: *Iodine-129, Iodine-131, Cesium-137, AMS, retrospective dosimetry*

1. Einleitung

Durch den Reaktorunfall von Tschernobyl wurden zwischen dem 26. April und 5. Mai 1986 ein riesiges radioaktives Inventar, davon ca. 1150 PBq ^{131}I, freigesetzt [1]. Die höchsten großflächigen Kontaminationen lagen in der Ukraine, Weißrussland und Russland. In Folgejahren stiegen in diesen Regionen die Fälle von Schilddrüsenkrebs vor allem bei Jugendlichen, die als Kinder der ^{131}I Strahlenexposition ausgesetzt waren, dramatisch an [1]. Aufgrund der mangelhaften Informationen über die Strahlenexpositionen in den ersten Tagen nach dem Unfall und ganz wenig direkten Messungen der Schilddrüsenaktivitäten ist die Dosimetrie der ^{131}I Exposition nicht befriedigend. Mit Hilfe des langlebigen ^{129}I ($T_{1/2}$ = 15,7 Ma) kann in hoch- und mittelkontaminierten Gebieten der Ukraine retrospektiv der Fallout von ^{131}I nach dem Unfall bestimmt werden [2 - 5]. ^{129}I, das auch als natürliches Radionuklid als Folge der Spontanspaltung von Uran und der Wechselwirkung der kosmischen Strahlung mit Xenon in der Atmosphäre in der Umwelt vorkommt, entsteht bei der induzierten Spaltung von ^{235}U und ^{239}Pu mit thermischen Neutronen mit Ausbeute von 0,74 % bzw. 1,6 %. Anthropogenes ^{129}I gelangte durch oberirdische Kernwaffenexplosionen, Abteilungen aus Wiederaufarbeitungsanlage und durch kerntechnische Unfälle vermehrt in die Umwelt, wo es sich mit natürlichem Iod vermischt. Da Iod sehr stark biophil ist und in oberflächennahen Bodenschichten gut sorbiert wird, ist es möglich das durch den Tschernobyl Fallout zusammen mit dem ^{131}I deponierte ^{129}I auch heute noch nachzuweisen und seine unfallbedingte Depositionsdichte zu bestimmen. Über das ^{131}I/^{129}I-Aktivitätsverhältnis zum Zeitpunkt des Unfalls kann damit auch die Depositionsdichte des ^{131}I bestimmt werden.

Für die retrospektive Berechnung der ^{131}I-Schilddrüsendosen aus der ^{129}I-Depositionsdichte wird das Model nach Gl. 1 benutzt:

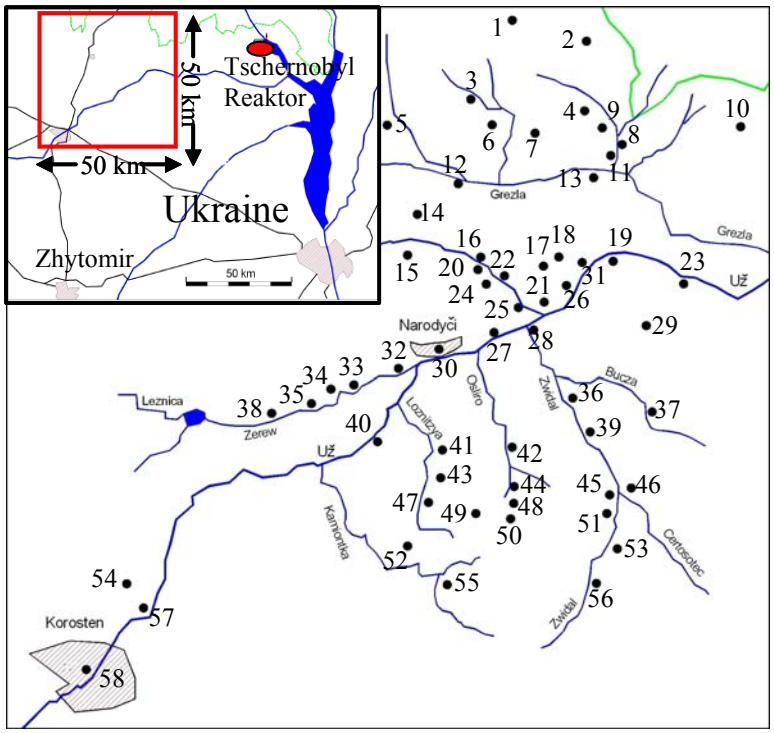
$$H_{\text{thyr}} = \left(D(^{129}I) - D_{\text{prä-Tsch}}(^{129}I)\right) \cdot A_{131}/A_{129} \cdot DC_{131} \cdot f(t) \qquad (1)$$

Dabei sind H_{thyr} die Schilddrüsenfolgedosis durch ^{131}I in Sv, $D_{\text{prä-Tsch}}$(^{129}I) die integrale ^{129}I prä-Tschernobyl Depositionsdichte in mBq m^{-2}, D(^{129}I) die aktuelle integrale ^{129}I Depositionsdichte in mBq m^{-2}, A_{131}/A_{129} das Aktivitätsverhältnis von ^{131}I zu ^{129}I zum Zeitpunkt des Unfalls, DC_{131} der aggregierte Dosisfaktor für die ^{131}I Schilddrüsendosis in Sv Bq^{-1} m², $f(t)$ ein Korrektionsfaktor für den Zerfall des ^{131}I zwischen Emission und Ankunft am betrachteten Ort. Bzgl. Details der Modellierung und der Festlegung der Parameter siehe [2].

2. Experimentelles

Zwischen 2004 und 2007 wurden in der nördlichen Ukraine Bodenproben in 60 Siedlungen der Kontaminationszone II und III genommen. Jede Siedlung wurde an je 5 Stellen bis zu einer Tiefe von 40 cm beprobt. Zusätzlich wurden 3 Bodenprofile aus Schurba, Dowgij-Lis und Christinowka in Kontaminationszone II bis zu einer Tiefe von 2 m untersucht. Namen und Lage der Probenahmeorte finden sich in Abb.1. Die betrachten Orte befindet sich auf einer Fläche von 50 × 50 km², bis zu einer Entfernung von 100 km von Tschernobyl-Reaktor.

In den Proben wurde ^{137}Cs mittels γ-Spektrometrie, ^{129}I mittels Beschleunigermassenspektrometrie und ^{127}I mittels ICP-MS bestimmt. Bzgl. Details der analytischen Verfahren sowie Fragen der Qualitätssicherung siehe [2, 6 - 8].



1.Motyli
2.**Dowgij-Lis**
3.**Schurba**
4.Melenki
5.Stowiptsche
6.Perejizd
7.Derevtsy
8.Nowa Radscha
9.Stara Radscha
10.Vil'cha
11. Radscha
12.Marjaniwka
13.Grezlya
14.Klotschki
15.Lataschi
16.Starig dorogin
17.Motijik
18.Zalissya
19. Tarasy
20.Stintschtsche
21.Nowig Dorogin
22.**Christinowka**
23.Poli'ska
24.Odrubi
25.Yajberen
26.Salwenschtschina
27.Nowo Scharno
28.Stara Scharno
29.Vladimirovka
30.Naroditschi
31.Stanowische
32.Seletz
33.Babinitschi
34.Sakusili
35.Jerew
36.Zwizdal
37.Rudnya Ososdnya
38.Wjaziwka
39.Mali Minki
40.Rozsochiwski
41.Loznitsya
42.Mali Kleschtschi
43.Sewerewka
44.Poliske
45.Listwinika
46.Weliki Minki
47.Lyubarka
48.Nosdrischtsche
49.Rogi
50.WelikiKleschtschi
51.Basarska
52.Jurawlina
53.Bazar
54.Bechi
55.Kaliniwka
56.Brodrik
57.Woronewe
58.Korosten'

Abb. 1: Namen und Lage von 58 der untersuchten 60 Ortschaften in der nördlichen Ukraine. Die Probenahmeorte der Tiefenprofile sind fett gedruckt.

3. Ergebnisse und Diskussion

Die untersuchten 2m-tiefen Bodenprofile aus den Ortschaften Schurba, Dowgij-Lis und Christinowka stammen aus der Kontaminationszone II. Die ^{129}I-Depositionsdichte liegt hier zwischen 132 und 660 mBq m^{-2}. Mit der Untersuchung dieser 2 m Tiefenprofile wird der Verbleib von mehr als 90 % des ^{129}I-Inventars in den oberen 40 cm bestätigt, sodass diese als Nährung für das gesamt ^{129}I-Inventar herangezogen werden können (Abb. 2).

In den Bodenproben bis 40 cm Tiefe lagen die ^{137}Cs-Aktivitätskonzentrationen lagen zwischen 17 und 32000 Bq kg^{-1}. die ^{129}I-Aktivitätskonzentrationen zwischen 0,01 und 6,7 mBq kg^{-1}. Die ^{129}I/^{127}I-Verhältnisse lagen zwischen 10^{-9} und 10^{-6} und sind damit bis zu 10000-fach höher als in Böden aus Deutschland. Die niedrigsten gemessen ^{129}I/^{127}I-Verhältnisse in ukrainische Böden sind drei Größenordnungen höher als das pränukleare Gleichgewichts-Verhältnis $(5.7 \pm 1.1) \times 10^{-12}$.

Die ^{129}I Inventare sind mit den ^{137}Cs Inventaren in den hoch kontaminierten Gebieten mit einem Korrelationskoeffizienten von 0,97 positiv korreliert (Abb. 3). Die ^{129}I/^{137}Cs-Verhältnisse variierten jedoch zwischen $3{,}2 \times 10^{-8}$ und $3{,}5\times 10^{-6}$. Die ^{129}I-Inventare in den Kontaminationszonen II und III lagen zwischen 33 und 2060 mBq m^{-2} für ^{129}I (Abb. 5, links). In den 35 Orten der Kontaminationszone II betrag das ^{129}I-Inventare im Mittel bei $180 \times 2{,}8^{\pm 1}$ mBq m^{-2}. In den 25 Orten der Kontaminationszone III liegen die Werte um die Hälfte niedriger ($92 \times 1{,}4^{\pm 1}$ mBq m^{-2}). Die höchsten Werte wurde in Vladinirovka und Nowo Scharno mit 2060 bzw. 1281 mBq m^{-2} ^{129}I in der Kontaminationszone II gefunden. Die ^{129}I-Inventare sind innerhalb der Orte nicht homogen verteilt.

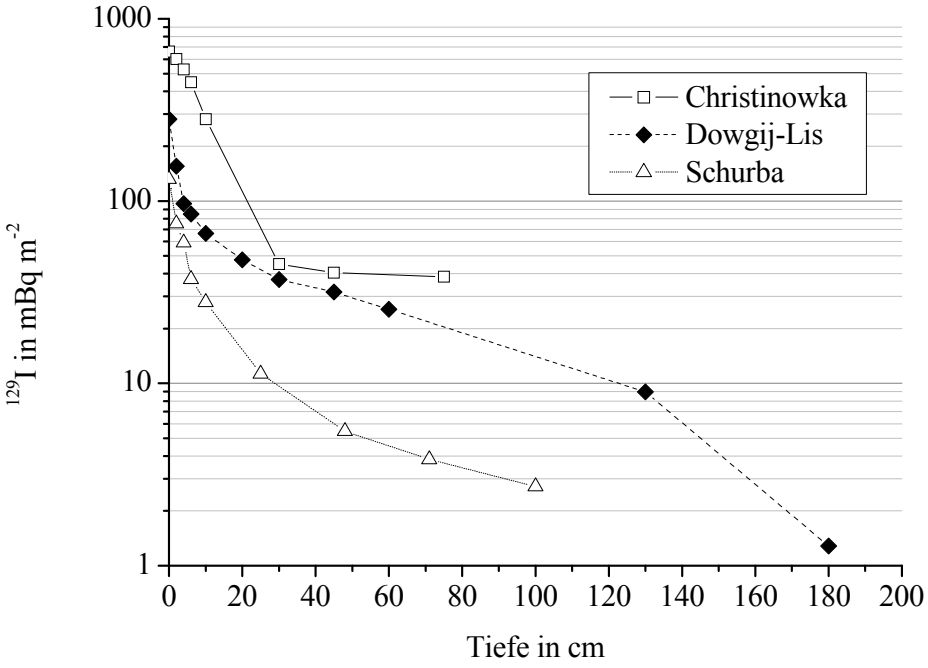


Abb.2: Tiefenverlauf der ^{129}I –Inventare in den Bodenprofilen aus Christinowka, Dowgij-Lis und Schurba.

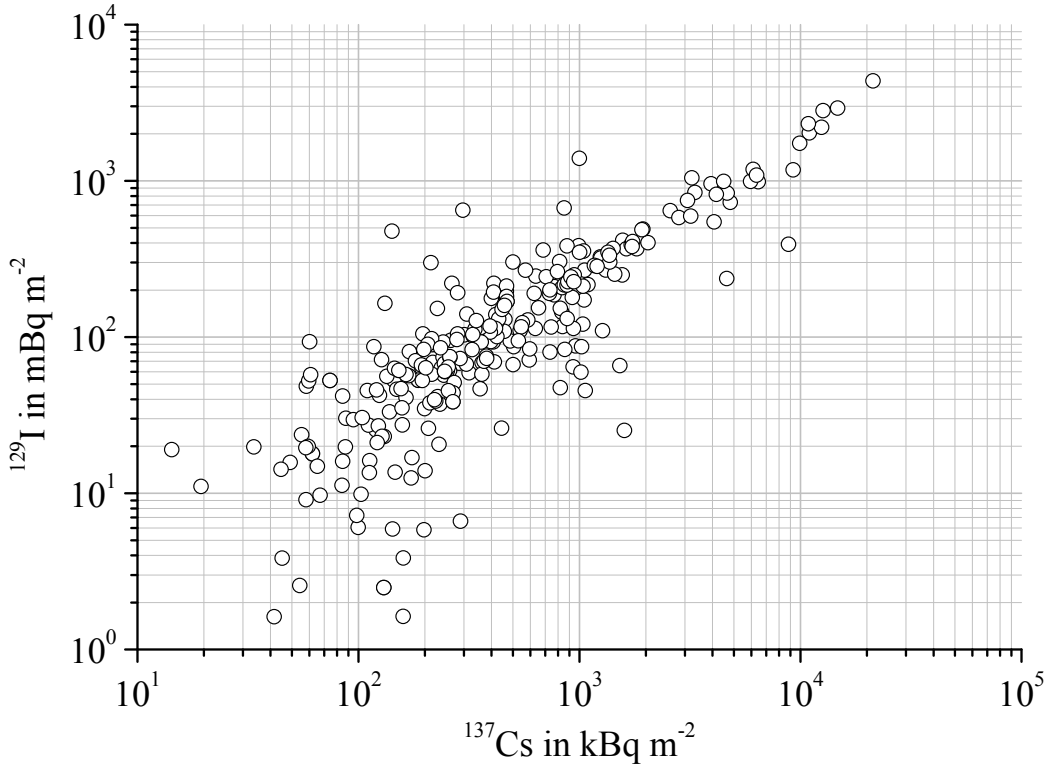


Abb.3: ^{129}I- und ^{137}Cs-Netto-Inventare, ermittelt aus 310 Bodenproben aus der Ukraine nach Abzug von Prä-Tschernobyl-Inventaren [2] von (44 ± 24) mBq m^{-2} für ^{129}I und (4,9 ± 1,3) kBq m^{-2} für ^{137}Cs.

Diese große Variabilität ist darauf zurückzuführen, dass es keine einheitliche atmosphärische Ausbreitung von ^{129}I und ^{137}Cs gab. Abb. 4 zeigt die Häufigkeiten der geometrischen Standardabweichungen für die ^{129}I- und ^{137}Cs-Aktivitätskonzentrationen der jeweils 5 Bodenproben in den einzelnen Orten. In mehr als 40 Orten lagen die geometrischen Standardabwei-

chungen für ^{129}I unterhalb von 2. Höhere Standardabweichungen werden in den Orten Christinowka, Rogi und Korosten beobachtet, wo die höchsten Inhomogenitäten des Fallouts angetroffen werden. Insgesamt sind die Häufigkeiten der entsprechenden geometrischen Standardabweichung der ^{137}Cs-Aktivitätskonzentrationen höher als die für ^{129}I. Daher ist für die retrospektive Dosimetrie auf die ^{129}I-Daten zurückzugreifen.

Aus den ^{129}I-Inventaren wurden retrospektiv über aggregierte Dosisfaktoren nach Pietrzak-Flis et al. [9] die Schilddrüsendosen durch ^{131}I berechnet. Die Abb. 5 (rechts) zeigt die Schilddrüsendosen durch ^{131}I für 5-jährige Kinder. In den 35 Orten der Kontaminationszone II wurde eine mittlere Schilddrüsendosis von $1{,}9 \times 3{,}2^{\pm 1}$ Gy für 5-jährige Kinder errechnet (0,12 bis 30 Gy). Für Erwachsene lagen die mittleren Schilddrüsendosen dort bei $0{,}45 \times 3{,}2^{\pm 1}$ Gy (0,03 bis 7 Gy). In den 25 Orten der Kontaminationszone III lagen die mittleren Schilddrüsendosen bei $0{,}75 \times 1{,}9^{\pm 1}$ Gy für 5-jährige Kinder (0,22 bis 2 Gy). Für Erwachsene lagen die mittleren Schilddrüsendosen bei $0{,}18 \times 1{,}9^{\pm 1}$ Gy (0,05 bis 0,4 Gy).

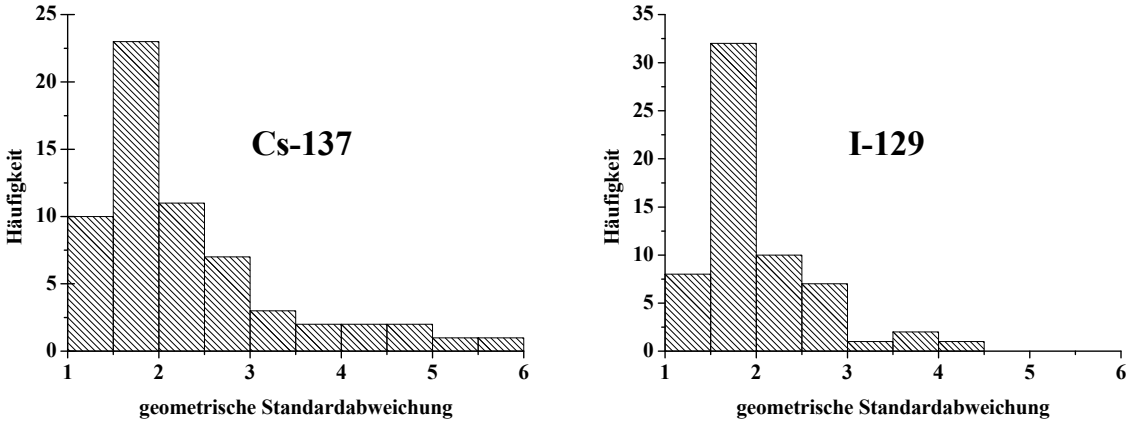


Abb.4: Häufigkeiten der geometrischen Standardabweichungen der ^{137}Cs-Gehalte (links) und der ^{129}I-Gehalte (rechts) der jeweils 5 Bodenproben in den einzelnen Ortschaften.

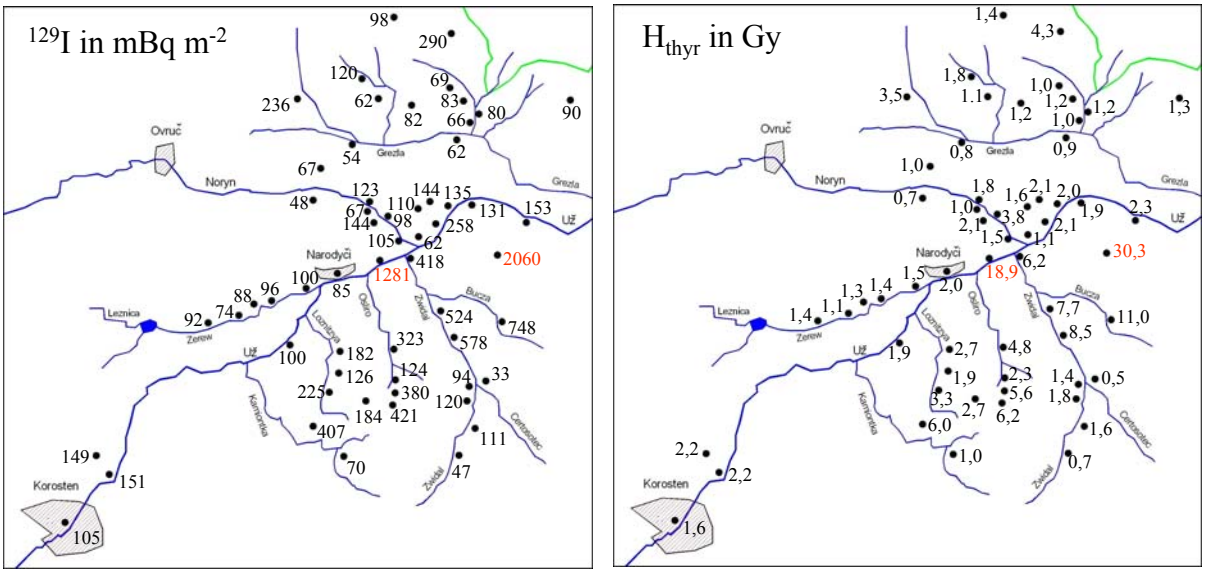


Abb.5: ^{129}I Inventare in den untersuchten Böden der Ukraine (links) und die berechneten Schilddrüsendosen durch ^{131}I für 5jährige Kinder (rechts).

4. Literaturverzeichnis

[1] United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (UNSCEAR): Sources and Effects of Ionizing Radiation, 2000 Report to the General Assembly, United Nations, New York, 2000

[2] Michel, R.; Handl, J.; Ernst, T.; Botsch, W.; Szidal, S.; Schmidt, A.; Jacob, D.; Beltz, D.; Romantschuk, L.D.; Synal, H.-A.; Schnabel, C.; López-Gutiérrez, J.M.: Iodine-129 in soils from Northern Ukraine and retrospective dosimetry of the iodine-131 exposure after the Chernobyl accident. Science Total Environment 340, p. 35, 2005

[3] Mironov, V.; Kudrjashov, V.; Yiou, F.; Raisbeck, G.M.: Use of ^{129}I and ^{137}Cs in soils for the estimation of ^{131}I deposition in Belarus as a result of the Chernobyl accident. J. Environm. Radioactivity 59, p. 293, 2002

[4] Straume, T.; Marchetti, A.A.; Anspaugh, L.R.; Khrough, V.T.; Gavrilin, Y.I.; Shinkarev, S.M.; Drozdovitch, V.V.; Ulanovski, A.V.; Korneev, S.V.; Brekeshev, M.K.; Leonov, E.S.; Voigt, G.; Pachenko, S.V.; Minenko, V.F.: The feasibility of using ^{129}I to reconstruct ^{131}I deposition from the Chernobyl reactor accident. Health Physics 71, p. 733, 1996

[5] Straume, T.; Anspaugh, L.R.; Marchetti, A.A.; Voigt, G.; Minenko, V.; Gu, F.; Men, P.; Trofimik, S.; Tretyakevich, S.; Drozdovitch, V.; Shagalova, E.; Zhukova, O.; Germenchuk, M.; Berlovich, S.: Measurement of ^{129}I and ^{137}Cs in soils from Belarus and reconstruction of ^{131}I deposition from the Chernobyl accident. Health Physics 91 (1), p. 7, 2006

[6] Szidat, S. ; Schmidt, A. ; Handl, J.; Jakob, D.; Michel, R.; Synal, H.; Schnabel, C.; Suter, M.; Lopez-Gutierrez, J.M.; Städe, W.: Iodine-129 : Sample preparation, qualiy control and analyses of pre-nuclear materials and of natural waters from Lower Saxony, Germany. Nuclear Instruments and Methods in Physics Research B 172, p. 699, 2000

[7] Ernst, T.; Szidat, S.; Handl, J.; Jakob, D.; Michel, R.; Schnabel, C.; Synal, H.; Santos Arevalo, F.J.; Benne, I.; Boess, J.; Gehrt, E.; Capelle, A.; Schneider, J.; Schäfer, W.; Böttcher, J.: Migration of iodine-129 and iodine-127 in soils. Kerntechnik 68(4), p. 155, 2003

[8] Daraoui, A., Michel, R., Gorny, M., Jakob, D., Sachse, R., Alfimov, V., H.-A. Synal, H.-A.: Migration und Inventare von Iod-129 und Iod-127 in Böden. Dieser Tagungsband

[9] Pietrazak-Fils, Z.; Krajewski, P.; Radwan, I.; Muramatsu, Y.: Retrospective evaluation of ^{131}I deposition density and thyroid dose in Poland after the Chernobyl accident. Health Physics 84(6), p. 698, 2003

DISKUSSION AKTUELLER EPIDEMIOLOGISCHER ERGEBNISSE ZUR HÄUFIGKEIT VON LEUKÄMIE- UND KINDERKREBSERKRANKUNGEN IN DER UMGEBUNG VON KERNKRAFTWERKEN – SENKEN KKWS DIE LEUKÄMIEHÄUFIGKEIT?

Dr. med. Thomas Kinzelmann

Buchenweg 10, 74382 Neckarwestheim (Betriebsarzt Kernkraftwerk GKN & KWO)

Zusammenfassung

Die als Zusammenfasung der Michaelisstudien getroffene Aussage, dass, abgesehen von der Nahumgebung um Krümmel, in der Umgebung westdeutscher kerntechnischer Anlagen keine statistisch auffälligen Häufungen von Leukämie- und Krebserkrankungen festzustellen sind, ist unverändert gültig. Die Ergebnisse der KiKK-Studie für bis vierjährige Kinder sind ein durch das Studiendesign bedingter „definite impact" (12). Für alle Kinder (bis 14 Jahre) zeigen die Ergebnisse aus Großbritannien, Frankreich und Deutschland keine erhöhten Erkrankungsraten. Ein Zusammenhang von Erkrankungshäufungen mit Kraftwerksemissionen im Normalbetrieb ist auszuschließen. Sofern man an Statistiken und Aussagen, beruhend auf kleinen Fallzahlen und Trendeffekten, glauben will, ist bei Berücksichtigung der Auffälligkeiten in Kernkraftwerksplanungsregionen (ohne Kraftwerk) und den KiKK-Ergebnissen eine leukämieverhindernde Wirkung des Kraftwerksbetriebes anzunehmen.

Abstract

There is no evidence for a systematic elevation of leukemia diseases of children aged 0 – 14 years leaving near snuclear power plants in germany. This confirms to result of studies in France and Great Britain. The results of the german KiKK-Study, concerning childs aged below 5, were a political definite impact, caused by data selection an statistical methods. If you believe in weak statistical trends based on few numbers, you have to recognize, that nuclear power plants perhaps are reducing the risk of leukemia diseases in some rural regions.

Vorbemerkung:

Seit die BBC 1983 über eine Häufung von Leukämieerkrankungen bei Kindern in der Umgebung von Sellafield berichtete, ist die Diskussion über einen möglichen Zusammenhang zwischen Erkrankungshäufigkeit und kerntechnischen Anlagen nicht mehr abgebrochen.

In Deutschland wurde dies zunächst in zwei ökologischen Studien des deutschen Kinderkrebsregisters, den so genannten Michaelisstudien (14,15), untersucht. Zusammenfassend war festzustellen, „ dass – abgesehen von der Nahumgebung um Krümmel – in der Umgebung westdeutscher Anlagen keine statistisch auffälligen Häufungen von Krebserkrankungen bei Kindern, insbesondere auch nicht von Leukämien, festzustellen sind." Die Krebserkrankungshäufigkeit (angegeben als Standardinzidenzrate SIR; Erwartungswert 1,0) lag trotz der Häufung um Krümmel für alle Kinder auch im Nahbereich (5 km) im bundesweiten Durchschnitt. Für die Zeiträume 1980-1990 / 1991- 1995 bzw. 1980 – 1995 wurden bei 81 / 44 bzw. 126 in der 5 km-Region aufgetretenen Erkrankungen SIR-Werte von 0,99 / 0,94 und 1,06 angegeben.

Unabhängig des für alle Kinder (bis zum 14 Lebensjahr) und alle Krebserkrankungen unauffälligen Ergebnisses war in den Michaelisstudien bei Kleinkindern (unter 5 Jahre) eine Häufung auffällig. Statistisch signifikant war dies für Leukämien bei Kleinkindern von 1980 bis 1990 in den 5 km-Regionen um geplante (aber nicht gebaute) und gebaute Kraftwerke. Für die Leukämieerkrankungen bei allen Kindern (bis zum 15. Lebensjahr) wurden für die 5-km-

Region in den Zeiträumen 1980 - 1990 und 1991-1995 SIR-Werte von 1,10 und 1,03 errechnet. Für den Gesamtzeitraum 1980 – 1995 mit 47 Leukämieerkrankungen errechnete sich in der 5 km-Region eine SIR von 1,16 (ohne Krümmel 1,03). Für die unter 5-jährigen Kindern errechnete sich bei 31 Leukämien in der 5 km-Region von 1980 – 1995 eine SIR von 1,45.

Daten aus Deutschland 1980 - 2003

	Alter	Km-	Region	Fälle	SIR	Risiken als RR und OR-Wert	
1980 - 1990							
Alle Malignome	**0-15 J.**	**15**	**KKW**	**805**	**0,92**	**RR 0,97**	**0,87 - 1,08**
	0-15 J.	**5**	**KKW**	**81**	**0,99**	**RR 1,13**	**0,81 - 1,60**
Akute Leukämien	**0-15 J.**	**15**	**KKW**	**274**	**0,93**	**RR 1,06**	**0,88 - 1,28**
	0-15 J.	**5**	**KKW**	**30**	**1,10**	**RR 1,44**	**0,81 - 2,79**
	0-15 J.	**15**	**PLA**	**81**	**1,25***	**RR 1,42***	**1,09 - 1,85**
	0-15 J.	**5**	**PLA**	**8**	**1,23**	**RR 1,61**	**0,63 - 3,94**
Alle Malignome	**0 - 4 J.**	**15**	**KKW**	**420**	**0,93**	**RR 1,06**	**0,92 - 1,24**
	0 - 4 J.	**5**	**KKW**	**45**	**1,05**	**RR 1,43**	**0,89 - 2,42**
Akute Leukämien	**0 - 4 J.**	**15**	**KKW**	**152**	**0,96**	**RR 1,28**	**0,99 - 1,69**
	0 - 4 J.	**5**	**KKW**	**19**	**1,26**	**RR 3,01***	**1,25 - 10,3**
	0 - 4 J.	**15**	**PLA**	**49**	**1,43***	**RR 1,91***	**1,33 - 2,75**
	0 - 4 J.	**5**	**PLA**	**6**	**1,75**	**RR 4,16***	**1,23 - 17,2**
1991 - 1995							
Alle Malignome	**0-15 J.**	**15**	**KKW**	**550**	**1,03**	**RR 1,05**	**0,92 - 1,20**
	0-15 J.	**5**	**KKW**	**44**	**0,94**	**RR 1,12**	**0,69 - 1,81**
Akute Leukämien	**0-15 J.**	**15**	**KKW**	**182**	**1,02**	**RR 1,05**	**0,83 - 1,32**
	0-15 J.	**5**	**KKW**	**16**	**1,03**	**RR 1,22**	**0,53 - 2,89**
	0-15 J.	**5**	**PLA**		**1,23**	**RR 1,35**	**031 - 4,56**
Alle Malignome	**0 - 4 J.**	**15**	**KKW**	**274**	**1,02**	**RR 0,99**	**0,83 - 1,19**
	0 - 4 J.	**5**	**KKW**	**22**	**0,94**	**RR 0,97**	**0,49 - 1,88**
Akute Leukämien	**0 - 4 J.**	**15**	**KKW**	**107**	**1,11**	**RR 1,08**	**0,79 - 1,46**
	0 - 4 J.	**5**	**KKW**	**12**	**1,43**	**RR 2,00**	**0,66 - 7,26**
	0 - 4 J.	**5**	**-4K**	**8**	***ca. 1,0***		
	0 - 4 J.	**15**	**PLA**	**23**	**0,94**	**RR 0,91**	**0,54 - 1,47**
	0 - 4 J.	**5**	**PLA**	**2**	**1,09**	**RR 1,52**	**0,15 - 9,28**
1996 - 2003							
Alle Malignome	**0 - 4 J.**	**5**	**KKW**	**26**	**?**	**OR 1,45**	**0,96 -**
Akute Leukämien	**0 - 4 J.**	**5**	**KKW**	**14**		**OR 1,78**	**0,99 -**
	0 - 4 J.	**5**	**-3K**	**11**		**OR 1,52**	**0,81 -**
KiKK 1980 - 2003							
Alle Malignome	**0 - 4 J.**	**5**	**KKW**	**77**		**OR 1,61***	**1,26 -**
Michaelis 1980 - 1995	0 - 4 J.	5	KKW	67	1,14	RR 1,24	0,84 - 1,85
Akute Leukämien	**0 - 4 J.**	**5**	**KKW**	**37**		**OR 2,19***	**1,51 -**
Michaelis 1980 - 1995	**0 - 4 J.**	**5**	**KKW**	**31**	1,45	**RR 2,87***	**1,34 - 6,86**
KiKK 1980 – 2003 Neuberechnungen 2008							
Akute Leukämien	**0 - 4 J**	**5**	**KKW**	**37**		**OR 2,27** n.s.	**0.80 -**
	0 - 4 J.	**5**	**KKW**	**34**	**1,41**		**0,98 - 1,97**
Schätzwert ohne	**Krümmel**	**(5-Km)**	**-8K**	**26**	***ca. 1,16***	**(SIR 1,41 x 15/14 x 26/34)**	

Legende: *** = Signifikanz**

KKW: Kernkraftwerksregion; bei Michaelis bezogen auf die Gemeinde; bei KiKK: Abstand

-nk: Berechnung ohne Krümmel-5 km-Rregion / ohne die dort -nk aufgetretenen Erkrankungen

PLA: Kernkraftwerksplanungsregion(en) vor bzw. ohne Bau eines Kernkraftwerkes

SIR: Standardinzidenrate. Zahl der neu aufgetretenen Erkrankungen im Vergleich mit der BRD

RR: Relatives Risiko im Vergleich mit einer Vergleichsgruppe/-region (zB. SIR KKW : SIR Vergl.)
OR: Odds Ratio, "relatives Risiko" bei Vergleichen von Fällen mit Kontrollen in Fall-Kontroll-Studien
Für SIR, RR, OR entspricht ein Wert von 1,0 einem unauffälligen Risiko, d.h. dem Erwartungswert;**-ein Wert von 2,0 bedeuted eine Verdoppelung, ein Wert von 0,5 eine Halbierung der Risiken.**

KiKK-Studie, Studie zu Kinderkrebs in der Umgebung von Kernkraftwerken (11)

Aufgrund der immer wieder aufkommenden Diskussionen sah das BMU unter Führung des damaligen Umweltministers Trittin „politischen Handlungsbedarf" und veranlasste über das BfS die KiKK-Studie. Neben der Frage „Wohnen Familien mit erkrankten Kleinkindern häufiger in der Nähe von Kernkraftwerken als Familien mit nicht erkrankten Kindern" sollten im zweiten Teil der Fall-Kontroll-Studie mit Interviews diskutierte Ursachen (z.B. Infektionen und Röntgenuntersuchungen während der Schwangerschaft, demographische und soziale Faktoren, Strahlung sowie immunologische und toxikologische Einflüsse) erforscht werden.

Das Studiendesign wurde von einer Expertengruppe des BfS festgelegt (10). Die Studie wurde dann entsprechend den Vorgaben vom deutschen Kinderkrebsregister durchgeführt. Das Risiko wird in Fall-Kontroll-Studien als Odds-Ratio (OR) angegeben. Ist kein erhöhtes Risiko vorhanden, liegt der OR Wert bei 1,0. Eine OR von 2,0 bedeutet eine Verdoppelung.

Die von den Autoren des Deutschen Kinderkrebsregisters publizierte Ergebnisse (s.11) zeigen unter den vorgegebenen Bedingungen (Kinder unter 5 Jahre, Zeitraum 1980–2003 und mathematische Modellierungen) für die Jahre 1980 – 2003 einen Zusammenhang zwischen Erkrankungsrisiko und Wohnort. Beobachtete Fälle wohnen mit durchschnittlich 23,4 km Abstand vom Kraftwerkskamin im Mittel 700 m näher am Kraftwerkskamin als Kontrollen, d.h. nicht erkrankte Kinder. In absolute Zahlen umgesetzt, wären mit der gewählten Modellrechnung in 24 Jahren von bundesweit 13.373 beobachteten Krebserkrankungen 29 Erkrankungen (davon 20 Leukämien) auf das Wohnen in der 5 km-Umgebung zurückzuführen. Bei der Analyse für den zweiten Teilzeitraum (meist 1991–2003) liegt auch ein umgekehrter Abstandseffekt (schützende Funktion der Kaminnähe) im Bereich des Möglichen. Der Regressionskoeffizient ist mit 0,54 noch positiv, die untere 95 % Signifikanzgrenze liegt dann allerdings bei -0,47.

Für die 5 km-Umgebung wurden (bei der Modellierung nach Abstandskategorien < 5 km zu > 5 km) für alle Krebs-und Leukämieerkrankungen OR Werte von 1,61 bzw. 2,21 berechnet. Aus den Regressionskurven lässt sich für den 5 km-Abstand eine OR von 1,27 und 1,75 ablesen. Regression und OR-Werte werden stark durch die Leukämiehäufung (8 Leukämien) um Krümmel beeinflusst, aber auch ohne Krümmel ist das Ergebnis noch signifikant auffällig.

Die Berechnungen (ausgehend von 1.592 Fällen und 4.735 Kontrollen in der Studienregion) werden von den Autoren ausführlich diskutiert. Mehrfach wird auf Fehlermöglichkeiten hingewiesen, die das abschätzbare Risiko im Sinne einer Überschätzung beeinflussen. Die Werte gelten unter den Bedingungen des gewählten Modells und sind, so die Autoren, „wegen der zu Grunde liegenden kleinen Fallzahlen mit einer erheblichen Unsicherheit behaftet". Wesentlich ist die Tatsache, dass die Kontrollrekrutierung innerhalb der 5 km-Regionen mit 16,1 % häufiger nicht erfolgreich war als (mit 10,3 %) außerhalb. Werden alle Fälle und deren Kontrollen ausgeschlossen, die aus Gemeinden stammen, die nicht alle erbetenen Kontrollen geliefert haben, sinkt der Regressionswert ß von 1,18 auf 1,01 ab. Eine ähnliche Reduktion ergibt sich (ß dann 1,05), wenn Fälle und Kontrollen ausgeschlossen werden, deren Adressen nicht genau ermittelt werden konnten. Eine Berechnung mit Berücksichtigung beider Effekte wurde nicht durchgeführt. Festzuhalten bleibt auch, dass im Teil 2 der Studie, der aufgrund dieser Abweichung dann von der Auswertung (zu Einflussfaktoren und Confounding) ausgeschlossen wurde, die nicht erkrankten Kinder durchschnittlich näher am Kraftwerk wohnten.

Öffentliche Wahrnehmung und Diskussion der Kikk-Studie

Die in der KiKK-Studie errechnete signifikante Häufung von Krebserkrankungen (OR 1,61) und Leukämien (OR 2,19) in der Nahumgebung deutscher Kernkraftwerke und der berechnete signifikante Abstandstrend führte zu einem großen Presseecho. Die abgeschätzten Risiken wurden auch von dem BfS meist ohne Hinweis auf die sehr großen Unsicherheiten und die benannten Verzerrungen kommuniziert. Nicht nur von Anti-Atom-Gruppierungen wurde nahezu a priori ein Kausalzusammenhang unterstellt. Einer der BfS-Experten veröffentlichte Berechnungen, nach denen sich bis mehrere hundert zusätzliche Erkrankungen auf das Wohnen in der Kraftwerksumgebung zurückführen lassen. Das BfS lieferte zunächst via Frühstücksfernsehen und mit einer Publikation (7), in der dem Kinderkrebsregister auch eine nicht durchgeführte Berechnung unterstellt wurden (2), seinen Beitrag zur öffentlichen Diskussion.

Nach späterer Einschätzung der Epidemiologen des BfS (8) „deuten die Ergebnisse mehrerer Studien darauf hin, „dass es (*nur*) eine Verschiebung des Erkrankungsrisikos hin zu der jüngsten Altersklasse gibt." „Für Leukämie in der Altersgruppe der 0 bis 14-Jährigen (*d.h. für alle Kinder*) zeigen die Ergebnisse aus Großbritannien, Frankreich und Deutschland keine erhöhten Erkrankungsraten, in Frankreich lagen diese unter dem Erwartungswert"(2,17,22).

Beiträge des Kinderkrebsregisters zur Diskussion

Vom Kinderkrebsregister wurde bereits in den ersten Publikationen und Presserklärungen darauf hingewiesen, dass aus den Ergebnissen nicht auf eine Kausalität (Verursachung) geschlossen werden kann. Die Bedeutung der im Studiendesign getroffenen Festlegungen (Selektion auffälliger Teilergebnisse aus vorangegangenen Studien), die Methode (einseitiges Konfidenzintervall, Regressionskurve) und die Erfassungsfehler (Adressen und der Kontrollrekrutierungen) und die daraus resultierenden Einflüsse auf die Ergebnisse wurden dargestellt.

Im Jahr 2008 wurden Neu- und Nachberechnungen publiziert (13) , mit denen zwei der drei KiKK-Ergebnisse (der Abstandstrend und die Häufung bei allen Erkrankungen) widerlegt werden. Wichtig sind die Aussagen „Der gesicherte statistische Zusammenhang gilt nur für Leukämieerkrankungen, …, ohne das ein Abstandstrend zu erkennen ist" und „Mit der neuen Fallkontrollstudie wurde im Vergleich zu den früheren Inzidenzstudien eine andere Methode gewählt, die andere Nachteile hat" sowie „Es muss berücksichtig werden, dass die Daten der aktuellen Studie nicht unabhängig von den beiden vorangegangenen Studien sind und keine unabhängige Bestätigung von früheren Ergebnissen der Studien in Deutschland darstellt."

Stellungnahme der deutschen Strahlenschutzkommission (21)

Von der SSK wird ein Zusammenhang mit Strahlung und radioaktiven Kraftwerksemissionen klar und eindeutig negiert. „Die Evidenz (*für eine Leukämiehäufung*) beschränkt sich auf Gebiete, die maximal 5 km entfernt sind."… Dabei ist zu beachten, so die SSK, „dass bei der gewählten Funktion eine lineare Regression fast unweigerlich signifikant werden muss, wenn sich das (ggf. *vorab bekannte*) Ergebnis für die innerste Kategorie (*5 km*) von den anderen Kategorien unterscheidet." „Das Design der Studie weist zahlreiche methodische Schwächen auf, so dass es vernünftiger gewesen wäre, die Studie in dieser Weise nicht durchzuführen."

Zur Motivation der KiKK-Studie

Immer wieder sind weltweit regionale Erkrankungshäufungen unter anderem um Industrieanlagen zu beobachten, die berechtigt den Verdacht auf eine über den Zufall hinausgehende Häufung und einen Ursachenzusammenhang mit Emissionen der Industrieanlagen lenken.

Dieser Anfangsverdacht trifft in besonderer Weise auf eine Häufung von Leukämien in der Umgebung kerntechnischer Anlagen zu, da der Zusammenhang zwischen Expositionen mit hohen Strahlendosen und dem Auftreten von Krebs- und Leukämieerkrankungen gesichert ist. Für den Dosisbereich der natürlichen externen Strahlenexposition (p.a. weniger als 10 mSv) und die Exposition durch die Emissionen kerntechnischer Anlagen im Normalbetrieb (durchschnittlich in Deutschland weniger als 0,01 mSv) ist dieser Zusammenhang nicht nachweisbar.

Die Strahlenschutzkommission hat aktuell (21) die Emissionen der deutschen Kernkraftwerke und radioökologische Auswirkungen (Strahlendosen) ausführlich dargestellt. Für eine Änderung der amtlich angegebenen Dosisberechnungen besteht keinerlei Notwendigkeit. Ein Zusammenhang von Kraftwerksemissionen mit Erkrankungen wird klar und eindeutig negiert. Bezüglich des strahlenbedingten Leukämie- und Krebserkrankungsrisikos bei Kindern wurde dabei insbesondere auch auf die Risikoschätzer des Oxford Survey of Childhood Cancers (OSCC) eingegangen, die für die Gesamtheit aller Krebsarten im Lebensalter unter 5 Jahren eine Risikoverdoppelung nach einer Strahlenexposition in utero nach etwa 25 mSv nahelegen. Andere Untersuchungen nach vorgeburtlicher (in utero) Strahlenexposition und Ergebnisse zur nachgeburtlichen (postnatalen) Expositionen deuten auf ein eher geringeres Strahlenrisiko.

Da die Höhe der Kraftwerksemissionen, die dadurch bedingte Strahlenexposition und die Untersuchungen zur strahlenbiologischen Relevanz bereits vor der KiKK-Studie bekannt waren, liegt der Rückschluss auf eine eher politische Motivation bei der Studienbeauftragung nahe. Eine politisch einseitige Einflussnahme wurde auch bei der Auswahl der BfS-Experten, die das Studiendesign erstellten, deutlich. Bei grundsätzlich begrüßenswerter Beteiligung so genannter nicht regierungsamtlicher Organisationen erfolgte im Vorfeld durch das BfS keine Information oder Einladung von kompetenten Fachorganisationen wie den FS (Fachverband Strahlenschutz), die DGMS (Dt. Gesellschaft für medizinischen Strahlenschutz, ehemals Verein der Strahlenschutzärzte) oder gar die Betreiber von Kernkraftwerken oder deren Ärzte. Das vom BfS berufene Expertengremium legte, sozusagen als „Legislative“, das Design der KiKK- Studie fest, das Kinderkrebsregister rechnete dann als beauftragte „Executivgewalt“ mit den Vorgaben, die einige richtungsweisende stark ergebnisrelevante Vorgaben enthielten:

Mit Blick auf die bereits bekannten Daten wurde die Auswertung auf Kleinkinder beschränkt. Aus den Michaelisstudien wurden damit gezielt die auffälligen Risiken für die Kleinkinder übernommen. Durch die Verwendung der Daten (aus den 16 Jahren der Michaelisstudien von 1980 bis 1995) waren vorab etwa 2/3 des Gesamtergebnisses bekannt. Die Frage der geänderten Erkrankungshäufigkeit wurde einseitig (Erhöhung?) formuliert, womit sich häufiger statistische Signifikanzen errechnen. Ein negativer Abstandstrend, wie er für die Hirntumoren dann errechnet wurde, war a priori als völlig undenkbar ausgeschlossen. Eine unwahrscheinliche 100%-ige Erkrankungsrate lag dagegen in dem so definierten Vertrauensbereich. Auf die Untersuchung der Auffälligkeiten in KKW-Planungsregionen (ohne KKW) wurde verzichtet.

Grundsätzlich verursacht auch Modellbildung bei dem bekannten erhöhten Risiko in der Nahregion erwartungsgemäß einen Abfall der „Risikokurve“ zur Peripherie. Bei der tabellarischen Darstellung wirken die relativ kleinen Fallzahlen und statistisch unsicheren Ergebnisse in den < 5 km- und > 50 km-Teilregionen überproportional auf die Wahrnehmung.

Einflüsse bei der Durchführung der KiKK-Studie

Neben den ergebnisrelevanten Vorgaben durch das BfS-Expertengremium (Datenselektion und einseitiges Konfidenzintervall) ergaben sich auch bei der Durchführung der Studie einige Einflüsse, die die Regressionskoeffizienten und die berechneten Risiken im Sinne einer Überschätzung beeinflussen. Da die Kontrollrekrutierung innerhalb der 5 km-Regionen mit 16,1 % häufiger nicht erfolgreich war als (mit 10,3 %) außerhalb, ergibt sich, wie eine Art „Mehrwertsteuer“ ein Risikozuschlag auf den realen OR-Wert für „alle Krebserkrankungen“ von etwa 17 %. Der von den Autoren erörterte Adressfehlereffekt kann die Risikoabschätzung um weitere 12 % erhöht haben. Bei Berücksichtigung beider Fehler dürfte das Gesamtergebnis für alle Krebserkrankungen (trotz der Häufung um Krümmel) seine Signifikanz verlieren.

Die Ende 2008 vorgelegte neue Publikation des DKKR negiert eine Häufung bei allen Krebserkrankungen und eine Häufung von Leukämien außerhalb des Nahbereiches (5 km). Die 2008 für den Gesamtzeitraum (1980 bis 2003) angegebenen Risiken für Leukämie bei Kleinkindern in der 5km-Region schwanken in Abhängigkeit vom modus operandi zwischen 1,41 und 2,27 und sind im Gegensatz zu dem Ergebnis der KiKK-Studie (OR 2,19) nicht signifikant erhöht. Damit wird erneut gut belegt, dass die Methodik ein errechnetes Risiko stärker beeinflussen kann als die Anzahl der zusätzlich aufgetretenen Leukämieerkrankungen.

Hätte man einen eher konfirmatorischen Studienansatz gewählt und nur die Daten ab 1991 bzw. ab 1996 betrachtet (hypothesengenerierend war der Zeitraum von 1980 -1990), hätte sich bei Berücksichtigung der Erfassungsfehler (die eine Erhöhung der Regression um etwa 30% bewirken) vermutlich auch für die Leukämien kein signifikantes Ergebnis ergeben. Ohne die vorab bekannte Häufung um Krümel (7 von 24 Leukämieerkrankungen ab 1991) lägen die Risikoschätzer von 1991 - 2003 und 1996 - 2003 dann in einem statistisch völlig unauffälligen Bereich und in jedem Fall weit unterhalb z.B. der (auf Basis der Standardinzidenzen) etwa erhöhten Leukämierisiken in Regionen um geplante aber nicht gebaute Kernkraftwerke.

Ursachen der frühkindlichen Leukämie

Der Begriff „Leukämie“ ist eine Sammelbegriff für einen Teil der bösartigen Erkrankungen des Immunsystems und der blutbildenden Zellen. Es finden sich zahlreiche Untergruppen mit unterschiedlichen und nur z.T. spezifischen genetischen bzw. chromosomalen Veränderungen. Diese Veränderungen werden bei Leukämien im Kindesalter vermutlich bereits während der Fetalentwicklung induziert. Durch weitere Einflüsse kann dann durch weitere Erbgutveränderungen die Leukämie auftreten. Bei beiden Schritten wird ein Einfluss von Infektionen, Chemikalien, Strahlung und anderen Faktoren mit Einfluss auf das Immunsystem (u.a. Allergien, Impfungen) angenommen. Auch der Zeitpunkt von Infektionen, soziale und demographische Umstände scheinen einen erheblichen Einfluss auf das Blutkrebsrisiko bei Kindern zu haben. Dies gilt übrigens nicht nur im negativen Sinne: Der frühe Besuch einer Kinderkrippe und / oder vermehrte soziale Kontakte, z.B. durch den Besuch von Kleinkind-Krabbelgruppen und Mutter-Kind-Treffen scheinen das kindliche Leukämierisiko deutlich senken zu können.

Leukamiehäufigkeiten in Kernkraftwerks- und Kernkraftwerksplanungs-Regionen

Die uneinheitlichen Ergebnisse sind in verschiedenen Reviews zusammengefasst (3,14,16). Ein aktuell auffälliges Ergebnis einer im Vorfeld der KiKK-Studie von Baker et al. publizierten „Metaanalyse“ ist durch die Selektion der verwendeten Studien geprägt. Leider haben nur wenige Forscher die Diskussion zu demographischen und sozialen Faktoren und zum Infektionsgeschehen berücksichtigt und Vergleichsregionen mit einem geplanten, aber nicht gebauten Kraftwerk oder die Erkrankungshäufigkeit vor der Inbetriebnahme untersucht.

Die Tabelle gibt einen Überblick über Arbeiten mit Berücksichtung von Planungsregionen:

Leukämieerkrankungen bei Kindern an Standorten kerntechnischer Anlagen						
Standorte, Zeitraum	Autor (Veröffentlichung)	Region	Alter	Fälle	SMR	RR
England und Wales, 15 Standorte, 1969 - 1978	Forman, Cook-M. (1989)	16 km	0 - 24	635	1,13	1,16*
USA, 62 Standorte 1950 - 1984	Jablon (1991)	16 km	0 - 10	1390	1,01	0,97
BRD, 20 Standorte 1980 - 1995	Michaelis (1992)	15 km	0 - 14	274	*0,93	1,06
davon < 5 Jahre			*0 - 4*	*152*	**0,96*	*1,28*
DDR, 3 Standorte, 1979 – 1988	Möhner (1993)	15 km	0 - 14	19	*1,26	

Leukämieerkrankungen bei Kindern in Kraftwerks-Planungsregionen						
Standort, Zeitraum s.o.	Autor (Veröffentlichung)	Region	Alter	Fälle	SMR	RR
England und Wales, 8	Cook-Mozaffari (1989)	16 km	0 - 24	189	1,06	1,14
USA, 62 Standorte	Jablon (1991)	16 km	0 - 10	2020	1,07	1,08*
BRD, 6 Standorte	Michaelis (1992)	15 km	0 - 14	81	*1,25	1,42*
davon < 5 Jahre			*0 - 4*	*49*	**1,43*	*1,91**
DDR, 1 Standort	Möhner (1993)	15 km	0 - 14	19	*0,94	

Erstaunlicherweise finden sich bei weitgehend unauffälligen und nur zum Teil leicht erhöhten Standardinzidenz- bzw **S**tandard**M**ortalitäts**R**aten (Erkrankungshäufigkeit bzw. Sterblichkeit im Vergleich zum Landesdurchschnitt, Erwartungswert 1,0) erhöhte Risikoschätzer (relative Risiken, RR) nicht nur in den Kernkraftwerksregionen, sondern auch ohne Kernkraftwerk in den Planungsregionen. In den Planungsregionen sind dir Risikoschätzer nominal sogar höher.

Die Auffälligkeiten in den Planungsregionen können, wie in den Kraftwerksregionen, rein zufällig bedingt sein oder auf nicht näher bekannte demographische, soziale, toxische, infektiöse immunmodulierende Einflüsse zurückzuführen sein aber sicher nicht auf Kernkraftwerksemissionen. Als wahrscheinlichste sozial-demographische Mitursachen gelten derzeit die Zuwanderungshypothese von Kinlen und der Einfluss von Infektionen (Graeves-Hypothese), die an anderer Stelle von den Autoren und u.a. in den Michaelisstudien und in europäischen Forschungsvorhaben zu regionalen Leukämiehäufungen bereits diskutiert wurden (3).

Einfluss des zeitlichen Verlaufes mit Kraftwerksbetrieb auf die Erkrankungshäufigkeiten

Die in Deutschland in den KiKK- und in den Michaelis-Studien für Kleinkinder errechneten Risiken (**R**elative **R**isiken und **O**dds-**R**atio) in Kraftwerksregionen zeigen, dominiert durch die Leukämien, mit der Zeit nach Inbetriebnahme der Kraftwerke eine abnehmende Tendenz.

Risikoschätzer f. Leukämie bei Kleinkindern (< 5J., 5 km Region) **im zeitlichen Verlauf**				
Zeitraum	Michaelis	KiKK (Vertrauensbereich)	Kikk ohne Krümmel	SIR Wert
1980 - 1990	RR 3,01	OR 3,00 (1,54)	OR 2,78 (1,42)	(publiziert 2008)
1991 - 1995	RR 1,39	OR 2,10 (1,04)	OR 1,79 (0,76)	
1996 - 2003		OR 1,78 (0,99)	OR 1,52 (0,81)	
Gesamtzeitraum	RR 1,49	OR 2,19 (1,51)	OR 1,96 (1,31)	1,41 (0,98 – 1,97)

Eine Stärke der KiKK-Studie liegt darin, so die Autoren, dass alle Kernkraftwerksregionen in Deutschland gemeinsam betrachtet werden können und in der gepoolten 5 km-Kraftwerksregion in 24 Jahren 37 aufgetretene Leukämieerkrankungen betrachtet werden können. Zwischen 1980 und 2003 wurden insgesamt 5.893 Leukämieerkrankungen bei Kleinkindern vom DKKR registriert, davon 593 Leukämien in der jetzt ausgewählten KiKK-Studienregion.

Unter vielen berechtigten Vorbehalten zur KiKK-Studie und zur immer noch sehr geringen Fallzahl in der 5 km-Region „ sollte nicht darüber hinwegtäuschen, dass auch die vorliegende Studie potenzielle Verzerrungen und Limitationen aufweist, …“ wird auch von den Autoren der KiKK-Studie diese abnehmende Tendenz im zeitlichen Verlauf 2008 explizit dargestellt.

Sofern man an derartige Statistiken und Aussagen, beruhend auf kleinen Fallzahlen und fragwürdigen Trendeffekten, glauben mag, ist unter Berücksichtigung der auffälligen Befunde in Planungsregionen der Rückschluss auf eine leukämieverhindernde Wirkung des Betriebes von Kernkraftwerken nicht von der Hand zu weisen. Ursächlich sind, wie für die beobachteten Häufungen, nicht die Kraftwerksemissionen – auch wenn eine hormetische Wirkung kleinster Strahlendosen nicht ausgeschlossen werden kann. Mit beteiligt am positiven Effekt ist vermutlich die durch den Kraftwerksbetrieb (verbunden mit qualifizierten, gut bezahlten Arbeitsplätzen) bedingte Änderung der sozialen und demographischen Verhältnisse, die sich in der Nahumgebung durch Zuwanderung allerdings zunächst auch negativ auswirken könnten. Ein Einfluss der Siedlungsstruktur auf das Krankheitsgeschehen scheint gut belegt, eine Zuwanderung an den Kraftwerkstandorten ist evident, auch wenn dies in KiKK negiert wurde.

Resümee: Die Aussage, dass es sich bei der KiKK-Studie um eine grandiose Täuschung handelt, ist meiner Meinung nach eine der wenigen völlig korrekten Aussagen eines der federführenden BfS-Experten. Fragestellung und Ergebnisse sind ein den vorangegangenen Michaelisstudien geschuldeter „definite impact“. Die KiKK-Ergebnisse sind überwiegend auf eine selektive Neuauswertung der bereits in den Michaelisstudien verwendeten Daten zurückzuführen. Die dort bei Kleinkindern erahnbaren Auffälligkeiten wurden jetzt mit großem Aufwand abgesichert. Der nur für die Leukämien bei Kleinkindern als gültig betrachtete statistische KiKK- Zusammenhang zwischen Wohnadresse und Erkrankungsrisiko relativiert sich bei kategorialer Betrachtung und bei Betrachtung der SIR-Werte. (13) Für eine wiederholt unterstellte Verursachung durch Kraftwerksemissionen besteht außer der räumlichen Korrelation kein Anhaltspunkt. Unter Berücksichtigung der Befunde in den Planungsregionen und des zeitlichen Verlaufes scheint der Betrieb von KKW’s Leukämien eher zu verhindern.

Literaturverzeichnis:

1 Blettner, M.: Stellungnahmen u.a. zur sog. Qualitätsgprüfung (10), www.kinderkrebsregister.de

2 Bithel, J.F.: Childhood leukaemia near Bristh nuclear installations, unpublished, nach 6. Grosche,B.

3 Comare 10.Report.: The incidence of childhood cancer around nuclear installation in GB,HPA 2005

4 Cook-Mozaffari, P.J., et al: Cancer icidence and mortality in the vincinity of nuclear installations in England and Wales 1950–1980, OPCS Studies on Medical and Pop. No 51 (1987), HSMO

5 Forman, D., Cook-Mozaffari, P.J. et al: Cancer near nuclear installations, Nature, 329 (1987) 499

6 Greiser, E.: Epidemiologe, BfS-Experte und BfS-Gutachter im TAZ-Interview vom 18.12.2007

7 Grosche, B., Jung, Th., Weiss,W.: Häufigkeit von Krebs bei Kindern in der Umgebung von Kernkraftwerken. atw 53 (2008), Nr. 3, 174

8 Grosche, B., Jung, Th., Weiss, W.: Häufigkeit von Krebs bei Kindern in der Umgebung von Kernkraftwerken: Die KiKK-Studie, Bundesamt für Strahlenschutz, Skript vom 28.09.2008

9 Jablon, S. et al: Cancer in populations living near nuclear faciklities, NIH publication 90-874,1990

10 Jockel, K-H., Greiser, E. und Hoffmann,W: Epidemiologische Qualitätsprüfung, www.bfs.de

11 Kaatsch, P. et al. (2007): Epidemiologische Studie zu Kinderkrebs in der Umgebung von Kernkraftwerken, (KiKK-Studie) im Auftrag des BfS, Vorhaben StSch 4334: s.www.bfs.de

12 Kaatsch, P., Leiter des dt. Kinderkrebsregisters 2007: zitiert in Jöckel, K-H., Greiser,E. und Hoffmann,W.: Epidemiologische Qualitätsprüfung der KiKK-Studie im Auftrag des Bfs, 19.03.2008

13 Kaatsch, P., Spix, C., Jung, I., Blettner, M.: Leukämien bei unter 5-jährigen Kindern in der Umgebung deutscher Kernkraftwerke, Dtsch Arztebl 2008; 105(42): 725-32

14 Kaletsch, U., Michaelis,J. et al: Epidemiologische Studien zum Auftreten von Leukämieerkrankungen in Deutschland. Schriftenreihe Reaktorsicherheit und Strahlenschutz BMU 1997-489

15 Keller, B., Haaf, G., et al: Untersuchung der Häufigkeit von Krebserkrankungen im Kindesalter in der Umgebung westdeutscher kerntechnischer Anlagen 1980 – 1990;IMSD / BMU 1992

16 a: Kinzelmann, T.: In wie gefährlich ist Strahlung: Strahlebelastung un Kindliche Leukämieerkrankungen in der Umgebung von Kernkraftwerken, LGA Baden-Württemberg, (1994), 39
b: Kinzelmann,T.: Metaanalysen zu Leukämieerkrankungen bei Kindern, SSP 4/2007; 62

17 Laurier, D. et al: Childhood leukaemia incidence below 5 years near French nuclear powerplants. J Radiol. Prot, 28 (2008), 401f.

18 Michaelis, Jörg: Leukämien im Kindesalter Epidemiologische Untersuchungen des Deutschen Kinderkrebsregisters: Schlusswort, Dtsch Arztebl 1999; 96(31-32): A-2035 / B-1723 / C-1619

19 Michaelis, Jörg; Kaatsch, Peter; Spix, Claudia: Krebskranke Kinder und Kernkraftwerke: „Datenfischen“, Dtsch Arztebl 2001; 98(38): A-2405 / B-2056 / C-1927

20 Schmitz, H.: KiKK-Studie - eine grandiose Täuschung?, Strahlenschutzpraxis, 14, 3/2008

21 SSK: Bewertung der epidemiologischen Studie zu Kinderkrebs in der Umgebung von Kernkraftwerken (KiKK-Studie) Stellungnahme der Strahlenschutzkommission und wissenschaftliche Begründung der Stellungnahme, Heft 57 und Heft 58 der Reihe „Berichte der SSK“ (2008)

22 White-Koning, M.L. et al.: Incidence of childhood leukaemia in the vincinity of nuclear sites in france 1990 – 1998, Br J Cancer, 91

STRAHLENSCHUTZ IN DER PRÄVENTIONSARBEIT EINES UNFALLVERSICHERUNGSTRÄGERS

W.Aspek

Allgemeine Unfallversicherungsanstalt – Hauptstelle – Abteilung für Unfallverhütung und Berufskrankheitenbekämpfung, Wien

Zusammenfassung

Die Allgemeine Unfallversicherungsanstalt AUVA ist der größte Unfallversicherungsträger im System der österreichischen Sozialversicherung. Die Aufgaben der AUVA sind im Allgemeinen Sozialversicherungsgesetz definiert und sind im Wesentlichen:

- die Verhütung von Arbeitsunfällen
- die Vermeidung von Bedrufskrankheiten
- die Unfallheilbehandlung und Rehabilitation
- die Zusammenarbeit mit Behörden und der Wissenschaft

Im Anhang 1 zum Allgemeinen Sozialversicherungsgesetz ist die Liste der anerkannten Berufskrankheiten zu finden, so auch die Berufskrankheit Nummer 16 – Erkrankung durch Einwirkung ionisierender Strahlen.

Die Präsentation gliedert sich in Statistik der Versicherungsfälle, Tätigkeitsberichten, Meßgeräteausrüstung und Unfallerhebungen sowie einen Ausblick auf neue Herausforderungen durch die geänderte Gesetzeslage wie z.B. die natürliche Strahlenquellen-Verordnung.

STRAHLENSCHUTZ FÜR DIE ABIOTISCHE UMWELT – BRAUCHEN WIR NEUE KONZEPTE?

RADIATION PROTECTION OF THE ABIOTIC ENVIRONMENT - DO WE NEED NEW CONCEPTS?

Rainer Gellermann[1], Christian Küppers[2]; Rolf Michel[3]

1 FUGRO-HGN GmbH, Braunschweig
2 Öko-Institut e.V. Darmstadt
3 Leibnitz Universität Hannover

Die deutsche Strahlenschutzverordnung bezweckt, zum Schutz des Menschen aber auch der Umwelt vor der schädlichen Wirkung ionisierender Strahlung Grundsätze und Anforderungen für Vorsorge- und Schutzmaßnahmen zu regeln. Dieser Anspruch bedarf, wenn er umgesetzt und ggf. in Genehmigungsverfahren eingefordert werden soll, einer Klärung der damit verbundenen Inhalte und Maßstäbe.

Eine der dabei zu klärenden Fragen betrifft, was an dieser Stelle unter Umwelt verstanden werden soll. In der Empfehlung 103 der ICRP wird unter dem Titel „Schutz der Umwelt" vor allem den Schutz der nichtmenschlichen Spezies vor den schädlichen Wirkungen ionisierender Strahlung verstanden. Trotz einige offener Fragen glaubt die ICRP anknüpfend an frühere Einschätzungen weiterhin, dass bei geplanten Expositionen andere biologische Spezies nicht einem (unvertretbaren) Risiko ausgesetzt werden, wenn die Umweltbelastungen sich auf ein Maß beschränken, das den Schutz der Bevölkerung im Sinne des Strahlenschutzes sicher stellt.

Im deutschen Umweltrecht ist der Begriff „Umwelt" aber nicht auf die belebte Umwelt zu reduzieren. Wasser, Boden und Luft werden als unbelebte Umweltmedien durch ionisierende Strahlung zwar nicht geschädigt und daher im klassischen Strahlenschutz nicht selbst als Schutzgüter betrachtet. Da sie aber durch viele Wirkungsketten auf den Menschen einwirken oder einwirken können, verbietet sich eine beliebige Kontamination dieser Medien mit Radioaktivität. Freisetzungen radioaktiver Stoffe, die diese Umweltmedien betreffen, werden daher im Strahlenschutz begrenzt. Die Maßstäbe für die tolerablen Belastungen von Umweltmedien mit Radionukliden leiten sich dabei aus den Schutzzielen für die Bevölkerung ab, wie sie im System unseres Strahlenschutzes festgeschrieben sind.

Der Schutz von Wasser, Boden und Luft in Hinblick auf die Kontamination von Umweltmedien durch chemisch-toxische Stoffe wird allerdings in den entsprechenden Sachgebieten des Umweltschutzes, d.h. im Wasserrecht, Bodenschutzrecht und Immissionsschutzrecht mit eigenen Konzepten und Maßstäben bewertet. In diesen Konzepten werden kanzerogene Noxen als Stoffe behandelt, deren schädliche Wirkung sich in einem schwellenfreien Risiko an Krebs zu erkranken messen lässt. Damit liegen dem Schutz von Wasser, Boden und Luft Konzepte zugrunde, in die Radionuklide als kanzerogene Noxen grundsätzlich eingeordnet werden können.

Eine Analyse dieser Konzepte des stoffbezogenen Umweltschutzes für kanzerogene Stoffe zeigt eine Reihe von Gemeinsamkeiten. Dazu gehören Dosiskonzepte mit rechnerischen Be-

züge auf das Risiko von Personen bei (lebenslanger) Exposition an Krebs zu erkranken. Der dabei als Maßstab akzeptabler Risiken benutzte Wert liegt allerdings im Bodenschutz und im Wasserrecht mit $1x10^{-5}$ deutlich unter dem entsprechenden Risikowert, der sich aus einer Dosisgrenze von 1 mSv/a im Strahlenschutz ergibt. Eine genauere Betrachtung zeigt aber, dass diese Risikowerte nicht isoliert gesehen werden dürfen und nur im Zusammenhang mit Szenarien und Modellen ein Vergleich von Dosiswerten möglich ist.

Sehr unterschiedliche Sichtweisen bestehen aber in Hinblick auf die Schutzziele. Während im Strahlenschutz in der Regel die zusätzliche Exposition durch geplante Tätigkeiten oder ggf. durch anthropogen veränderte existierende Situationen begrenzt werden soll, werden beim Schutz von Wasser und Boden Schwellenwerte definiert, bei deren Unterschreitung von unbedeutenden Umweltbelastungen ausgegangen werden kann, deren Überschreitung aber nicht verboten ist. Überschreitungen durch lokale natürliche Bedingungen sind möglich. Bei anthropogen herbeigeführten Kontaminationen sind ggf.unter Beachtung des Verhältnismäßigkeitsgrundsatzes Gegenmaßnahmen erforderlich.

Darüber hinaus sind die Schutzziele für Wasser, Boden und Luft nicht nur am Schutzgut menschliche Gesundheit ausgerichtet, sondern betreffen auch andere Aspekte, wie die Ökologie, die Nutzbarkeit (beim Boden auch Bodenfruchtbarkeit) und die Wirkung von Kontaminationen auf Sachgüter.

Geht man davon aus, dass aus Sicht des Wasser-, Boden- oder Immissionsrechts der Schutz von Wasser, Boden und Luft nur dann als gegeben anzusehen ist, wenn die in diesen Rechtsbereichen definierten Kriterien für die zulässige Belastung der Umweltmedien mit kanzerogenen Noxen auch durch die „Noxe Radioaktivität“ eingehalten werden, so stellt sich der Schutz der abiotischen Umwelt als eine neue Frage für den Strahlenschutz dar. Diese Frage wird dann zu einer neuen Aufgabe, wenn möglicherweise Kriterien, die in den anderen Umweltbereichen gelten, bei einer strahlenschutzrechtlich zulässigen Freisetzung von Radionukliden nicht eingehalten werden. Eine systematische Prüfung dieser Frage mit den in Deutschland genutzten Maßstäben des Umweltrechtes ist in Arbeit.

STRAHLENGEFAHREN FÜR ASTRONAUTEN

RADIATION HAZARDS TO ASTRONAUTS

R. Bergmann[1)], M. Hajek[1)], T. Berger[2)], G. Reitz[2)], P. Bilski[3)], M. Puchalska[3, 4)] on behalf of the HAMLET Consortium

[1)]Institute of Atomic and Subatomic Physics, Vienna University of Technology, Austria
[2)]Institute of Aerospace Medicine, German Aerospace Center, Germany
[3)]Henryk Niewodniczański Institute of Nuclear Physics, Polish Academy of Sciences, Poland
[4)]Department of Applied Physics, Chalmers University of Technology, Sweden

Zusammenfassung
Die zuverlässige Bewertung der Gesundheitsrisiken für Astronauten ist für die Gestaltung von zukünftigen Expeditionen in den interplanetaren Raum von entscheidender Bedeutung und erfordert die Kenntnis der Dosisbelastung strahlenempfindlicher Organe und Gewebe. Im Rahmen des europäischen MATROSHKA-Experiments wurde das Dosisprofil in einem anthropomorphen Phantomkörper bei Aktivitäten innerhalb und außerhalb der Internationalen Raumstation untersucht. Die nachhaltige wissenschaftliche Verwertung der erhaltenen dosimetrischen Daten wird im Rahmen des Projektes HAMLET im 7. EU-Rahmenprogramm sichergestellt. Auf der Grundlage von experimentellen Daten und Strahlungstransportrechnungen soll ein dreidimensionales Modell für die Verteilung der Strahlendosis im Körper eines Astronauten entwickelt werden, um die Beurteilung der Strahlenrisiken auf interplanetaren Langzeitmissionen weiter zu verfeinern.

Summary
Reliable assessment of health risks to astronaut crews is pivotal in the design of future expeditions into interplanetary space and requires knowledge of absorbed radiation doses at the level of critical radiosensitive organs and tissues. Within the European MATROSHKA experiment, the dose profile in an anthropomorphic phantom body was investigated at intra- and extravehicular activities on the International Space Station. The effective scientific exploitation of obtained dosimetric data is ensured within the 7th EU Framework Programme project HAMLET. Based on experimental data and radiation transport calculations, a three-dimensional model for the distribution of radiation dose in an astronaut's body shall be developed to further refine estimations of radiation risks on interplanetary long-term missions.

Schlüsselwörter: *Kosmische Strahlung, MATROSHKA, Strahlenrisiko*
Keywords: *Cosmic radiation, MATROSHKA, radiation risk*

1. Introduction

Many successful space missions over the past five decades have highlighted the advantages and necessity of humans in the exploration of space. But as space travel becomes ever more feasible, the health and safety of future space explorers will be paramount. In particular, understanding the risks posed by the potentially dangerous levels of cosmic radiation and a more effective means of coping with these risks will be crucial if humans are to travel to the moon and Mars [1]. Human missions of exploration will expose crew members to sporadic solar particle events (SPEs) and to continuous levels of high-energy galactic cosmic radiation

(GCR). The protons and heavier particles of high charge and energy (HZE) involved may exert sizeable biological effects even at low fluence, and there are considerable uncertainties associated with secondary particle effects (e.g., HZE fragments or neutrons). On travelling to Mars, every cell nucleus in an astronaut's body would be hit by a proton or secondary electron every few days and by an HZE ion about once a month [2]. Accurate risk assessment hence needs to be based on knowledge of dose equivalent to critical radiosensitive organs rather than skin doses or ambient doses from area monitoring alone. A facility named MATROSHKA developed for the European Space Agency (ESA) houses the first phantom experiment simulating an astronaut during intra- and extravehicular activity [3, 4].

2. The MATROSHKA facility

MATROSHKA basically consists of an anthropomorphic upper torso constructed with a natural human skeleton cast inside a proprietary urethane formulation that is radiologically equivalent to soft tissue (RANDO®, The Phantom Laboratory, Salem, NY, USA). The phantom lungs are designed of lower-density material to simulate human lungs in a median respiratory state and molded to fit the contours of the natural human rib cage. To facilitate detailed mapping of dose distribution, the phantom is sliced into 25 mm sections. Hole grids are drilled through the phantom's soft tissue material to accommodate a total number of 4,800 thermoluminescence dosimeters (TLDs) distributed in 354 polyethylene tubes. Absorbed dose and depth dose distribution can thus be determined in a regular 25 mm $x/y/z$ grid with 1,600 sample points. Combinations of TLDs and plastic nuclear track detectors (PNTDs) assembled in polyethylene boxes ($60 \times 40 \times 25$ mm³) were integrated at selected organ sites (eye, lung, stomach, kidney and intestine). Seven active, *i.e.* power-consuming, radiation sensors monitored the instantaneous dose rate: five silicon scintillation detectors (SSDs) were installed at the above mentioned organ sites to monitor the interior heavy-ion and neutron flux; a dosimetry telescope (DOSTEL) atop of the head and a tissue-equivalent proportional counter (TEPC) in front of the torso evaluated the ambient exposure rate. The phantom is dressed with a Nomex® travel jacket, the so-called 'poncho', to simulate skin. For determination of the skin dose distribution, additional TLDs and TLD/PNTD detector boxes were sewn in and measured dose at a depth of 0.6 mm. The torso is attached to a base structure which houses the electronics for data acquisition and transmission. An optional carbon fibre container with an average shielding mass of ~0.5 g/cm² simulates an astronaut's extravehicular activity (EVA) space suit.

The MATROSHKA facility was launched to the International Space Station (ISS) in January 2004 with an unmanned Russian Progress resupply spacecraft from the Baikonur Cosmodrome, Kazakhstan, and mounted outside the Russian Segment (Zvezda) on 26 February 2004. After 539 days of exposure, the facility was retrieved and transferred to the inside of ISS on 18 August 2005. Since then, MATROSHKA assesses the radiation exposure under intravehicular activity (IVA) conditions. After each phase, the passive detector systems are removed and returned to Earth via Soyuz (TMA) or Space Shuttle (STS) for processing and evaluation in the laboratories of the participating institutions. Data from active instrumentation are stored on memory cards or transmitted directly to ground via US voice link. Table 1 contains the MATROSHKA experiment schedule accomplished until now. The current planning foresees a MATROSHKA exposure with passive detectors in the Japanese Experiment Module (JEM) Kibō. Detector upload is scheduled with Progress 35P in October 2009.

Tab. 1: MATROSHKA experiment timetable (download dates are for undocking from ISS).

Mission	Event	Performing crew	Date
	MATROSHKA launch (13P)		29 Jan. 2004
MTR-1 (2004–05)	Extravehicular activity	Foale, Kaleri	26 Feb. 2004
	Extravehicular activity	Krikalyov, Phillips	18 Aug. 2005
	Disintegration of passive detectors	Krikalyov, Phillips	14 Sep. 2005
	Passive detector download (TMA-6)		10 Oct. 2005
MTR-2A (2006)	Passive detector upload (20P)		21 Dec. 2005
	Integration of passive detectors	McArthur, Tokarev	5 Jan. 2006
	Disintegration of passive detectors	Reiter	7 Dec. 2006
	Passive detector download (STS-116)		19 Dec. 2006
MTR-2B (2007–09)	Passive detector upload (TMA-11)		10 Oct. 2007
	Integration of passive detectors	Malenchenko, Yurchikhin	18 Oct. 2007
	Disintegration of passive detectors	Lonchakov	18 Mar. 2009
	Passive detector download (STS-119)		25 Mar. 2009

3. The HAMLET project

The effective scientific exploitation of dosimetric data obtained individually by the nineteen participating institutions is ensured within the European Community's 7th Framework Programme (FP7) collaborative project HAMLET (http://www.fp7-hamlet.eu). Based on experimental input and radiation transport calculations, a three-dimensional model for the distribution of radiation dose in an astronaut's body shall be developed in order to further refine estimations of radiation risks on interplanetary long-term missions.

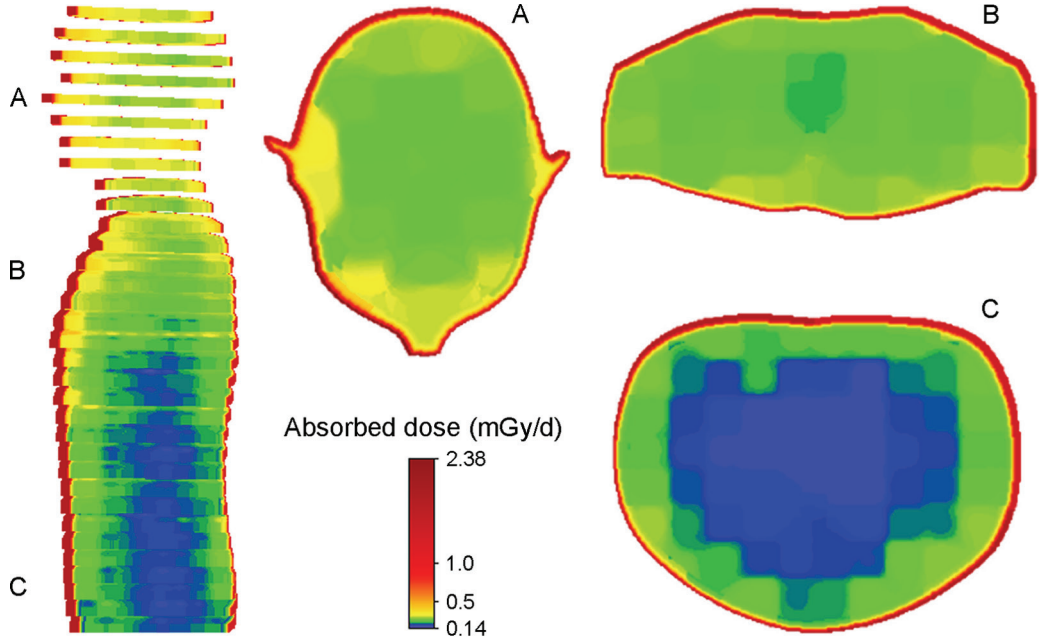


Fig. 1: Median-sagittal plane of the MATROSHKA 3D model based on experimental data retrieved from TLD measurements during the MTR-1 mission. 2D cuts are shown for planes in the head (panel A), the shoulder region (panel B), and the lower abdomen (panel C) [5].

In view of the great variety of radiation detectors that have been used within the MATROSHKA experiment and the diversity of experimental protocols applied by the individual participants, ground-based cross-calibrations, detector response studies and harmonization of the procedures to calculate absorbed dose and dose equivalent are crucial requirements for the development of a 3D model from the compiled experimental data sets. Along with the head of the fully equipped MATROSHKA training model, TLD and PNTD assemblies have been exposed to ion beams (150 MeV/u $^{4}He^{2+}$, 400 MeV/u $^{12}C^{6+}$, 500 MeV/u $^{56}Fe^{26+}$) available from the Heavy Ion Medical Accelerator (HIMAC), Chiba, Japan, simulating major aspects of the space radiation environment with respect to charge and energy. Further experiments have been performed at accelerator facilities of the NASA Space Radiation Laboratory (NSRL), Brookhaven, NY, USA, and the GSI Helmholtz Centre for Heavy Ion Research, Darmstadt, Germany. Detector processing and evaluation is currently in progress. As a first example, Fig. 1 shows a 2D cut in the median-sagittal plane of the MATROSHKA 3D model developed on the basis of TLD measurements for the MTR-1 extravehicular exposure [5]. From combined TLD and PNTD measurements it was possible to compute organ dose equivalent rates between 0.62 mSv/d (stomach) and 0.97 mSv/d (eye), with the highest dose rate retrieved for the skin (1.64 mSv/d) [5]. From the data available until now, we can extrapolate that dose equivalent rates encountered at EVA are on average twice as high as found inside ISS for the outermost layers of the body, with only minor differences for the deeper organs. However, comparing TLD data from the MTR-2A and MTR-2B missions where the phantom was stored in different modules of the Russian Segment of ISS, it becomes evident that neutron production dramatically depends on the surrounding shielding mass provided by the spacecraft structure and other equipment.

4. Acknowledgements

The authors gratefully acknowledge ESA for providing the funding for the MATROSHKA facility and mission support. Our special thanks go to Roscosmos and RSC Energia for launching MATROSHKA and to the astro- and cosmonauts who worked on the experiment. We wish to express our gratitude to all the staff of HIMAC, NSRL and GSI who aided in the ground-based experiments. This work was supported in part by the Austrian Federal Ministry for Transport, Innovation and Technology, the Polish Ministry of Science, and the European Commission under Grant No. 218817.

5. References

[1] R. J. White, M. Averner, Humans in space, Nature, 409(6823), p. 1115, 2001

[2] F. A. Cucinotta, H. Nikjoo, D. T. Goodhead, The effects of delta rays on the number of particle-track traversals per cell in laboratory and space exposures, Radiat. Res., 150(1), p. 115, 1998

[3] G. Reitz, T. Berger, The MATROSHKA facility—Dose determination during an EVA, Radiat. Prot. Dosim., 120(1−4), p. 442, 2006

[4] J. Dettmann, G. Reitz, G. Gianfiglio, MATROSHKA—The first ESA external payload on the International Space Station, Acta Astronaut., 60(1), p. 17, 2007

[5] G. Reitz, T. Berger, P. Bilski, R. Facius, M. Hajek, V. Petrov *et al.*, Astronaut's organ doses inferred from measurements in a human phantom outside the International Space Station, Radiat. Res., 171(2), p. 225, 2009

DIE AUSSAGEKRAFT DER BIOLOGISCHEN DOSIMETRIE BEI KONTROVERSEN ÜBER STRAHLENFOLGEN IM NIEDERDOSISBEREICH

THE RELEVANCE OF BIOLOGICAL DOSIMETRY IN CONROVERSIAL JUDGEMENTS ABOUT LOW LEVEL EFFECTS IN POPULATIONS

Inge Schmitz-Feuerhake

Univ-Prof. i.R., Köln

Zusammenfassung

Unter den strahlenspezifischen strukturellen Chromosomenaberrationen sind die dizentrischen Chromosomen in Lymphozyten besonders geeignet, Expositionen in Einzelpersonen und Gruppen sehr empfindlich nachzuweisen. Das liegt an ihrer überaus niedrigen Spontanrate und ihrer Instabilität, die dazu führt, dass es über die Lebensjahre zu keiner nennenswerten Akkumulation durch natürliche und zivilisatorische Strahlenbelastungen kommt. Die Verdopplungsdosis für den Effekt bei akuter homogener Ganzkörperbestrahlung liegt bei 10 mSv. Eine Zusammenstellung von Messwerten in Bevölkerungen nach dem Tschernobylunfall zeigt zum Beispiel, dass die Angaben von UNSCEAR und WHO über deren Dosis nicht zutreffen können. Während die Dosisberechnungen selbst in hochkontaminierten Gegenden nur Mittelwerte von wenigen mSv ergaben, betrugen die Aberrationsraten in zahlreichen und umfangreichen Stichproben von der Bevölkerung ein Vielfaches der Normalrate. Daraus folgt eine Unterschätzung der wahren Exposition durch die physikalische Bestimmung um 1-2 Größenordnungen. Ähnliche Diskrepanzen ergeben sich bei dem Unfall von Three Mile Island im Jahr 1979, bei kerntechnischen Anlagen im Normalbetrieb und bei Flugpersonal.

Abstract

Radiation-specific structural chromosome aberrations include dicentric chromosomes which are most sensitive to prove exposures in individuals and cohorts of persons. The reasons are their very low spontaneous rate and their instability which leads to a kind of equilibrium because no relevant accumulation occurs during lifetime by natural or civil exposures. The doubling dose in case of an acute homogenous whole body exposure is about 10 mSv. For example, a review about findings in populations exposed by Chernobyl fallout is presented which shows, that the dose estimates of UNSCEAR and WHO are not reliable. While these result even for highly contaminated regions in values in the range of a few mSv, the aberration rates in many and numerous samples of the population showed a multifold elevation compared to normal background rates. An underestimation of the true exposure by the physical calculation in the range of 1-2 orders of magnitude must be considered. Similar conclusions can be drawn for the accident of Three Mile Island in 1979, the effects near nuclear establishments in regular conditions and for air craft personnel.

STRAHLENSCHUTZASPEKTE BEI DER PLANUNG EINER ZWISCHENLAGERSTÄTTE FÜR KONDITIONIERTE RADIOAKTIVE ABFÄLLE

RADIATION PROTECTION CONSIDERATIONS FOR THE DESIGN OF AN INTERIM STORAGE FACILITY FOR CONDITIONED RADIOACTIVE WASTE

N. Zöger[1], A. Brandl1

[1] Nuclear Engineering Seibersdorf, 2444 Seibersdorf

Zusammenfassung

Nach heutigem Stand der Technik lässt sich das Konzept für eine sichere Zwischenlagerung von radioaktiven Stoffen grob in drei Bereiche teilen:

1. Sicherer Einschluss und Rückhaltung radioaktiver Stoffe

2. Ausreichende Abschirmung ionisierender Strahlung

3. Überwachung der Abfallgebinde durch den Betreiber und Kontrolle durch die Behörde

Während Punkt 1 hohe Anforderungen an die Konditionierungstechniken und die verwendeten Abfallgebinde stellt, haben die Punkte 2 und 3 direkten Einfluss auf die Auslegung der Lagerstätten für die Zwischenlagerung. So impliziert etwa die Forderung nach Überwachung Und Kontrolle der Abfallgebinde, dass die zwischengelagerten Abfallfässer einzeln zugänglich und inspizierbar sind. Ein daraus resultierendes Lagerkonzept, das zudem eine möglichst platzsparende Aufbewahrung ermöglicht, ist das Einstellen der konditionierten Abfallfässer in beiderseits zugängliche Fassregale mit dazwischen angeordneten Inspektionsgängen. Um unter diesen geometrischen Bedingungen eine möglichst adäquate Abschirmung der ionisierenden Strahlung zu gewährleisten ist eine Abschätzung des von den Quellen (Abfallfässer) ausgehenden Strahlungsfeldes unumgänglich.

Die vorliegende Arbeit beschreibt eine Möglichkeit der Simulation des Strahlungsfeldes unter Anwendung von Monte Carlo Transport Codes. Die Anordnung der Quellen wurde auf unterschiedliche Weise genähert und das Strahlungsfeld in der Umgebung mittels der Software MCNP (Monte Carlo N-Particle Transport Code) berechnet. Das Paper zeigt die erhaltenen Ergebnisse und diskutiert mögliche anwendbare Näherungen.

AUFKLÄRUNG DER ALLGEMEINHEIT ÜBER DEN NUTZEN VON STRAHLENQUELLEN IN TECHNIK, FORSCHUNG UND MEDIZIN

EDUCATIONAL ADVERTISING OF THE PUBLIC ABOUT THE USE OF RADIATION SOURCES IN TECHNOLOGY, RESARCH AND MEDICINE

A. Stolar

Strahlenschutzakademie Seibersdorf; Austrian Research Centers GmbH; A-2444 Seibersdorf

Zusammenfassung
Spätestens seit Tschernobyl ist auf Grund fehlender Kenntnisse der Einsatz von Strahlenquellen und ionisierender Strahlung in der Ansichtsweise der Bevölkerung nicht gerade von Beliebtheit sondern teilweise eher von Angst geprägt. Doch die Frage ist, ob es nicht auch seitens der Strahlenanwender notwendig wäre, die Anwendung nicht zu verschweigen und zu mythisieren, sondern offensiv auf Aufklärung zu setzen.

Abstract
At the latest since Tschernobyl the use of radiation sources and ionizing radiation is due to missing knowledge of the public not affected by popularity but rather by fear. But the question is, whether it would be necessary on the part of the radiation users, not to conceal or mythologise the use, but to emphasize on educational advertising.

SCHÜLERPROJEKT ZUR RISIKOKOMMUNIKATION UND SENKUNG DER RADONEXPOSITION IN GEBÄUDEN

J. Conrady*, A. Guhr**, R. Uhlig**

*PreCura- Institut für Präventive Medizin e.V.; **Kompetenzzentrum für Forschung und Entwicklung zum radonsicheren Bauen und Sanieren e.V. (KORA e.V.)

Vorhaben gefördert durch das Sächsische Staatsministerium für Umwelt und Landwirtschaft (SMUL) Dresden (November 2008-Juni 2010)

Projekthintergrund und Problemstellung

Die Radonexposition der Bevölkerung in Gebäuden soll nach heutiger Auffassung nach dem Zigarettenrauchen der wichtigste Risikofaktor für Lungenkrebs in der Bevölkerung sein. Schätzungen gehen davon aus, dass allein in Sachsen ca. 800 000 Menschen in Regionen leben, wo aufgrund natürlicher Ursachen gegenüber dem Durchschnitt der Bundesrepublik Deutschland höhere Radonexpositionen in Wohnungen auftreten. Außerdem wurden hier, wie auch generell in den letzten Jahren, zahlreiche Gebäude energetisch saniert, was zu einem weiteren Anstieg dieser Exposition in einem Teil dieser Gebäude geführt hat. Die Wahrnehmung dieser umweltbedingten, potentiell gesundheitsgefährdenden Exposition in der Bevölkerung ist gemessen an der ihr unterstellten Gesundheitsgefährdung, relativ schwach entwickelt. Möglicherweise verhindert auch hier der in vielen einschlägigen Studien gefundene „optimistic bias“ in der Beurteilung des eigenen Risikos die Ausprägung eines adäquaten Umweltbewusstseins, und einer entsprechende Handlungsbereitschaft zur Kontrolle und Veränderung der Expositionssituation. B.P. HAZARD hat in ihrer Untersuchung „Information und Beteiligung bei Gesundheitsrisiken am Beispiel eines Radon meßprogramms“ im Ergebnis eines Risikokommunikationsprozesses mit Schülern eine allerdings nur temporäre, positive Entwicklung des Umweltbewusstseins und der Handlungsbereitschaft der Schüler und ihrer Eltern nachweisen können. Darauf aufbauend, wurde dieses Modellprojekt mit einer erweiterten Zielstellung entwickelt.

Zielstellung

1. Entwicklung des Risikobewusstseins und der Eigeninitiative der Schüler zur Reduzierung der Radonkonzentration in ihren Wohnungen unter Einbeziehung der Eltern
2. Vermittlung von grundlegenden Kenntnissen im Zusammenhang mit der Radonexposition als normalen Bestandteil ihrer Lebensumwelt
3. Befähigung zur aktiven Einflussnahme auf ihre persönliche Expositionssituation, ihrer Kontrolle und Veränderung
4. Abbau eventuell bestehender Ängste im Zusammenhang mit der Radonexposition und Versachlichung der Risikoszenarien
5. Unterstützung, Beratung und Anleitung bei primären und sekundären Präventionsmaßnahmen zur Verbesserung der Expositionssituation auf Anforderung
6. Kontrolle und Quantifizierung von Interventionseffekten
7. Entwicklung einer optimierten und möglicherweise gruppenspezifischen Strategie für eine permanente Risikokommunikation mit Schülern

Methode

Um die Zielstellung zu erreichen, wird im Rahmen des Profilunterrichts an einem Gymnasium sowie von außerschulischen Aktivitäten an einer Mittelschule im Freistaat Sachsengrundlegendes Wissen zur natürlichen Radioaktivität mit Schwerpunkt Radon sowie ihrer Messung und Bewertung über ein Schuljahr vermittelt. Die Schüler werden in diesen Kommunikationsprozess aktiv einbezogen indem sie unter fachlicher Anleitung eigenständige Messungen durchführen und durch praktische Übungen lernen, wie mit einfachsten Mitteln erhöhte Aktivitätskonzentrationen gesenkt werden können.

Zur Messung des angestrebten Interventionseffektes werden die Schüler vor Beginn der Risikokommunikation und nach ihrem Abschluss mittels eines standardisierten und identischen Fragebogens befragt. Zu Beginn des Kommunikationsprozesses werden auch die Eltern befragt. Die erhobenen Daten werden explorativ und konfirmatorisch mit uni- und multivariaten Verfahren ausgewertet, um die wesentlichsten Einflussfaktoren für den Erfolg oder Misserfolg des Kommunikationsprozesses zu identifizieren.

Im Rahmen einer Pilotuntersuchung mit Schwerpunkt der Altersgruppe < 20 Jahre werden Informationen in einer unabhängigen Stichprobe zum Grad der Ausbildung des Umweltbewusstseins, der Risikowahrnehmung, Handlungsbereitschaft und des „optimistic bias“ gesammelt.

Vorläufige Teilergebnisse der Pilotstudie

1. Von 52 Befragten kannten 79% die Radonproblematik in Wohnungen. Die Anzahl der Befragten mit wenig Interesse an diesem Problem beträgt dagegen 63%, starkes Interesse findet man bei 25%.

2. 58% der Befragten nehmen an, dass sie keine erhöhte Radonexposition haben bzw. überhaupt nicht betroffen sind.

3. Lediglich 9% der unter 20-jährigen wissen, dass im Ergebnis von baulichen Energiesparmaßnahmen die Radonkonzentration in ihren Wohnungen ansteigen kann, wobei in 50% der Fälle derartige Sanierungen durchgeführt wurden

4. 60 % der Befragten haben nach der Sanierung ihrer Häuser ihr Lüftungsverhalten nicht verändert.

5. Befragt nach ihrer Bereitschaft ihre Radonexposition zu senken, wenn sie dies durch Eigeninitiative erreichen könnten stimmten 79% der Befragten zu.

Vorläufige Schlussfolgerungen aus der Pilotstudie

Die Verteilung der Antworten und die offensichtlichen Widersprüche deuten darauf hin, dass die Wahrnehmung und Bewertung der eigenen Radonexposition durch den „optimistic bias“ bei den Betroffenen beeinflusst ist. Wenn 79 % der Befragten bereit wären, wenn erforderlich in Eigeninitiative ihre Radonexposition zu senken, 63% aber wenig Interesse an dieser Problematik haben ist es naheliegend, diesen Widerspruch damit zu erklären. Dieses Ergebnis und insbesondere auch die ausgeprägte Unkenntnis über den Zusammenhang zwischen

energetischer Gebäudesanierung und steigender Radonexposition bei überwiegend unverändertem Lüftungsverhalten unterstreichen die Notwendigkeit, einen permanenten Prozess der Risikokommunikation mit der Bevölkerung zu etablieren.

Literatur

B.P. Hazard: Information und Beteiligung bei Gesundheitsrisiken am Beispiel eines Radonmessprogramms
Schriftenreihe des Vereins für Wasser-, Boden- und Lufthygiene
Hrsg. R. Leschber, E. Lahmann
Gustav Fischer Verlag Stuttgart/New York, 1993

FORTSCHRITTLICHE MESSMETHODE IN GEMISCHTEN STRAHLENFELDERN – AMIRA

ADVANCED MONITORING IN MIXED RADIATION AREA – AMIRA

W. Bürkin, R. Dielmann

Saphymo GmbH, Frankfurt/Main, Deutschland

Zusammenfassung

AMIRA ist das Ergebnis eines Forschungsprojektes in Zusammenarbeit mit dem Strahlenbiologischen Institut der Universität München, einer Arbeitsgruppe der Universität des Saarlandes sowie Saphymo GmbH. Es wurde ein aktives, universell einsetzbares Dosimeter für den Strahlenschutz entwickelt, das präzise Messungen von Neutronen und Photonen in gemischten, nicht bekannten Strahlenfeldern ermittelt. AMIRA benutzt ein miniaturisiertes gewebe-äquivalentes Proportionalzählrohr (TEPC), das ein Gewebevolumen vom Durchmesser 1µm simuliert. Die Verwendung eines mikrodosimetrischen Detektors hat den Vorzug, dass zu jedem Ereignis der Energiedeposition nicht nur der Beitrag zur Dosis, sondern auch die lineale Energie, das mikrodosimetrische Analogon des LET, bestimmt werden kann. Auf diese Weise kann jedes Ereignis mit dem korrekten Qualitätsfaktor zur Bestimmung der Äquivalentdosis belegt werden. Das Ansprechvermögen herkömmlicher Messtechnik variiert oft um den Faktor 10. Messergebnisse der PTB, Braunschweig, und IRSN, Cadarache, Frankreich, belegen ein außerordentlich hohes Ansprechvermögen über den gesamten Messbereich. Ein getrennter Nachweis z.B. von Neutronen und Photonen ist zwar grundsätzlich möglich, jedoch für den Einsatz im Strahlenschutz eigentlich überflüssig. Die jetzt erweiterte Entwicklung des Messgeräts basiert auf reduzierter Größe und Gewicht, verfügt über einen sparsamen MCA über mehr als vier Dekaden dynamischen Messbereichs, unterdrückt Mikrophonieeffekte. Die Software speichert das LET Spektrum, berechnet und speichert die Gesamtdosis entsprechend ICRP60 sowie die Neutronen/Photonendosis durch LET Trennung. Durch die kleine, kompakte Bauweise ist es erstmals gelungen die TEPC Technologie für Anwendungsbereiche überall dort nutzbar zu machen, wo berufliche Strahlenexposition vorliegt. Beispiele sind in der Dosimetrie des Flugpersonals oder im gesamten Spektrum des nuklearen Brennstoffkreislaufs zur Feststellung der Personen- und Ortsdosisleistung.

Summary

AMIRA is the result of a research project in cooperation with the Radiobiological Institute of the University of Munich, a workgroup of the Saarland University as well as Saphymo GmbH. An active, universally applicable dosimeter for use in radiation protection was developed which allows precise measurement of neutrons and photons in unknown mixed radiation areas. AMIRA uses a miniaturized tissue-equivalent proportional counter (TEPC) which simulates a tissue volume of 1µm diameter. Use of a microdosimetric detector has the advantage that to each event of the energy deposition not only the portion for the dose but also the lineal energy, the microdosimetric analogon of the LET, can be determined. In this way each event can be allocated with the correct quality factor for the determination of the equivalent dose. The sensitivity of conventional measuring techniques often varies by a factor of 10. Measurement results of PTB, Braunschweig, and IRSN, Cadarache, France, verify an exceptionally high energy response over the entire measurement range. Although a separate

detection for example of neutrons and photons is possible with this concept it is actually not necessary for radiation protection purposes. The now extended development of the measurement device is based on reduced size and weight, disposes of an economized MCA with more than four decades dynamic measurement range, suppresses microphonic effects. The software saves the LET spectrum, calculates and saves the total dose according to ICRP60 as well as the neutron/photon dose by LET separation. Due to the small, compact construction it could be achieved for the first time to make use of the TEPC technology for applications everywhere where there is occupational exposition. Examples are in aircrew dosimetry or in the complete spectrum of the nuclear fuel cycle for the determination of the personal dose and dose rate.

Schlüsselwörter: *Neutronendosimetrie, TEPC, LET*
Keywords: *neutron dosimetry, TEPC, LET*

1. Einleitung

Der exakten Messung der Strahlenbelastung kommt durch die wachsenden Aktivitäten des Menschen in strahlenexponierten Tätigkeitsbereichen (z. B. Luft- und Raumfahrt, Medizin, Kernenergietechnik etc.) eine zunehmende Bedeutung zu. Hierbei wird der Mensch zumeist mit einer gemischten Strahlungsexposition konfrontiert, welche aus geladenen Teilchen, Neutronen- und Photonenstrahlen besteht. An exponierten Arbeitsplätzen werden daher Dosimeter zur Strahlungsmessung, Dosisleistungsmessung und Umgebungsüberwachung eingesetzt.

Mit den heute üblichen Dosimetern auf Basis von Halbleiterdetektoren kann jedoch der Anteil der Neutronen und Photonen an der Äquivalentdosis nicht korrekt bestimmt werden, obgleich insbesondere der Neutronenstrahlung ein hohes Schädigungspotenzial für den Menschen zugerechnet wird. Dies liegt einerseits an der Vielfalt der Wechselwirkungsprozesse und ihrer ausgeprägten Abhängigkeit von Materialzusammensetzung und Neutronenenergie. Dazu kommt die große und energieabhängige RBW (Relative Biologische Wirksamkeit), die bei den meisten Detektorkonzepten eine Diskriminierung von Neutronen und Photonen erforderlich macht.

Dieser Befund in Verbindung mit einem wachsenden Interesse an aktiven elektronischen Dosimetern, die eine niedrigere Nachweisgrenze als die passiven Geräte aufweisen, flexibler einsetzbar sind und eine Echt-Zeit-Kontrolle der Strahlungsexposition ermöglichen (z.B. Alarmfunktion), bildeten die Motivation, ein neues Personendosimeter zu entwickeln. Während bisher in der amtlichen Dosimetrie ausschließlich passive Detektoren zum Einsatz kommen, werden bei betrieblichen Überwachungsaufgaben zunehmend elektronische Dosimeter verwendet. Mittelfristig ist damit zu rechnen, dass die passiven Dosimeter durch elektronische Geräte abgelöst werden.

Im Rahmen der hier beschriebenen AMIRA-Entwicklung sollte unter Einsatz der Technologie des gewebeäquivalenten Proportionalzählers (TEPC = tissue-equivalent proportional counter) erstmals eine korrekte Messung der Neutronenstrahlung mittels eines Personendosimeters ermöglicht werden. Neutronen und Photonen sollten in gemischten, nicht bekannten Strahlenfeldern exakt mit Hilfe eines aktiven handlichen Messgerätes ermittelt werden können.

2. Aufbau und Funktionsprinzip

Die wichtigsten Herausforderungen im Zusammenhang mit diesem Projekt waren die Verringerung der Masse und der Abmessungen eines hinreichend empfindlichen TEPCs, die Verbesserung der Langzeitstabilität der Gasverstärkung, sowie die Vermeidung oder Verringerung der allen TEPCs eigenen Empfindlichkeit gegenüber Schall und Erschütterungen (Mikrophonie). Darüber hinaus sollte durch Miniaturisierung der notwendigen elektronischen Komponenten und Reduzierung der Stromaufnahme die Eignung des neuen Gerätes zum Personendosimeter optimiert werden.

Das komplette Messsystem umfasst neben dem Detektor die Hochspannungsversorgung, einen ladungsempfindlichen Vorverstärker, einen 4-Dekaden-Multichannel-Analyzer, Display, PC-Schnittstelle und Stromversorgung (Akku). Alle Baugruppen sind für einen minimalen Stromverbrauch ausgelegt.

Basierend auf einem gewebeäquivalenten Proportionalzähler (TEPC) mit simpler Geometrie und modularem Aufbau kommt ein Kunststoff (A150) zum Einsatz, der durch seine Wechselwirkungen mit Neutronen das Verhalten bzw. die Eigenschaftsausprägungen von biologischem Gewebe mit einem mikroskopischen Volumen von 1 µm Durchmesser simuliert. Die grundsätzliche technische Machbarkeit der Herstellung von Detektoren, die nach diesem Prinzip arbeiten, wurde vom Strahlenbiologischen Institut der Universität München (SBI) bereits nachgewiesen.

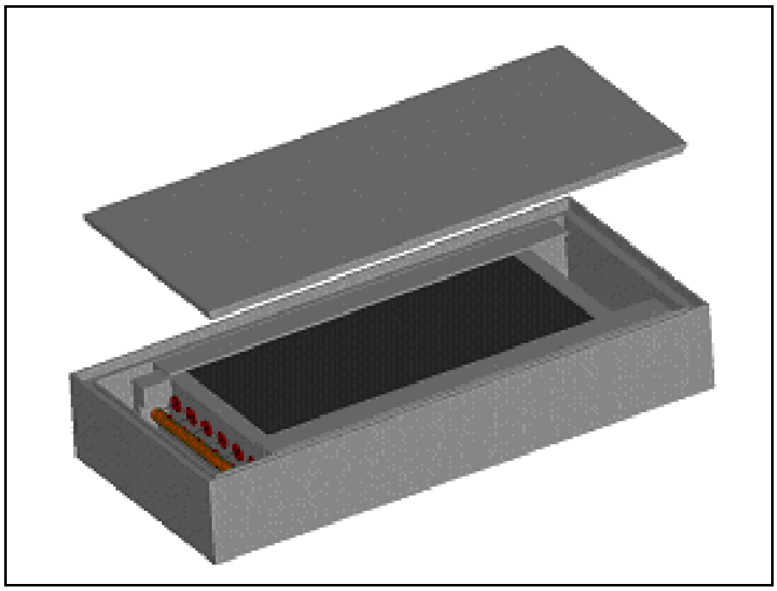


Abb. 1: *Miniaturisiertes Multi-Element TEPC (Tissue equivalent proportional counter)*

Für Anwendungen im Strahlenschutz haben gewebeäquivalente, mikrodosimetrische Proportionalzähler (TEPC) den großen Vorteil, dass sie die Energiedeposition im Gewebe simulieren, d. h. zu jedem Ereignis der Energiedeposition wird die sog. lineale Energie – das mikrodosimetrische Analogon des LET (= linearer Energietransfer) – bestimmt. Diese Messtechnik ist dadurch in der Lage, den erhobenen Strahlungsbeiträgen einen Qualitätsfaktor zuzuordnen und damit eine Aussage über die biologische Strahlenwirkung in gemischten Strahlungsfeldern zu treffen (Bestimmung der Äquivalentdosis).

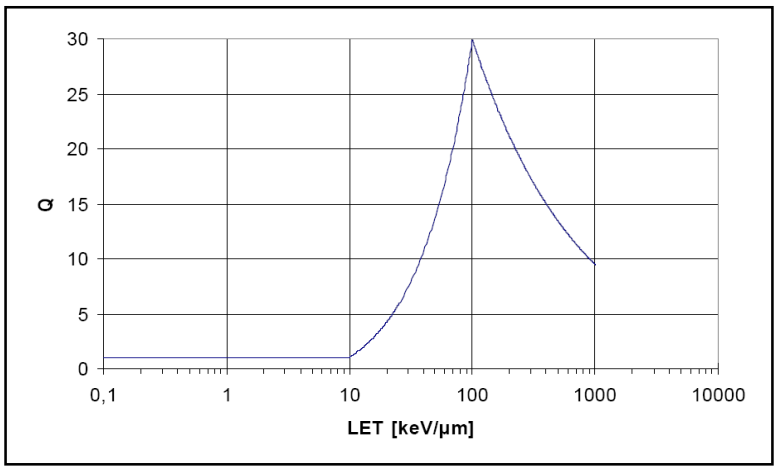


Abb. 2: *Der Qualitätsfaktor Q als Funktion des LET L [1]*

Äquivalentdosis und –dosisleistung werden im Fünf-Sekundenintervall berechnet und zur Anzeige gebracht. Eine Unterscheidung der absorbierten Dosis nach den Beiträgen der Neutronen- und Photonenstrahlung ist nicht notwendig, da die verschiedenen Strahlungskomponenten automatisch dem zugehörigen LET gemäß gewichtet werden. Entsprechend wird jeder gemessene Impuls mit einem Wichtungsfaktor Q in Anlehnung an die ICPR 60 versehen, so dass das Ergebnis in den Messgrößen H_p (10) bzw. H* (10) ausgewiesen werden kann. Abbildung 3 zeigt das LET-Spektrum für Cs-137.

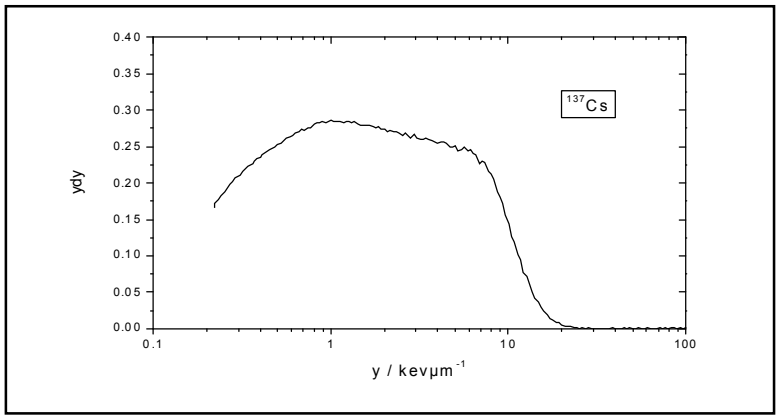


Abb. 3: *LET-Spektrum für Cs-137*

Eine Alarmfunktion mit einfach setzbaren Dosisleistungsschwellwerten ist verfügbar. Das aufgelaufene (akkumulierte) Ereignisspektrum kann an den PC übertragen und dort dargestellt und im Detail analysiert werden.

Abbildung 4 zeigt ein Blockdiagramm der miniaturisierten Elektronik. Das vom TEPC kommende Signal erreicht den Vorverstärker in Form einer negativen Flanke. Diese ladungsempfindliche Komponente agiert als Transimpedanzverstärker und ist auf ein optimales Signal-Rausch-Verhältnis justiert. Anschließend wird das Signal mit einem hochauflösenden schnellen ADC abgetastet und in einen Mikroprozessor mit digitalen Filteralgorithmen die Pulserfassung durchgeführt.

Die Anbindung an einen PC erfolgt über eine integrierte RS232-Schnittstelle und dient zur Konfigurierung des Dosimeters und zur Datenübertragung an den PC. Damit können sowohl die Daten aus dem Speicher ausgelesen als auch Spektren mit deren linealen Energien auf dem PC-Bildschirm - nahezu in Echtzeit - dargestellt werden.

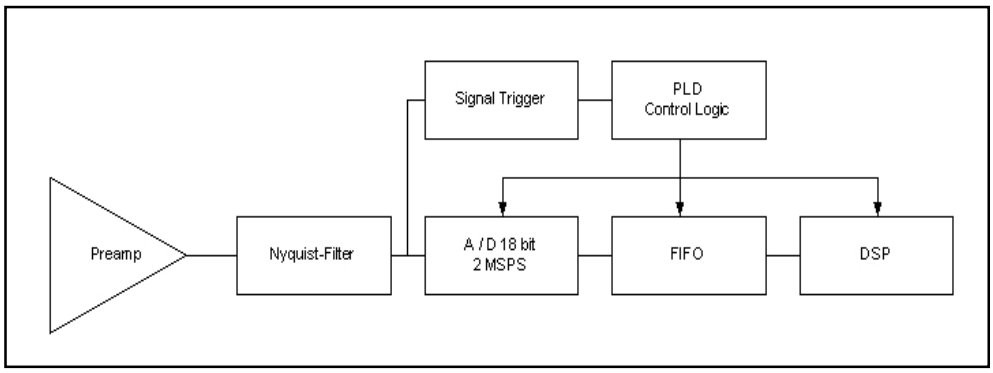


Abb. 4: *Bockdiagramm der Signalerfassungseinheit / MCA*

Da sich die Energie von Neutronenfeldern über mehrere Dekaden erstreckt, wird die Messtechnik vor hohe Herausforderungen gestellt. Die Energieabhängigkeit der meisten kommerziell erhältlichen Messgeräte variiert bis zu einem Faktor 10 über diesen Bereich. Abbildung 5 veranschaulicht, dass das neue TEPC-Gerätekonzept eine außerordentliche Energieresponse über den gesamten Energiebereich aufweist.

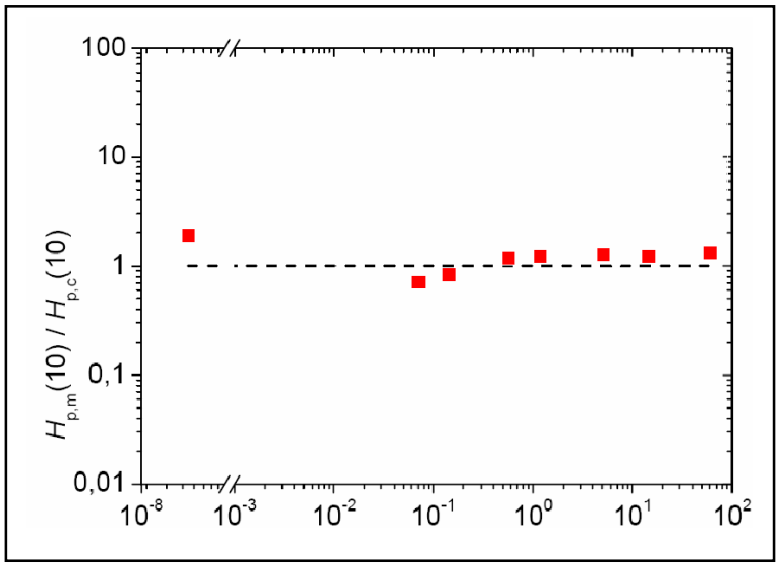


Abb. 5: Energieresponse. *Quelle H. Roos (IRSN-Messungen)*

3. Literaturverzeichnis

[1] Wimmer, S.: Entwicklung, Bau und Test eines mikrodosimetrischen Vielelement-Proportionalzählers. Dissertation an der Medizinischen Fakultät der Ludwig-Maximilians-Universität München, München 2006

STRAHLENWIRKUNG IM NIEDRIGEN DOSISBEREICH: WAS WIR WISSEN, WAS WIR NICHT WISSEN

RADIATION IMPACT IN THE LOW DOSE RANGE: WHAT WE KNOW, WHAT WE DO NOT KNOW

W.-U. Müller

Institut für Medizinische Strahlenbiologie, Universitätsklinikum Essen, Deutschland

Zusammenfassung

Für Strahlendosen oberhalb von etwa 100 mSv (Erwachsene) bzw. etwa 10 mSv (Fetus) wissen wir einigermaßen genau, welches Strahlenrisiko besteht. Unterhalb dieser Dosen sind wir auf (plausible) Annahmen angewiesen, da die Epidemiologie wegen der starken statistischen Schwankungen nur noch eingeschränkt Auskunft zum Ausmaß des Strahlenrisikos geben kann. Im Strahlenschutz geht man bekanntlich vom LNT-Modell aus (linear non-threshold), also von einer linearen Extrapolation aus dem mittleren Dosisbereich ohne Annahme einer Schwellendosis. Viele halten dieses Modell, weil es so oft wiederholt worden ist, für „bewiesen". Dies trifft jedoch nicht zu. Man kann im niedrigen Dosisbereich innerhalb bestimmter Grenzen durchaus unterschiedlicher Meinung sein. Statt linear könnte der Verlauf auch linear-quadratisch oder supra-linear sein oder auch mit einer Schwellendosis oder sogar mit einem Schutz vor spontanen Tumoren im Bereich einiger Millisievert versehen sein.

Wir wissen, dass zahlreiche biologische Mechanismen den Verlauf der Dosis-Wirkungsbeziehungen im niedrigen Dosisbereich beeinflussen, wie Adaptive Response, Bystander-Effekt, genetische Prädisposition, genomische Instabilität, immunologische Effekte, Reparatur. Es gibt nun die Überlegung, diese Mechanismen möglichst umfassend zu analysieren und aus der Summe der Einzelverläufe das Risiko im niedrigen Dosisbereich abzuschätzen. Hierbei ist es entscheidend wichtig, alle Mechanismen zu berücksichtigen und nicht Schlussfolgerungen auf einzelne, ausgewählte Mechanismen zu gründen.

Summary

We know rather well radiation risk of doses exceeding about 100 mSv (adults) and 10 mSv (fetuses).Below these doses we have to make (plausible) assumptions, because epidemiology can give only limited advice due to the high statistical variability of the data. In radiation protection one uses the LNT (linear non-threshold) model, meaning a linear extrapolation starting in the medium dose range without the assumption of a threshold dose. As this model has been repeated so often, many individuals meanwhile think that it has been "proven". This is not the case. Opinions can be different within limits. Instead of linear, the course of dose response curves may be linear-quadratic, supra-linear, with a threshold or even with a protective effect.

We know that numerous biological mechanisms affect the shape of the dose-response relations in the low-dose range, like adaptive response, bystander effect, genetic predisposition, genomic instability, immunological effects, repair. The idea is to analyse these mechanisms extensively and to estimate risk based on the summary of the single dose effect relationships. It is crucially important to include all mechanisms and not to base conclusions on single, selected mechanisms.

Schlüsselwörter: *niedrige Dosis, Mechanismus, adaptive response, bystander Effekt, genomic instability*
Keywords: *low dose, mechanism, adaptive response, bystander effect, genomic instability*

1. Einleitung

Bekanntlich unterscheidet man stochastische und deterministische Strahleneffekte. Für die Ersteren ist es charakteristisch, dass die Wahrscheinlichkeit ihres Auftretens dosisabhängig ist, während bei Letzteren die Schwere der Erkrankung von der Höhe der Strahlendosis abhängt. Die deterministischen Effekte zeichnen sich darüber hinaus dadurch aus, dass sie erst nach Überschreiten einer Schwellendosis beobachtet werden, was vor allem daran liegt, dass sie eng mit Zelltod- und Funktionsverlust-Prozessen zu tun haben. Dabei reicht es nicht, dass eine Zelle betroffen ist, vielmehr müssen sehr viele Zellen sterben bzw. einen Funktionsverlust erleiden. Dies beobachtet man bei den meisten Säugerzellen jedoch erst nach Strahlendosen oberhalb von etwa 0,5 bis 1 Gy.

Dies sieht für stochastische Effekte, also für Tumorentstehung und Erbkrankheiten, deutlich anders aus. Im niedrigen Dosisbereich (im Bereich einiger Millisievert bis einiger zehn Millsievert) gehen die Meinungen bezüglich der Strahlenwirkungen teilweise sehr stark auseinander. Abb. 1 zeigt schematisch fünf verschiedene Verläufe, die in der Diskussion sind. Im Strahlenschutz wird Modell Nr. 1 verwendet, also eine lineare Extrapolation aus dem mittleren Dosisbereich herunter bis zur Dosis 0. Da dieses Modell so häufig genannt worden ist, halten es viele für „bewiesen“. Dies ist jedoch nicht der Fall. Es gibt für jedes der aufgeführten Modelle Gründe und auch Gegenargumente. Epidemiologisch ist die Frage nach dem Verlauf der Dosis-Wirkungsbeziehung unterhalb von etwa 100 mSv beim Erwachsenen nicht zu beantworten. Vielleicht wird dieser Wert in der Zukunft noch ein bisschen erniedrigt werden können, aber eben nicht bis in den Bereich einiger Millisievert hinein. Die Frage ist: kann man eine Antwort liefern mit Hilfe der uns bekannten biologischen Mechanismen, die im niedrigen Dosisbereich eine Rolle spielen?

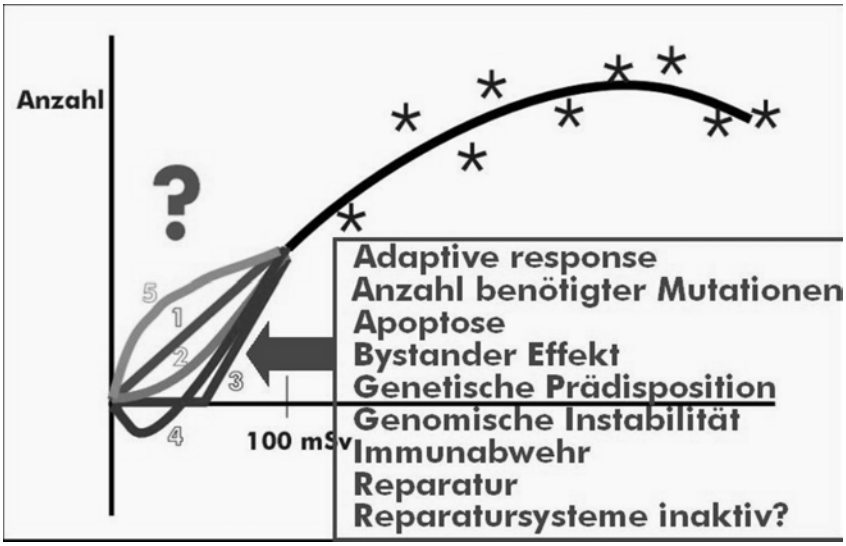


Abb. 1: Mechanismen, die im niedrigen Dosisbereich eine Rolle spielen können (Auf der x-Achse ist die Strahlendosis aufgetragen, auf der y-Achse die Anzahl betroffener Personen, also z.B. der Personen, die einen strahleninduzierten Tumor entwickeln; die Achsen weisen bewusst keine Zahlen auf, da es lediglich um den Verlauf der Kurven geht.)

Abb. 1 zeigt neben den fünf Extrapolationsmodellen auch eine ganze Reihe von biologischen Mechanismen, die diesen Verlauf beeinflussen können. Die Mechanismen sind alphabetisch geordnet und werden gleich auch in alphabetischer Reihenfolge besprochen werden. Dies soll verhindern, dass durch eine bestimmte Reihung bereits suggeriert wird, welchen Mechanismus der Autor für bedeutsam hält und welchen nicht. Es wird sich nämlich bei der Diskussion der einzelnen Mechanismen sehr schnell herausstellen, dass wir es mit außerordentlich komplexen Zusammenhängen zu tun haben. Und es ist extrem gefährlich, zur Untermauerung einer eigenen vorgefassten Meinung bestimmte Mechanismen herauszugreifen und diese dann auch noch sehr einseitig zu interpretieren.

2. Mechanismen

2.1 Adaptive Response

Unter Adaptive Response („Anpassungsreaktion“) versteht man die in einigen Experimenten gemachte Beobachtung, dass eine Bestrahlung mit niedriger Dosis (z.B. mit 5 mGy) eine nachfolgende Exposition mit hoher Dosis (z.B. mit 1 Gy) weniger wirksam macht. Dies beobachtet man vor allem bei der Untersuchung von Chromosomen-Aberrationen in Lymphocyten. Eine Strahlendosis im niedrigen Dosisbereich bewirkt also eine Verminderung des Strahlenrisikos. Das klingt gut, aber es gibt eine ganze Reihe von Problemen, die diese Aussage stark einschränken. Zunächst einmal: der Adaptive Response ist kein universelles Phänomen. Zahlreiche Untersuchungen belegen, dass selbst Lymphocyten ein und derselben Person den Adaptive Response nicht immer zeigen. Bei anderen Zellsystemen hat man ihn noch nie nachweisen können (z.B. in der frühen Embryonalentwicklung). Vor allem die in vivo Daten sind sehr widersprüchlich.

Es ist außerdem unklar, welchen genauen Bedingungen die Vorbestrahlung gehorchen muss: Wie hoch muss sie sein, wie hoch darf sie maximal sein? Was ist mit chronischen und fraktionierten Expositionen im niedrigen Dosisbereich, sind wir doch alle ständig der niedrigen Hintergrundstrahlung ausgesetzt? Wie lange hält der Adaptive Response an? Bis heute ist es nicht gelungen, verallgemeinerungsfähige Antworten auf diese und zahlreiche weitere Fragen zu finden, und zwar Antworten, die für den Strahlenschutz des Menschen von Bedeutung sind.

2.2 Anzahl benötigter Mutationen

Es ist inzwischen in vielen Untersuchungen gezeigt worden, dass mehrere Mutationen notwendig sind, um aus einer gesunden Zelle eine Tumorzelle zu machen. Dies lässt vermuten, dass es eine Schwellendosis im niedrigen Dosisbereich geben muss, da es nahezu ausgeschlossen ist, dass durch **ein** Strahlenquant alle für die Tumorentstehung benötigten Mutationen hervorgerufen werden können. Das ist aber die theoretische Begründung für die Annahme, dass wir keine Schwellendosis bei stochastischen Effekten erwarten sollten: ein Strahlenquant sollte eine normale Zelle in eine Tumorzelle überführen können. Sobald zwei Quanten notwendig sind, hätten wir bereits eine Schwellendosis.

Damit scheint klar zu sein, dass das LNT-Konzept im Strahlenschutz falsch sein muss, dass vielmehr eher Modell Nr. 3 in Abb. 1 zutrifft. Aber es ist etwas komplizierter. Es ist ja nicht gesagt, dass alle Mutationsschritte auf dem Weg zum Tumor durch Strahlung ausgelöst werden müssen. Es gibt zahlreiche andere Noxen (Chemikalien, Viren), die dies erledigen

können. Damit würde lediglich die Wahrscheinlichkeit herabgesetzt, dass ein Strahlenquant zu einem Tumor führt, aber nicht notwendigerweise eine Schwellendosis eingeführt.

2.3 Apoptose

Man unterscheidet zwei verschiedene Formen des Zelltodes: die Nekrose und die Apoptose. Bei der Nekrose handelt es sich um eine weitgehend physikalisch bedingte Zerstörung von Zellen (z.B. durch massiv erhöhte Temperatur), während die Apoptose einen biologischen Prozess darstellt, ein in jeder Zelle vorhandenes „Programm“, das auf Grund eines bestimmten Signals in Gang gesetzt wird und zu einem für den Gesamtorganismus weitgehend unproblematischen Sterben der betroffenen Zelle führt. Unproblematisch unter anderem deshalb, weil Nekrosen mit Entzündungsprozessen verbunden sind, Apoptosen dagegen nicht.

Vielfach wird bei der Einschätzung des Risikos im niedrigen Dosisbereich übersehen, dass eine potentielle Tumorzelle in der Lage sein muss, auf Dauer Nachkommen zu produzieren. Es reicht nicht nachzuweisen, dass bestimmte Mutationen auftreten, man muss auch zeigen, dass die mutierte Zelle sich über viele Zellgenerationen hinweg vermehren kann. Es ist gerade nach Strahleneinwirkung nicht ungewöhnlich, dass Zellen sich noch ein- oder zweimal teilen können und dann erst sterben. Damit ist der Zelltod ein wirksamer Schutz(!) gegen Tumorentstehung. Ganz allgemein gilt: nicht jede Steigerung eines an sich zunächst negativ aussehenden Effektes im niedrigen Dosisbereich muss notwendigerweise zu einer Steigerung des Tumorrisikos führen. Eine überproportional starke Erhöhung der Anzahl toter Zellen nach Strahleneinwirkung kann sich ausgesprochen positiv auf das Tumorrisiko auswirken, wenn die „richtigen“ (also die potentiellen Tumor-) Zellen sterben.

2.4 Bystander Effekt

Der Bystander-Effekt ist schon lange bekannt. Gemeint ist damit, dass nicht nur direkt von der Strahlung getroffene Zellen einen Schaden zeigen, sondern auch „unbeteiligte Zuschauer“, eben die „bystander“. Es gibt zwei Verfahren, um den Bystander-Effekt nachzuweisen. Beim ersten Verfahren werden Zellen in Kulturmedium bestrahlt und das Medium anschließend in eine Petrischale überführt, die Zellen enthält, die nicht bestrahlt worden sind. Bei diesen Zellen können Strahlenschäden nachgewiesen werden. Dies liegt nicht an strahleninduzierten Veränderungen von Medienbestandteilen, denn, wenn man Medium ohne Zellen bestrahlt, findet man den beschriebenen Effekt nicht. Beim zweiten Verfahren werden gezielt einzelne Zellen bestrahlt. Man beobachtet dann durchaus Strahlenschäden in den nicht getroffenen Zellen in der Umgebung der tatsächlich getroffenen Zelle. Bis heute ist es nicht gelungen, den vermuteten Signalstoff zu isolieren, der für den Bystander-Effekt verantwortlich gemacht wird. Man kennt einige Eigenschaften, die er haben muss, aber eine Identifikation steht nach wie vor aus.

Auf den ersten Blick ist der Bystander-Effekt ein Paradebeispiel dafür, dass wir im Strahlenschutz das Strahlenrisiko im niedrigen Dosisbereich unterschätzen. Wenn statt einer Zelle plötzlich fünf oder zehn Zellen einen Schaden erleiden, dann spricht dies doch nachdrücklich für einen Kurvenverlauf gemäß Modell Nr. 5 in Abb. 1!? Und so ist ursprünglich auch einmal der Bystander-Effekt von Einigen gedeutet worden. Inzwischen sind Zweifel an dieser sehr einseitigen Sichtweise angebracht. Es hat sich nämlich herausgestellt, dass der Bystander-Effekt durchaus sogar das Strahlenrisiko im niedrigen Dosisbereich vermindern kann! Das hängt damit zusammen, dass es starke Hinweise gibt,

dass unter anderem die Apoptose-Häufigkeit durch den Bystander-Effekt erhöht wird. Und wie bereits im Kapitel 2.3 angedeutet: eine tote Tumorzelle ist eine gute Tumorzelle.

2.5 Genetische Prädisposition

Unter genetischer Prädisposition versteht man, dass bestimmte Veränderungen im Genom vorliegen, die die Wahrscheinlichkeit einer Tumorauslösung nach Einwirkung ionisierender Strahlung deutlich erhöhen. Auf Grund der genetischen Prädisposition können Einzelpersonen ein deutlich höheres Tumorrisiko im niedrigen Dosisbereich aufweisen, als dies auf der Basis der Risikokoeffizienten zu erwarten ist. Letztere orientieren sich bekanntlich immer an Mittelwerten. Auf der anderen Seite jedoch gilt natürlich auch, dass andere Personen ein deutlich geringeres Risiko zeigen, als erwartet.

2.6 Genomische Instabilität

Strahlung kann dafür sorgen, dass das Genom anfälliger wird gegenüber äußeren Einwirkungen, dass es „instabil" wird. Dieses Phänomen hat damit zweierlei Bedeutung für den niedrigen Dosisbereich. Zum einen könnte es sein, dass niedrige Strahlendosen eine genomische Instabilität auslösen, zum anderen würden Strahlenexpositionen eines bereits instabilen Genoms zu stärkeren Effekten führen, als dies für ein stabiles Genom gilt. Auch hier muss man wieder sehr gut darauf achten, welche Effekte in erhöhtem Ausmaß auftreten. Sind es Zelltodprozesse, dann könnte das Tumorrisiko sinken, sind es Mutationen in auf Dauer überlebenden Zellen, dann könnte das Tumorrisiko steigen. Auswirkungen auf Grund einer genomischen Instabilität wurden für beide (Zelltod und Mutation) und für weitere Endpunkte gezeigt.

2.7 Immunabwehr

Das Thema „Immunabwehr" verdeutlicht nachdrücklich, dass es sich beim Menschen nicht um eine schlichte Ansammlung von Zellen handelt, sondern um eine hochorganisierte, komplexe Struktur, die in simplen Zellkulturversuchen nicht zu erfassen ist. Es ist klar, dass die Immunabwehr dafür sorgt, dass wir nicht noch mehr Tumoren aufweisen, als ohnehin auftreten, aber die Details, wie dies erfolgt, liegen weitgehend im Dunklen. Gerade auf diesem Gebiet besteht ein enormer Forschungsbedarf. Wenn die Immunabwehr, was einige vermuten, durch niedrige Strahlendosen tatsächlich stimuliert werden kann und damit effektiver potentielle Tumorzellen erkennen würde, dann könnte man sich über diesen Mechanismus eine Schwellendosis vorstellen (Abb. 1, Modell Nr. 3), wenn das Ausmaß der strahleninduzierten Tumorhäufigkeit durch eine gleich große Anzahl verhinderter Tumoren auf Grund der effektiveren Immunabwehr ausgeglichen würde, oder sogar einen Schutz im niedrigen Dosisbereich (Abb. 1, Modell Nr. 4), wenn mehr Tumoren verhindert als ausgelöst würden. Bis heute ist dies weitgehend Spekulation, aber sicher wert, untersucht zu werden. Die Schwierigkeit besteht darin, geeignete experimentelle Anordnungen zu finden, die Aufschluss darüber geben, ob die beschriebene Spekulation zutrifft oder nicht.

2.8 Reparatursysteme inaktiv?

Oftmals ist bereits der Verdacht geäußert worden, dass nach sehr niedrigen Strahlendosen möglicherweise die Reparatursysteme nicht aktiviert werden, so dass Strahlenschäden unrepariert bleiben. Dies klingt im ersten Augenblick einleuchtend, aber bei weiterem

Nachdenken doch auch wieder eher unwahrscheinlich. Unwahrscheinlich unter anderem deswegen, weil man dann auch damit rechnen müsste, dass Schäden, die durch die Hintergrundstrahlenexposition ausgelöst werden, nicht repariert würden. Das kann ein Organismus sich nicht leisten, da bei einer Hintergrundstrahlenexposition von 1 mSv im Jahr im Mittel jede Körperzelle einen DNA-Schaden erleidet.

Neue Nahrung hat diese Überlegung allerdings durch Befunde erhalten, wonach nach sehr niedrigen Strahlendosen (im Bereich weniger mGy akuter Bestrahlung) Hinweise vorliegen sollen, dass Doppelstrangbrüche für lange Zeit offen bleiben. Dies wird jedoch nur in Zellen gefunden, die sich nicht teilen. Sobald sie in die Teilung eintreten, werden sie durch Apoptose entfernt. Damit spielt dieser Prozess für das Strahlenrisiko praktisch keine Rolle, ist aber allgemein strahlenbiologisch interessant.

2.9 Umgebungseinflüsse (Beeinflussung des Tumorrisikos durch die „Matrix“)

Mit „Umgebungseinflüssen“ ist zum Beispiel gemeint, dass die Zellen im Umfeld einer durch Strahlung induzierten Tumorzelle ein Wachstum dieser Zelle zulassen oder auch verhindern können. Dass die „Matrix“, in die die Tumorzelle eingebettet ist, einen wichtigen Einfluss auf das Proliferationsverhalten dieser Zelle ausübt, kann man in Zellkulturen durchaus nachweisen. Welche Rolle solche Prozesse in vivo spielen, ist ungeklärt.

2.10 Wie viele Zellen müssen verändert sein, damit ein Tumor entsteht?

Es gibt immer wieder Hinweise, dass zumindest bestimmte Tumoren nicht aus **einer** Zelle (monoklonal) entstehen, sondern dass eine kleine Gruppe von Zellen verändert sein muss. Wenn dies zutrifft, dann müsste man damit rechnen, dass eine Schwellendosis vorliegt. Aber ebenso wie in Kapitel 2.2 gilt sinngemäß die Anmerkung, dass nicht alle notwendigen Veränderungen durch Strahlung hervorgerufen werden müssen. Außerdem könnte in diesem Zusammenhang der Bystander-Effekt (Kap. 2.4) eine beeinflussende Rolle spielen, da er ja gerade in ganzen Gruppen von Zellen Veränderungen auslöst.

3. Helfen uns die oben beschriebenen Mechanismen bei der Beantwortung der Frage nach dem Verlauf der Dosis-Effekt-Beziehungen im niedrigen Dosisbereich?

Zu komplex sind die Zusammenhänge, zu widersprüchlich viele Ergebnisse, zu unvollständig unser Wissen zu den aufgeführten Mechanismen, als dass wir zur Zeit konkrete Rückschlüsse auf den Verlauf der Dosis-Effekt-Beziehungen im niedrigen Dosisbereich ziehen könnten. Lediglich diejenigen Personen, die sich gezielt einen Mechanismus herausgreifen und ihn sehr einseitig interpretieren, werden voller Überzeugungskraft mit Hilfe dieses Mechanismus ihre vorgefasste Meinung untermauern. Betrachtet man jedoch die Fülle der vorliegenden Informationen kann man nur feststellen, dass wir momentan nicht in der Lage sind, die Auswirkung all dieser Mechanismen auf den Verlauf der Dosis-Effekt-Kurven der stochastischen Effekte im niedrigen Dosisbereich anzugeben. Der Weg jedoch, Mechanismen zu identifizieren und zu charakterisieren, ist sicher richtig und wird mittel- bis langfristig mehr Klarheit bringen.

VERGLEICHENDE RISIKOABSCHÄTZUNG FÜR IONISIERENDE UND NICHTIONISIERENDE STRAHLUNGEN

Jürgen Kiefer

Justus-Liebig-Universität Giessen

Zusammenfassung

Der Strahlenschutz sieht sich der Aufgabe gegenüber, ein akzeptables Verhältnis von Nutzen und Risiko zu finden. Dies setzt eine Quantifizierung des Risikos voraus. In dieser Hinsicht bestehen zwischen ionisierenden und nicht ionisierenden Strahlungen erhebliche Unterschiede. Die Risikoabschätzung bei ionisierenden Strahlen basiert auf einem etablierten System, das sich auf ein umfangreiches Datenmaterial stützt. Die wichtigsten Quellen sind epidemiologische Studien, vor allem – aber nicht ausschließlich – an den Überlebenden der Kernwaffenexplosionen in Hiroshima und Nagasaki. Diese Daten werden ergänzt durch sehr zahlreiche Untersuchungen an Tierpopulationen und Experimente auf der zellulären und molekularen Ebene, was zur Etablierung eines schlüssigen Wirkungsmechanismus führte. Die identifizierten Gesundheitsschäden sind durch ihrer Natur nach deterministisch oder stochastisch, welche durch Dosis-Wirkungsbeziehungen mit bzw. ohne Schwelle charakterisiert sind. Auf diesen Grundlagen können Grenzwerte mit einiger Zuverlässigkeit eingeführt werden. Bei ultravioletter Strahlung gibt es für die carcinogene Wirkung im Menschen eine Reihe von Daten, die vor allem auf ökologischen Studien beruhen. Tierexperimentelle Untersuchungen belegen zweifelsfrei die krebsauslösende Wirkung ultravioletter Strahlen, die grundlegenden Prozesse auf der zellulären und molekularen Ebene werden weitgehend verstanden. Deterministische Effekte, wie z. B. das Erythem, weisen Dosisschwellen auf, deren Höhe auf Grund der Erfahrung mit menschlichen Patienten recht gut bekannt ist. Die Dosisabhängigkeit UV-induzierter Tumoren ist nicht in gleichem Maße abgesichert und weist große Unsicherheiten auf. Die Einwirkung elektromagnetischer Felder im Radiofrequenzbereich führt zu thermischen Wirkungen, die deterministischer Natur sind und ein Schwellenverhalten aufweisen. Expositionsgrenzwerte beruhen vor allem auf Experimenten in Modellsystemen und Berechnungen. Zur Zeit gibt es weder epidemiologische noch experimentelle widerspruchsfreien Belege für stochastische Wirkungen von elektromagnetischen Feldern im Radiofrequenzbereich. Die verschiedenen Ansätze für Strahlenschutzüberlegungen werden diskutiert, wobei vor allem auf die Abschätzung des möglichen Schadensausmaßes und die damit verbundenen Unsicherheiten eingegangen wird.

RISIKOKOMMUNIKATION

Wolf R. Dombrowsky

Steinbeis Hochschule Berlin;
Katastrophenforschungsstelle, Christian-Albrechts-Universität zu Kiel

1. Kenntnishintergrund

Die folgenden Überlegungen basieren zum einen auf den Ergebnissen eigener empirischer Untersuchungen und der Mitarbeit in verschiedenen Ausschüssen der Strahlenschutzkommission, zum anderen verdanken sie sich einem inzwischen beachtlichen Kenntnisstand internationaler Krisen- und Risikokommunikationsforschung. Die in Deutschland von Hoffmann u. a. 1988 veröffentlichte Bibliographie Risiko-Kommunikation [1] wies bereits mehr als 1.780 einschlägige Titel seit 1980 nach (vgl. auch Rohrmann u. a. [2]), inzwischen schätzt man weltweit einen Veröffentlichungsstand von mehr als 30.000 Titeln. Die Thematik selbst geht jedoch weit hinter 1980 zurück, auch wenn sie mit dem Schlagwort Risikogesellschaft [3] erst gegen Ende der 80er das öffentliche Problembewusstsein traf. Tatsächlich setzte die Risikodebatte der späten 80er nur die Krisendebatte der 70er Jahre fort, die wiederum mit der Planungs- und Entscheidungsdiskussion der 60er Jahre [4, 5] die Unsicherheitsproblematik der Wahrscheinlichkeitstheorie [6, 7] seit den 30er und 40er Jahren aufgriff. In dieser langen Tradition stehen neben Operations Research und ihren Derivaten (Netzplantechnik, PPS, Multi-Criteria-Verfahren, Simulated Annealing etc.) auch die Kybernetik, die Spieltheorie und die Dynamische Modellierung, aus der sich sowohl Expertensysteme wie auch Simulationsverfahren bis hin zu dynamischen Weltmodellen herleiteten. Die in den Technik- u. Ingenieurwissenschaften gebräuchlichen Verfahren zur Fehleranalyse zeigen dazu ebenfalls Verwandtschaften; sie finden sich bis in die Probabilistischen Sicherheitsanalysen von Kernkraftwerken.

2. Grundlegende Probleme

Trotz, vielleicht aber auch wegen der interdisziplinären Breite der Erkenntnisse verschärft sich die Kluft zwischen Theorie und Praxis, Erkenntnis- und Anwendungsinteressen. Oft genug wird gerade die wissenschaftliche Beratung von Unternehmen und Behörden als wechselseitige Zumutung erfahren, weil sich punktuelle Handlungszwänge und abwägende Differenziertheit extrem reiben, aber auch, weil die jeweiligen Akteure (Manager, Politiker, Verwaltungsjuristen etc.) ihren objektiven Mangel an empirischen und theoretischen Kenntnissen der benannten Wissenschaften durch Annahmen und Anschauungen ersetzen, die nur in der jeweiligen Kohorte Geltung besitzen. Dies gilt insbesondere für Annahmen über Verhalten in Katastrophen, aber auch für generelle Einschätzungen, z. B. über das Wesen des Menschen im allgemeinen oder über die Zuverlässigkeit und Kompetenz der jeweils anderen Kohorten im speziellen. Das von der Krisen- und Kommunikationsforschung unisono geforderte Hinwirken auf trust und credibility [8, 9] verweist insofern nur auf den gesellschaftlichen Wandel von handlungsleitenden Orientierungen, so dass sämtliche Aussagen über Verhalten und Handeln (vor allem in Extremsituationen) immer nur für konkrete raum-zeitliche Bedingungen gelten können. Doch gerade diese Trivialität bleibt hartnäckig unberücksichtigt, wie z. B. die zahlreichen Adaptionen

von sogenannten einfachen Grundregeln der Krisen- und Risikokommunikation aus den USA belegen (vgl. [10]).

Dagegen zeigen interkulturelle Vergleiche, dass das Verhalten in Extremfällen nicht nur als eine spezifische, fallbezogene Reaktion zu verstehen ist, sondern weit nachhaltiger als Ergebnis gesellschaftlichen Lernens, also als Aktualisierung von Vorhandenem (oder auch Nichtvorhandenem). Ein solches Lernen beginnt z. B. in den USA in Vorschule und Schule, es wird beständig aktualisiert durch reale Ereignisse, aber auch durch beständige Präsenz der Gefahren, durch Übungen (z.B. Evakuierungen), Medieneinblendungen (Weather Radio), Aufdrucke auf Einkaufstüten und Produkten (Verhaltensregeln und Warnhinweise) sowie durch öffentliche Beschilderungen (Evakuierungsstraßen, Schutzräume u. ä.). Es manifestiert sich in umfangreichen kommerziellen wie nicht kommerziellen Angeboten und schließlich in konstitutionell verankerten Rechten (SARA Title III; Right to know Act), Beteiligungsformen (local planning committees) und Einrichtungen (FEMA). Grundlegende kulturelle, weltanschauliche und moralische Differenzen treten hinzu (z. B. Auffassung von Staat und Privatinitiative; Wert- und Normauffassungen; weltanschauliche Orientierungen und Grundeinstellungen, z. B. Fortschrittsoptimismus und Pragmatismus etc.), so dass sich selbst zwischen industriell und technisch sehr ähnlich entwickelten Gesellschaften höchst unterschiedliche disaster cultures herausbilden. (Dies lässt sich bereits anhand der historisch kurzen Entwicklungen in den beiden deutschen Staaten feststellen.) Von daher sind zwei Schlussfolgerungen grundlegend:

1. Wahrnehmung und Verarbeitung von Information (insbesondere von stör- und unfallrelevanter) sind komplexe, zivilisatorische Alphabetisierungsleistungen. Sie zielen darauf ab, das Individuum zu einem kompetenten Umgang mit seiner Gesellschaft und Kultur zu befähigen, so dass es lebens-, letztlich überlebensfähig ist bzw. wird. Dies bedeutet dann z. B. in einer hochtechnisierten Gesellschaft wie den USA auch mit elektronischen Medien kompetent umgehen zu können (z. B. Hilfsangebote im Internet; Toll-Free-hotlines wie Chemtrack, ein kostenloses Bürgertelefon der Industrie für Vergiftungsfälle), während derartige Kenntnisse bei analogen Notfällen in Afrika vollkommen irrelevant, aber die relevanten nicht verfügbar wären. Von daher lassen sich
2. keineswegs alle Forschungsergebnisse und ihre Anwendungen auf beliebige Kulturen übertragen. Dies dürfte vor allem für Gesellschaften gelten, die über keine gewachsene Katastrophenkultur und keine zugehörige Infrastruktur verfügen, und dies gilt insbesondere für historisch langfristig gewachsene Einstellungen und Beziehungen wie z. B. zwischen Bürger, Staat, Verwaltung(en) und Unternehmen.

3. Störfallinformation in Deutschland am Beispiel Störfall-VO

Um solche historisch langfristig gewachsene Einstellungen und Beziehungen ging es in zwei, hier aufs Knappste beschränkte Untersuchungen [11, 12], in deren Mittelpunkt der äußerst langwierige und schwierige Prozess der Umsetzung der Seveso-Richtlinie in deutsches Recht stand. Insbesondere die Auseinandersetzungen um die gesetzliche Ausgestaltung durch die 3. Störfall-VwV ließ die kontroversen Auffassungen zwischen Industrie, Legislative/Exekutive und Bevölkerung erkennbar werden. Umstritten waren vor allem Art, Umfang und Genauigkeit, mit der die Bevölkerung über die Risiken von Anlagen unterrichtet werden sollte, die der Störfallverordnung unterliegen. Letztlich erstellte der Verband der Chemischen Industrie eine Musterlösung auf kleinstem gemeinsamen Nenner. Die Interessen der Bevölkerung, wie sie im Rahmen zweier großangelegter empirischer Untersuchungen erforscht worden sind, kamen darin nicht zum

Ausdruck. Die Gründe dafür seien kurz skizziert, sie stellen, ungeachtet vieler Details, die verallgemeinerbaren Bedingungen für das Scheitern jenes Dialogs zwischen Riskierern und Riskierten dar, der vorgeblich trust and credibility hervorbringen soll. (Vgl. auch [13, 14, 15])

Ursprünglich sollte die Bevölkerungsinformation nach § 11a Störfall-Verordnung nicht nur über Art und Zweck der Anlage, die getroffenen Sicherheitsmaßnahmen und richtiges Verhalten bei Eintritt eines Störfalls Auskunft geben, sondern auch die Bezeichnung der Stoffe oder Zubereitungen angeben, die einen Störfall verursachen können, – unter Angabe ihrer wesentlichen Gefährlichkeitsmerkmale, der Art der Gefahren, also einer Symptomatik, einschließlich möglicher Auswirkungen auf Mensch und Umwelt. Zudem sollten Aussagen gemacht werden über die Art der Warnung und die fortlaufende Informierung während eines Störfalls, über die internen und externen Gefahrenabwehrpläne und deren Koordinierung zwischen Anlagenbetreiber, Kommune, Gefahrenabwehrbehörden und Trägern des Katastrophenschutzes.

Insbesondere eine genaue Bezeichnung der Stoffe oder Zubereitungen, ihrer Gefährlichkeit und ihrer Auswirkungen auf Mensch und Umwelt lehnten die Betreiber kategorisch ab. Zum einen wurden Geheimhaltungsinteressen gegenüber der Konkurrenz angeführt, zum anderen (und wesentlicheren) wollte man aber die Menschen nicht durch eine Vielzahl von chemischen Bezeichnungen überfordern und noch weniger mit deren zumeist noch gar nicht hinreichend bewiesenen Gefährlichkeit schockieren. Auch lehnte man eine Benennung von Symptomen ab, weil dann jeder, bei dem es einmal brennt oder zwickt, gleich von Giftkatastrophe rede. Man dürfe auf keinen Fall durch zuviel Aufhebens schlafende Hunde wecken. Man sehe doch, wohin diese ganze Umwelthysterie und Katastrophenrederei führe. Auch eine Information über Gefahrenabwehrpläne lehnte man mit dem Argument ab, dass sich diese Kenntnisse viel zu leicht missbrauchen ließen; gar von Sabotagemöglichkeit war die Rede.

Die Befragungen der anwohnenden Bevölkerung erbrachten dagegen ganz andere Eindrücke. Mehr als 52 Prozent der insgesamt 1200 Befragten (je 600 pro Unternehmen) beantworteten den sehr umfangreichen Fragebogen. Rund 14 Prozent fügten teilweise ausführliche Kommentare und Anregungen an; beides belegt das große Interesse der Bevölkerung an der Thematik. (Es gab sogar Beschwerden darüber, *nicht* befragt worden zu sein.)

Die Ergebnisse bestätigten, dass vor allem die grundlegenden Annahmen über die Bevölkerung haltlos sind. Dies gilt insbesondere für die Angst, mit der Ansprache drohender Risiken "schlafende Hunde" zu wecken und die Bevölkerung mehr zu verwirren oder gar zu beunruhigen: Mehr als 70 Prozent aller Befragten fühlten sich keineswegs beunruhigt, sondern im Gegenteil befriedigt, dass endlich einmal ausgesprochen wird, was ist. Zudem zeigten die äußerst konstruktiven Anregungen und Verbesserungsvorschläge, dass sich die Anwohner störfallgefährdeter Unternehmen der drohenden Gefahren durchaus bewusst sind, ihnen aber genaue Kenntnisse und praktikable Hinweise, Informationen und Ratschläge fehlen. Über 80 Prozent ärgern sich über Schönreden, Vertuschen und Totschweigen und die damit zum Ausdruck gebrachte Einstellung, dass man sie für ein bisschen blöd halte.

Rund 40 Prozent der Befragten hielten innerhalb der kommenden fünf Jahre, also bis 1998, einen Störfall für durchaus möglich. Trotzdem glaubten die meisten nicht (60 %), davon persönlich betroffen zu werden. Im persönlichen Bereich wurden Arbeitslosigkeit, Krankheit und Umweltprobleme für die größeren Risiken gehalten. Störfälle, so die Einschätzung der Befragten, schädigen eher die Umwelt (78 %) oder die Gesundheit allgemein (69 %). Persönlichen Schaden

(Sachschäden 64 %), Verletzungen (63 %) oder gar Todesfälle (39 %) wurden in geringerem Maße erwartet.

Generell zeichneten die Befragten ein realistisches Bild drohender Gefahren und ihrer Auswirkungen. Gleichwohl zeigten die Fragen nach persönlichen Schutzvorkehrungen ein Kalkül, das sich auf allen gesellschaftlichen Ebenen wiederfindet: Nur etwa 2-5% aller Befragten hatten konkrete Vorsorgemaßnahmen getroffen (Notvorrat, Trinkwasser, Abdichtklebeband, Verbandskasten und Medikamente, Werkzeug etc.), trotz der realistisch beschriebenen Gefährdungen. Aufschlussreich waren die in mündlichen Interviews ermittelten Begründungen dieser Diskrepanz. Sie übernahmen bis in die Wortwahl die öffentlich propagierte Sicherheitssemantik: Angesichts derart geringer Eintrittswahrscheinlichkeiten lohnten sich die teuren und aufwendigen Schutzmaßnahmen nicht. Zudem gebe es ja einen gut organisierten Katastrophenschutz. Auch vertrauten über 90 Prozent der Befragten bei einem Störfall auf eine schnelle und angemessene Alarmierung. Neben Radio und Fernsehen wurde am häufigsten die Sirene als Alarmmittel genannt. Nur knapp 6 Prozent gaben an, nichts über das Warnwesen zu wissen. Abgesehen vom damals gerade stattfindenden Ab- und Umbau des öffentlichen (Zivilschutz-)Warnsystem, von dem die Befragten noch nichts wussten, kam hier ein Widerspruch zutage: Einerseits hatten die Befragten weder zu den Werksleitungen noch zu den Behörden nennenswertes Vertrauen und argwöhnten, dass Probleme vertuscht würden, andererseits aber erhofften sie sich gerade beim Eintritt derartiger Probleme rückhaltlose Information und scharfe staatliche Kontrolle.

Bestandteil der Befragung war auch eine eigens gefertigte Störfallinformation, die die Befragten beurteilen sollten. 75 Prozent der Befragten gaben an, die Notfall-Information vollständig gelesen zu haben; 24 % fanden den Entwurf sehr verständlich, 70 % verständlich und nur 2 % fanden ihn wenig bzw. unverständlich. 92 % hielten das der Notfall-Information beigelegte und herausnehmbare Notfall-Blatt für nützlich – 80 % würden es sich sogar griffbereit aufheben. 36 % der Befragten gaben an, durch die Informationskampagne besser auf Gefahren vorbereitet zu sein und sich besser schützen zu können. 80 % hielten die Informationen der beigelegten Broschüre für glaubwürdig, doch wünschten zugleich 62 % der Befragten eine stärkere Kontrolle der Unternehmen, weiterreichende Informationen für die Öffentlichkeit und mehr Durchgreifkompetenzen für Überwachungsbehörden.

Aufschlussreich waren zudem die beigefügten Kommentare, die zusätzlichen mündlichen Interviews und die Telefongespräche, die im Verlauf der Untersuchung über ein sogenanntes Bürgertelefon geführt werden konnten: Generell ließ sich zwischen allen Beteiligten ein grundsätzliches Misstrauen feststellen. Den Unternehmen gelten Behörden eher als inkompetent und kenntnislos gegenüber wirtschaftlichen Belangen. Niemand wolle Verantwortung übernehmen und Entscheidungen treffen; kreative Lösungen oder flexible Reaktionen seien nicht zu erwarten. Die Behörden wiederum glauben, von Unternehmen nicht oder nicht ausreichend informiert, gelegentlich sogar hintergangen zu werden. Um Investitionen und Arbeitsplätze willen werde auf politischer Ebene Einfluss ausgeübt und ihnen darüber eine lange Nase gemacht. Zudem sei man sogar von der Fachkompetenz der Unternehmen abhängig (z.B. bei der Interpretation von Messwerten oder der Ermittlung von Substanzen), weil man sich keine eigenen Experten leisten könne. Dies unterminiere ohnehin jede wirksame Kontrolle. Die Bevölkerung schließlich glaubt, dass „die alle unter einer Decke stecken“ und „eine Krähe der anderen sowieso kein Auge aushacke”. Mehrmals wurde in diesem Kontext der TÜV genannt, der insofern mit allen unter einer Decke stecke, als er alle Beteiligten begutachtet, prüft, berät und schult und somit jeder Kontrolle entraten sei (vgl. [16]). Im Gegenzug wird die Bevölkerung für grundlegend dumm,

unberechenbar und gefährlich gehalten. Als typische Belegbeispiele wurden der tägliche Fernsehkonsum, die allgemeine Uninformiertheit, die Medienmanipulation und die hysterischen Reaktionen bei Störfällen genannt. Vor allem Tschernobyl galt vielen leitenden Angestellten als Beweis für Unkenntnis und gleichzeitige Hysterie (Hamsterkäufe, Molkeodyssee, Sandaustausch auf Spielplätzen etc.). Sowohl Manager als auch Beamte meinten oftmals vieldeutig, sie wollten ja nicht wissen, was hier (in Deutschland) wirklich los wäre, wenn bei uns ein Kernkraftunfall stattfände .... Auf Nachfrage wurde dann auf Gorleben-Demonstrationen, Chaostage, Strommastsägen und Autonome verwiesen. Es erscheint nicht überfolgert, wenn daraus der Schluss gezogen wird, dass in der Bundesrepublik noch immer eine obrigkeitsstaatliche und paternalistische Mentalität dominiert, von der aus Gehorsam und Folgsamkeit erwartet und jede Abweichung als Ansatz zu Aufruhr und Umsturz gedeutet wird.

Zumindest ist von dieser Sichtweise aus leichter erklärlich, warum bislang weder Behörden noch Unternehmen stärker auf die von der Krisen- und Risikokommunikationsforschung propagierten diskursiven Verfahren der Meinungs- und Mehrheitsbildung zurückgreifen. Auch die empirischen Untersuchungen zeigten, dass eher PR-Broschüren beabsichtigt wurden, die auf Hochglanz die Produkte und die Sicherheit der Produktion propagieren und nur randständig auf vernachlässigbare Restrisiken und einige Telefonnummern für den Notfall verweisen. Risikokommunikation wird zum teil immer noch als Instrument einer modischen und gefälligen Eigeninformation missverstanden, die Werbebotschaften transportiert und nur eine Richtung kennt: Vom Unternehmen oder der Behörde zur Bevölkerung, die dann entsprechend Folge zu leisten hat.

Zugleich zeigt sich immer wieder, dass die Sicherheitsbotschaften nur selten reale Verhältnisse abbilden. Eher handelt es sich um eigenständige Semantiken, die, ähnlich einem Werbespot, ein erwünschtes Image über einen ansehnlichen plot imaginieren sollen. Nur wenige Unternehmen (am ehesten noch die großen) haben erkannt, dass Krisen- und Risikokommunikation supplementäre Unternehmenstrategien zur Analyse, zum Controlling, zur Organisation/Reorganisation und zur Entwicklung des gesamten Unternehmensablaufs sind. Total Quality Management (TQM) ohne Total Safety Management (TSM) ist nicht nur eine vertane Rationalisierungschance, sondern ein Widerspruch in sich. Doch schrecken viele Managements davor zurück, das Unternehmen als Umsetzung integrierter Erkenntnisse zu verstehen, durch die, von TQM und TSM über Ökobilanzen und Energieeinsatzoptimierung bis hin zu Stoffzyklus- und Fehlzeitenanalysen eine grundlegend andere Arbeitsorganisation mit anderen Qualitäts-, Sicherheits- und Zufriedenheitsstandards entstehen wird.

4. Der Irrweg moderner Sicherheitssemantik

Sicherheit und Moderne sind untrennbar, im Grunde unentrinnbar miteinander verwoben. Die moderne, auf Naturwissenschaften und Technik fußende bürgerliche Weltauffassung setzte dem feudalen System von Adel und Kirche das neue Credo der Selbsterzeugung entgegen: Der Mensch und sein Tun als Ursache aller Entwicklung. Dass eine solche Häresie nur Bestand haben konnte, wenn sie erfolgreich, d. h. sicher war im Sinne eines verlässlichen, dauerhaften Funktionierens, ist uns heute bewusst. [17] Insofern war Sicherheit von Anbeginn ein ideologischer Kampfbegriff: Der Bürger löste mit Hilfe von Wissenschaft und Technik die anstehenden Probleme, während Adel und Klerus nur schmarotzten und unproduktiv luxurierten. Dagegen lauerten die so Gescholtenen voller Inbrunst auf jedes Scheitern, das sie als Strafe

Gottes für diese menschliche Überhebung deuteten. Die Dezennien andauernde Deutungsschlacht des Erdbebens von Lissabon 1755 spiegelt diesen ideologischen Kampf bis heute wider: Auch die zeitgenössische Krisen- und Risikokommunikationsforschung weist darauf hin, dass Ereignisse, die menschlichem Tun schuldhaft zugerechnet werden, ganz anders wahrgenommen und behandelt werden als solche, deren Verursachung man anderen Kräften/Mächten zurechnet (z. B. der Natur, dem Schicksal o. ä., so irrational dies auch immer sein mag).

An dieser Stelle hätte Krisen- und Risikokommunikation anzusetzen, wenn sie nicht aufgesetzt, sondern wirklich erfolgreich sein will. Der Sache nach hat sie nämlich über den Verlust von Sicherheit und die Möglichkeit des Scheiterns zu sprechen, also über genau das, was den Protagonisten der Moderne die schlimmste Niederlage bedeutete (und oft genug auf Scheiterhaufen stattfand). Diese Aufgabe ist bis heute nachhaltig vergiftet und es wäre gut, sich an die historischen Wurzeln eines bis heute wirksamen Vermeidens zu erinnern.

Stör- und unfallrelevante Information ist Information über Scheitern. Sie wird, logisch, nicht zeitlich, unmittelbar handlungsrelevant, nachdem der Eintritt eines Risikos erfolgte und Maßnahmen zur Schadensabwehr oder -begrenzung ergriffen werden müssen. Dies schließt zweierlei ein: Zum einen muss diese Information so gut sein, dass Scheitern überwunden werden kann – was zumeist eine exakte Lagedarstellung einschließt. Zum anderen beweist der Gebrauch stör- und unfallrelevanter Information, dass eingetreten ist, was vorher von Sicherheitsformeln überdeckt und zum Restrisiko klein gerechnet wurde – mithin, dass durch den Eintritt des Scheiterns die vorausgehende Entscheidung für das Eingehen eines Risikos falsch war, zumindest, dass die Handlungsbedingungen nicht in dem Maße unter Kontrolle waren, wie man annahm. Der Erfolg oder Misserfolg von Krisen- und Risikokommunikation entscheidet sich nun daran, wie diese beiden Momente des Stör-/Unfalls gehandhabt werden.

Zu diesem Zwecke ist es nützlich, das Grundlegende in seinen historischen Kontext zu stellen. Risiko, im Gegensatz zu Wagnis, meint zunächst nur, mit Blick auf ein zukünftiges, potentielles Ereignis, dessen Ausprägung ungewiss ist (Vorteil/Nachteil; Gewinn/Verlust), durch Abschätzen des wahrscheinlichen Ausgangs eine Entscheidung begründen zu können. Ob dabei allein auf die potentiellen negativen Ausprägungen abgestellt wird, oder generell auf Abweichungen von einem mittleren Erfahrungswert, oder ob ungünstige und günstige Abweichungen iterativ in einer „Setzstrategie“ langfristig kalkuliert werden (z. B. wie viel kleine Verluste tragbar sind, wenn ein großer Erfolg gelingt, bezogen auf das einsetzbare Kapital), hängt, eben anders als bei Wagnissen, von der Verfügbarkeit über Daten, von der Bekanntheit der Anfangsbedingungen und von der Bestimmbarkeit des Wahrscheinlichkeitsraumes ab.

Soll eine Entscheidung über magische Rituale (Orakel, Sterne) oder die Ja/Nein-Verteilung eines Münzwurfs hinausgehen, müssen den potentiellen Ereignissen Wahrscheinlichkeiten zugeordnet werden, die sich auf den Ausgang vergleichbarer Ereignisse in der Vergangenheit stützen können. Alternative Entscheidungen sind dann Vergleiche von Wahrscheinlichkeitsverteilungen, wobei zumeist auf einen Erwartungswert (den Mittelwert) reduziert wird, wohingegen Streuungsmaße zu vergleichen sind, wenn man mehrere Merkmale einbeziehen will. (Technische Risikoanalysen beschreiten meist den ersten, ökonomische oder soziale meist den zweiten Weg.)

In jedem Fall sind Risikoabwägungen eine Methode, unter Unsicherheit über den Ausgang einer Handlung eine Begründung zu finden, die die Entscheidung zum Handeln, trotz der Möglichkeit des Scheiterns, nach Lage der Dinge als vernünftig erscheinen lässt. Soziologisch interessant ist

dabei aber weniger die Methode, als vielmehr der Zweck, für den die Methoden entwickelt wurden. Während der Erfolg die Begründung für die Richtigkeit einer riskanten Handlung *ist*, bedarf der Misserfolg der Erklärung *und* Begründung. Dabei muss die Güte der Begründung die Größe des Misserfolgs übertreffen. Andernfalls erscheint der Riskierende als gewissenloser Abenteurer, als leichtfertiger Glücksritter. Zu Recht weisen Gotthard Bechmann [18] (p. 241) und mehr noch Peter Wiedemann [19] auf die Nähe der Risikokategorie zu Sünde und Unmoral hin. „Hammartia", die Abweichung vom Richtigen, Guten, war Sünde, Verfehlung, Fehler und bedurfte der Reue und Buße, der Sühne und Strafe. Dieses religiös konstituierte Verfahren zur Wiederherstellung gestörter Verhältnisse findet sich im Kontext von Risiko wieder, nunmehr allerdings mit dem Unterschied, dass sich die Zurechenbarkeit von Handlung und Handlungsfolgen – und damit von Kausalität (vgl. [20]) – sowie die Adressierbarkeit säkularisiert hatte.

Es ging nicht mehr um die Beziehung zu Gott, sondern um Beziehungen zu signifikanten Anderen (Handelspartnern, Familie, Freunde). Sie mussten die Folgen möglichen Scheiterns mittragen und daher vorgängig akzeptieren. Von daher zielte die Abwägung von Risiken darauf ab, das Maß gegenseitiger und gemeinsamer Belastbarkeit vorab zu ermessen und zugleich den Eventualfall in Form eines „gegenseitigen Beistandspaktes" zu verfriedlichen: Wir wagen, aber wir wagen wohlerwogen. Die wechselseitige Versicherung verantwortlichen Abwägens milderte das Wagnis zumindest psychologisch. Der Konsens über den „probablen Grund", also die Übereinstimmung in eine „glaubwürdige Begründung", wie sie im philosophischen Probabilismus durch Bartholomé de Medina (1577) entwickelt wurde (vgl. [21]), schied ursprünglich Wagnisse in moralisch tragbare auf der einen und unmoralische, sündige auf der anderen Seite. Wagnisse ohne probablen Grund bedeuteten mithin unverantwortliche, auch unverantwortbare Versuchungen des Glücks. Sie schlossen Pakte mit dem Teufel ein und tendierten zum Betrug. Abenteurer, Hazardeure, Glücksritter, Spekulanten, Versicherer, sie alle bewegten sich in diesem Terrain. Letztlich wurzelt an dieser Stelle die Moral des zumutbaren Risikos. (Vgl. [22])

Dass auch das individuelle Entscheiden oder dessen mittelbare oder langfristige Folgen für Dritte ein Risiko bedeuten können, ist ebenfalls kein moderner Effekt. Schon die Antike kannte drakonische Strafen für Baumeister, deren Gebäude einstürzten oder für Handwerker, deren Produkte andere zu Schaden kommen ließen. Von daher kam es allein nach einem Schadensfall darauf an, nachweisen zu können, dass nicht nur „lege artis" gearbeitet wurde, sondern auch mit rechtschaffenen Gründen. Der glaubhafte Beleg verantwortlichen Handelns führte dann zur Übereinstimmung, dass nach menschlichem Ermessen mit einem Scheitern nicht gerechnet werden konnte. Sobald sich also die Interagierenden ihr Handeln nach „probablen Gründen" glaubten, konnten sie sich darauf verständigen, Schuld nicht *ad personam* zuzurechnen, sondern anderen, widrigen äußeren Umständen, die nicht absehbar waren. Dadurch erst wurde Scheitern nicht zur Störung sozialer Beziehungen. Insofern geht es nicht um Gefahr oder Risiko, sondern um die Prüfung des probablen Grundes. Wagnis- oder Risikokalküle sind somit in erster Linie Exkulpationsmechanismen. Sie zielen darauf ab, den sozialen Frieden zwischen denen, die Risiken eingehen und denen, die eventuelle Schäden erleiden müssen, zu wahren. Die Suche nach Schuld ist dabei nur ein Mittel, um bei Fehlen eines probablen Grundes den Schuldigen opfern und dadurch neuen Frieden stiften zu können.

Die soziale Dimension des Risikokalküls zielt auf Moralität und auf Friedenssicherung, nicht auf einen rechnerischen Nachweis, der Sicherheit als Kehrwert des Produkts aus Eintrittswahrscheinlichkeit und Schadensgröße erscheinen lässt. Zu Recht weist Wolfgang Krüger [23] am Beispiel der Übertragung dieser historischen sozialen, zuerst kaufmännischen Versicherungs-

praktiken auf technische Auslegungen darauf hin, dass technische Sicherheit zu sozialer Sicherheit absolut inkompatibel ist.

Und tatsächlich suchen Menschen nicht technische Sicherheit. Dass Dinge schief gehen können, weiß jeder Dumme. Dass unter Umständen sogar Kollektive scheitern können, ahnen auch weniger Lebenserfahrene. Worum es vielmehr geht ist, sicher sein zu können, dass Risiken nur nach probablen Gründen eingegangen werden. Es geht um die guten Gründe, für die sich das Eingehen von Risiken, ja, selbst von Wagnissen lohnt. Dass diese guten Gründe verspielt werden, immer mehr Menschen erkennen, dass sie sukzessive als Risikoabsorber für fremde Wagnisse gratis in Dienst genommen werden und mit Leib und Leben Ausgleich zahlen, haben lange vor Beck Risikoforscher und Sozialkritiker aufgezeigt [24, 25]. Deshalb auch können Krisen- und Risikokommunikation die Wirksamkeit von stör- und unfallrelevanter Information nicht herbeischwätzen, so sehr dies schicke Handreichungen über Do´s and Do not´s suggerieren möchten. So lange mit Krisen- und Risikokommunikation keine Infrastruktur eines anderen Mitentscheidens über die einzugehenden Wagnisse und Risiken und über die Modi der Beteiligung am Erfolg und der Abfindung für die Folgen des Scheiterns verbunden werden, wird es bei Geschwätzigkeit bleiben [26, 27].

5. Literaturverzeichnis

[1] Hoffmann, R./Borgmann, M./Rohrmann, B./Wiedemann, P. (1988). Risiko-Kommunikation. Bibliographie. Arbeiten zur Risiko-Kommunikation Heft 2, Jülich: KFA

[2] Rohrmann, B./Wiedemann, P./Stegelmann, H.U. (1990). Risk-Communication. An interdisciplinary bibliography. 4th ed. Studies on Risk-Communication Vol. 2, Jülich: KFA

[3] Beck, U. (1986). Risikogesellschaft. Auf dem Weg in eine andere Moderne. Frankfurt/M.: Edition Suhrkamp

[4] Chorafas, D. (1958). Operational Research for Industrial Management. New York: Reinhold Publ.

[5] Findler, N.F. (1966). "An Information Processing Theory of Human Decision Making under Uncertainty and Risk", KYBERNETIK Bd. 3, Heft 2. Berlin: Springer

[6] v. Neumann, J./Morgenstern, O. (1961). Spieltheorie und wirtschaftliches Verhalten. Würzburg: Physika Verlag

[7] Funtowicz, S.O./Ravetz, J.R. (1990). Uncertainty and Quality in Science for Policy. Dordrecht: Kluver

[8] Sandman, P. M. (1987). ARisk Communication: Facing Public Outrage@, EPA JOURNAL 11, Pp. 21-22

[9] Renn, O./Levine, D. (1989). Credibility and Trust in Risk Communication. Arbeiten zur Risiko-Kommunikation Heft 8, KFA Jülich

[10] Krummenacher, A. (1981). Krisenmanagement. Leitfaden zum Verhindern und Bewältigen von Unternehmenskrisen. Düsseldorf: Handelsblattverlag

[11] Becker, J./Dombrowsky, W.R./Goetzke, I./Herger, P./Kast, J./Ohlendieck, L. (1993). Erarbeitung von Alarm- und Gefahrenabwehrplänen und Umfang der Information der Bevölkerung in der Nachbarschaft störfallrelevanter Anlagen. Texte 43/93, hrsg. v. Umweltbundesamt Berlin, Berlin: UBA

[12] Dombrowsky, W.R./Ohlendieck, L. (1992). Survey on the state of implementation of the EEC Directive 82/501/EEC, Article 8, in the Federal Republic of Germany: Information to the public likely to be affected by major accident hazards of certain industrial activities. Study prepared for European Commission Joint Research Centre, Ispra, Italy. Kiel: KFS

[13] Claus, F./Wiedemann, P. u.a. (1993). Anforderung an Art und Umfang der Information der Bevölkerung in der Nachbarschaft störfallrelevanter Anlagen.Texte 34/93, hrsg. v. Umweltbundesamt Berlin, Berlin: UBA

[14] De Marchi, B. (1991). The Seveso Directive: An Italian Pilot Study in Enabling Communication,Risk Analysis 11, Pp. 207 - 215

[15] Otway, H./Amendola, A. (1989). Major Hazard Informing Policy in the European Community: Implications for Risk Analysis, Risk Analysis 9, Pp. 505 - 512

[16] Schuster, G. (1986). "Der TÜV Staat", NATUR 9, Pp. 46-52

[17] Dombrowsky, W.R. (1993). "Katastrophen - Schicksalsschläge oder Menschenwerk? Über Gegenstand und Ergebnisse der Katastrophensoziologie", GEGENWARTSKUNDE 42, Pp. 29-39

[18] Bechmann, G. (1993). "Risiko als Schlüsselkategorie der Gesellscjaftstheorie", in: Bechmann, G. (Hg.): Risiko und Gesellschaft. Grundlagen und Ergebnisse interdisziplinärer Risikoforschung. Opladen: Westdeutscher Verlag pp. 237-276

[19] Wiedemann, P. (1993). "Tabu, Sünde, Risiko: Veränderung der gesellschaftlichen Wahrnehmung von Gefährdungen", in: Risiko ist ein Konstrukt. Wahrnehmungen zur Risikowahrnehmung, hrsg. v. der Bayerischen Rück. München: Knesebeck pp. 43-67

[20] Kelsen, H. (1982). Vergeltung und Kausalität. Mit einer Einleitung von E. Topitsch. AVergessene Denker - Vergessene Werke. Klassische Studien zur sozialwissenschaftlichen Theorie, zur Weltanschauungslehre und zur Wissenschaftsforschung, Bd. 1, hrsg. v. K. Acham. Wien, Köln, Graz: Hermann Böhlaus Nachf.

[21] Gigerenzer, G./Swijtink, Z./Porter, Th./Daston, L./Beatty, J./Krüger, L. (1989). The Empire of Chance. Cambridge: Cambridge Univ. Press

[22] Nicklisch, F. (1990). "Der rechtliche Rahmen für Nutzung und Sicherheit technischer Systeme", in: Kuhlmann, A. (Hg.): Leben in Sicherheit: Tagungsbericht 1. Weltkongreß für Sicherheitswissenschaft. 2 Bde. Köln: Verl. TÜV Rheinland, Bd.1, Pp. 116-125

[23] Krüger, W. (1986). "Risiken als Gegenstand der Sicherheitswissenschaft", in: Compes, P.C. (Hg.): Technische Risiken in der Industriegesellschaft. Erfassung, Bewertung, Kontrolle. Wuppertal

[24] Spaemann, R. (1979). "Technische Eingriffe in die Natur als Problem der politischen Ethik", SCHEIDEWEGE 9, Pp. 476-497

[25] Schrage, E./ Engel, P. (1982). "The Decision Maker's Dilemma. Balancing Risks on the Fine Line Between Cost and Compassion", The Sciences (NY), Aug./Sept., Pp. 26-31

[26] Dombrowsky, W.R. (1991). "Krisenkommunikation. Problemstand, Fallstudien und Empfehlungen", Arbeiten zur Risiko-Kommunikation Heft 20 (Programmgruppe Mensch, Umwelt, Technik), Jülich: KFA

[27] Dombrowsky, W.R. (1994). "Krisenmanagement in Unternehmen", in: Uth, H.-J.(Hg.): Krisenmanagement bei Störfällen. Vorsorge und Abwehr der Gefahren durch chemische Stoffe. Berlin, Heidelberg, New York u.a.: Springer, Pp. 277-294

Nachträge

DIE ENTWICKLUNG DER STRAHLENEXPOSITION DES PERSONALS IN DEUTSCHEN KERNKRAFTWERKEN

EVOLUTION OF THE OCCUPATIONAL EXPOSURE OF PERSONNEL IN GERMAN NUCLEAR POWER PLANT

J. Kaulard[1)], C. Schmidt[1)], E. Strub[1)]

[1)] Gesellschaft für Anlagen- und Reaktorsicherheit (GRS) mbH, Köln, Deutschland

Zusammenfassung
1960 wurde in Deutschland das erste Kernkraftwerk zur Erprobung der kommerziellen Energiegewinnung in Betrieb genommen. Weitere Prototypreaktoren folgten in den späteren Jahren zur Entwicklung verschiedener Konzepte für Leistungsreaktoren. Wenngleich die Entwicklung der Konzepte anfänglich weniger auf Aspekte des Strahlenschutzes ausgerichtet war, so haben doch Erfahrungen aus den Prototypreaktoren wie insbesondere auch aus den frühen Leistungsreaktoren wichtige Erkenntnisse hinsichtlich des operativen Strahlenschutzes und der Auslegung von Kernkraftwerken unter Strahlenschutzgesichtspunkten ergeben, die bei den Reaktorneubauten teilweise oder vollständig im baulichen und operativen Strahlenschutz berücksichtigt werden konnten. Sie haben damit zu einer deutlichen Reduktion der Strahlenexposition der Personals der in Deutschland in Betrieb befindlichen Kernkraftwerken geführt, die speziell für die zuletzt in Betrieb genommenen Kernkraftwerke zu den Kernkraftwerken mit den niedrigsten Expositionen der Welt gehören.

Summary
In 1960 the first prototype reactor to commercially generate nuclear power was started. In the following years further prototype reactors were build as important contributions to the development of those modern reactor types currently in operation in Germany. Although aspects on occupational radiation protection were not among the most important issues during development of the reactor concepts, important experiences could be extracted from the operation of these prototype reactors and from early nuclear power plants. These experiences were related to the operational radiation protection and the design and layout of nuclear power plants and were partially or fully considered within those nuclear power plants, which were under planning or construction at that time. Thus, improvements of design and operational radiation protection result in a remarkable reduction of the radiation exposure of the personnel in German operating nuclear power plants, which especially for those nuclear power plants started at last belong to the nuclear power plants with world wide lowest annual doses.

Schlüsselwörter: *Strahlenschutz des Personals, Kollektivdosis, Individualdosis, mittlere Personendosis, Kernkraftwerk*
Keywords: *collective dose, individual dose, mean personnel dose, nuclear power plan, occupational radiation protection*

1. Einleitung

1960 wurde in Deutschland das erste Kernkraftwerk (KKW) zur Erprobung der kommerziellen Energiegewinnung in Betrieb genommen. Weitere Prototyp- und erste

Leistungsreaktoren folgten in den folgenden Jahren und trugen zur Erprobung und Weiterentwicklung verschiedener Konzepte für Leistungsreaktoren und zur Verbesserung des betrieblichen Strahlenschutzes unter Gesichtspunkte der Auslegung und der Abläufe bei. Heute (Sommer 2009) befinden sich in Deutschland noch 17 KKW (11 Druckwasserreaktoren, 6 Siedewasserreaktoren) in Betrieb. Sie leisteten in 2008 mit einer elektrischen Bruttoleistung von 21.497 MW und einer produzierten Energie von 148,8 Mrd. kWh einen Beitrag von etwa 23 % zur deutschen Bruttostromproduktion, der Anteil an der so genannten Grundlast betrug etwa 48 % [1].

In diesem Beitrag wird ein Überblick gegeben über die äußere Strahlenexposition des Personals in deutschen KKW auf Grundlage der Daten der betrieblichen Dosimetrie der einzelnen KKW. Ebenso werden ausgewählte Einflussfaktoren für diese Strahlenexposition erläutert.

2. Strahlenexposition des Personals in deutschen Kernkraftwerken

2.1 Entwicklung der Jahreskollektivdosis

Einen ersten Überblick über die Strahlenexposition des Personals in deutschen KKW in Betrieb zeigt Abb. 1. In ihr ist die Gesamt-Jahreskollektivdosis aller in Deutschland betriebenen KKW seit 1990 dargestellt. Die Gesamt-Jahreskollektivdosis ergibt sich dabei aus der Summe der Jahreskollektivdosen aller KKW, die im entsprechenden Jahr in Betrieb waren. Die zugehörige Anzahl der KKW ist ebenfalls in der Abbildung dargestellt ist. Unterschieden ist zwischen der Kollektivdosis des Eigenpersonals[1] und des Fremdpersonals[2].

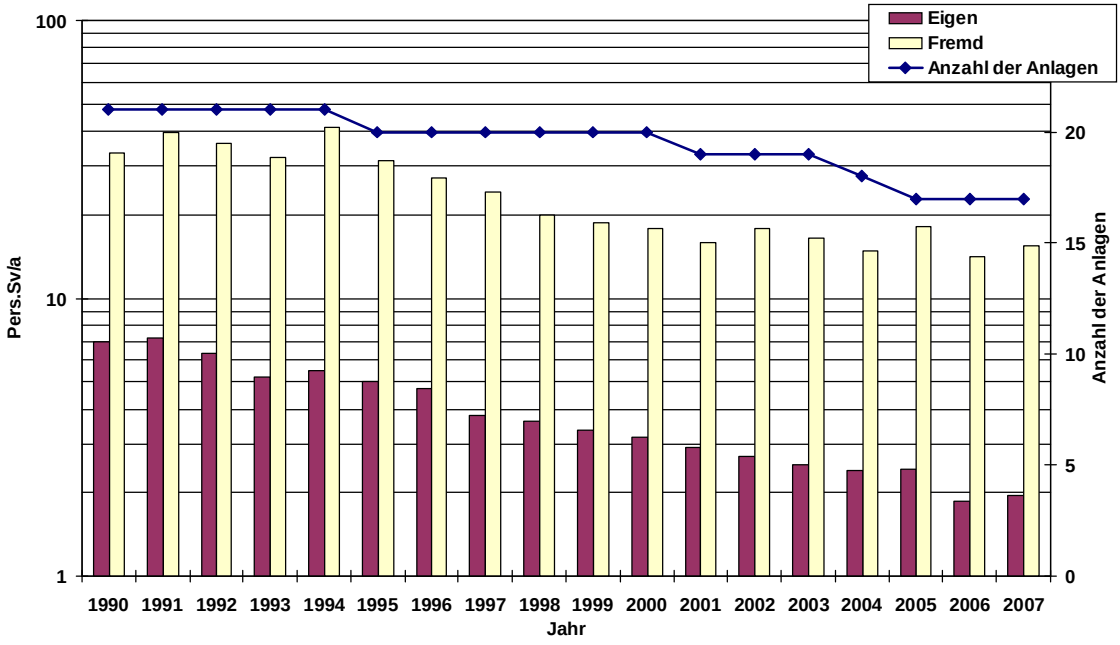


Abb. 1: Gesamt-Jahreskollektivdosis des Personals in deutschen Kernkraftwerken in Betrieb seit 1990

[1] Personal, das beim Betreiber des KKW angestellt ist.
[2] Personal, das bei einem Dritten („Fremdfirma“) angestellt ist und für diesen im KKW tätig ist.

Es zeigt sich, dass sich im Zeitraum 1990 bis 2007 der schon in den Jahren davor zu beobachtende Trend einer abnehmenden Gesamt-Jahreskollektivdosis fortsetzt. Der Trend ist hierbei für das Eigenpersonal stärker ausgeprägt als für das Fremdpersonal, da Anzahl und Kollektivdosis des Fremdpersonals stärker von Art und Umfang der im Jahr durchzuführenden Revisionsarbeiten abhängen. Die Anzahl des Eigenpersonals schwankt dabei in Abhängigkeit von der Anzahl der in Betrieb befindlichen KKW zwischen 5.600 Personen und 6.700 Personen. Demgegenüber liegt die Anzahl des Fremdpersonals zwischen etwa 22.000 Personen und 29.000 Personen, wobei die genannten Zahlen Mehrfachzählungen enthalten für solche Personen, die in einem Jahr in mehreren KKW tätig sind.

In Abschnitt 3.1 wird auf die Auslegung eines KKW als Einflussgröße für die radiologisch relevante Ausgangslage eingegangen, da Unterschiede in der Auslegung dazu führen kann, dass die Strahlenexposition des Personals verschieden ist. Die nachfolgende Abb. 2 zeigt die mittleren Jahreskollektivdosen der vier so genannten Generationen der deutschen Druckwasserreaktoren bzw. drei Baulinien der deutschen Siedewasserreaktoren. Die Daten ergeben sich dabei aus den Mittelwerten der Jahreskollektivdosen der KKW, die der jeweiligen Generation bzw. Baulinie zugeordnet sind.

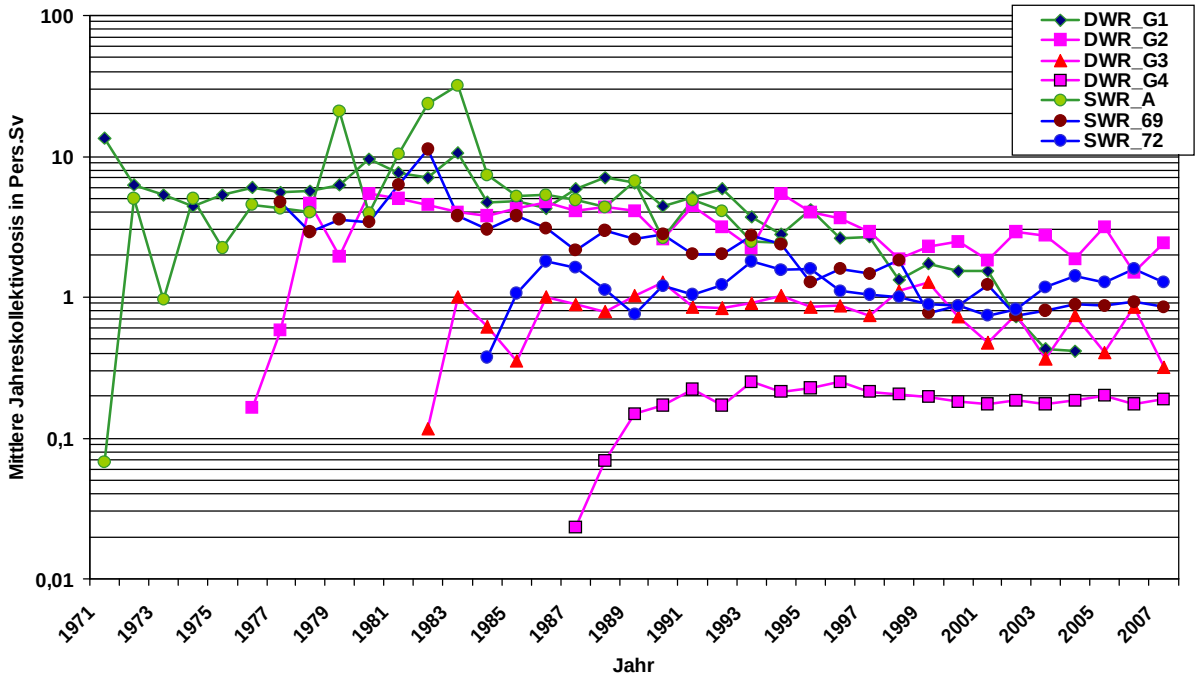


Abb. 2: Mittlere Jahreskollektivdosis der vier Generation der deutschen Druckwasserreaktoren (DWR_G1/_G2/_G3/_G4) und der drei Baulinien der deutschen Siedewasserreaktoren (SWR_A/_69/_72)

Die Abbildung zeigt die durch die Auslegungsverbesserungen erreichte Reduktion und damit Unterschiede zwischen den mittleren Jahreskollektivdosen der unterschiedlichen Generationen bzw. Baulinien. Sie zeigt aber auch die Reduktion der Strahlenexposition des Personals im Laufe der Zeit durch die Verbesserungen des operativen Strahlenschutzes insbesondere bei denjenigen Anlagen, die sehr früh in Betrieb genommen wurden. Heute sind in Deutschland nur noch die Druckwasserreaktoren der zweiten bis vierten Generation und die Siedewasserreaktoren der Baulinie 69 und 72 in Betrieb.

2.2 Verteilung der mittleren Personendosis und der Individualdosis

Bereits im Zusammenhang mit Abb. 1 wurde erläutert, dass bei der Bewertung der Gesamt-Jahreskollektivdosis aller KKW – und in entsprechender Weise auch der Jahreskollektivdosis eines einzelnen KKW – die Kenntnis des Umfanges der durchzuführenden Arbeiten und hiermit verbunden der Anzahl des eingesetzten Personals von großer Bedeutung sind. Eine Kenngröße, die diesem Zusammenhang für das jeweilige KKW besser Rechnung trägt, ist die mittlere Personendosis. Abb. 3 und Abb. 4 zeigen die durchschnittliche mittlere Personendosis, gemittelt über die in Betrieb befindlichen deutschen Druckwasserreaktoren bzw. Siedewasserreaktoren. Zu beachten ist hierbei, dass der Durchschnittswert für das Fremdpersonal die durchschnittliche mittlere Personendosis einer Person pro Anlagenbesuch bedeutet, während er für das Eigenpersonal die durchschnittliche mittlere Jahresdosis darstellt.

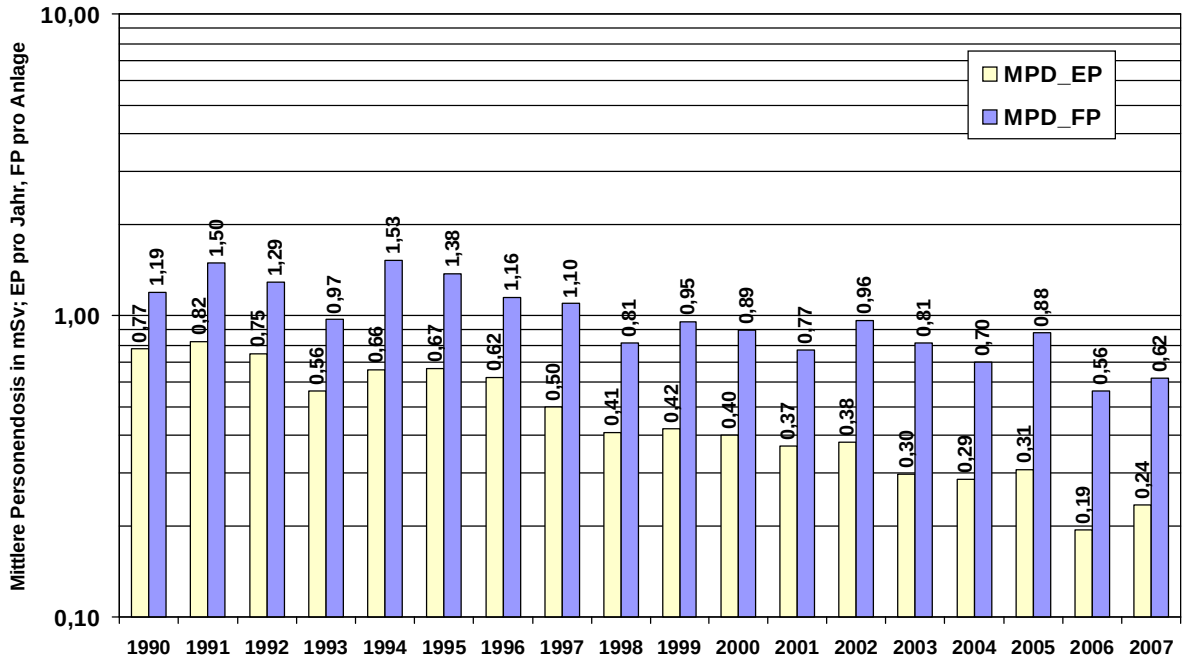


Abb. 3: Durchschnittliche mittlere Personendosis für deutsche Druckwasserreaktoren (MPD_EP: Eigenpersonal, MPD_FP: Fremdpersonal)

Zu erkennen ist, dass für beide Reaktortypen die durchschnittliche mittlere Personendosis des Eigenpersonals in den letzten Jahren deutlich unterhalb von 1 mSv/a liegt. Für das Fremdpersonal liegt der Wert seit etwa 2000 ebenfalls unterhalb von 1 mSv. Für beide Reaktortypen ist deutlich der abnehmende Trend in den durchschnittlichen mittleren Personendosen zu beobachten, der auf die Verbesserungen im operativen Strahlenschutz zurückzuführen ist.

Im direkten Vergleich zwischen Druck- und Siedewasserreaktoren fällt das unterschiedliche Verhältnis der mittleren Personendosen von Eigen- und Fremdpersonal auf. Während bei Druckwasserreaktoren die größere durchschnittliche mittlere Personendosis beim Fremdpersonal liegt, sind die Werte bei den Siedewasserreaktoren für Eigen- und Fremdpersonal annähernd gleich. Dies ist unter anderem darauf zurückzuführen, dass in Siedewasserreaktoren – anders als in Druckwasserreaktoren – im Maschinenhaus Ortsdosisleistungsfelder während des Betriebes vorhanden sind, die z. B. bei den dort

notwendigen Prüfungen zu einer Exposition des dort tätigen Personals – überwiegend Eigenpersonal im Betrieb – führen.

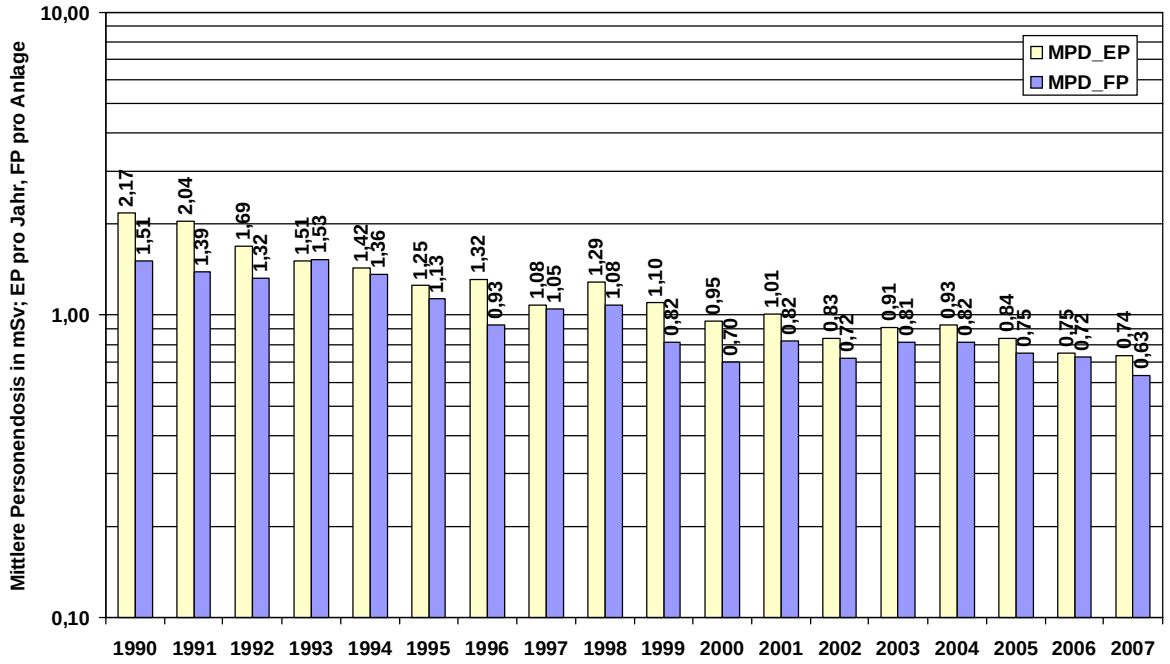


Abb. 4: Durchschnittliche mittlere Personendosis für deutsche Siedewasserreaktoren (MPD_EP: Eigenpersonal, MPD_FP: Fremdpersonal)

Einen vollständigen Überblick über die Strahlenexposition des Personals erhält man schließlich durch Hinzuziehung der Verteilung der Individualdosis des Eigenpersonal bzw. der anlagenbezogenen Personendosis des Fremdpersonals, die während des Einsatzes in einem KKW kumuliert wurde. Abb. 5 und Abb. 6 zeigen die relative Verteilung der jeweiligen Dosen für Eigen- und Fremdpersonal auf Basis der betrieblichen Dosimetrie.

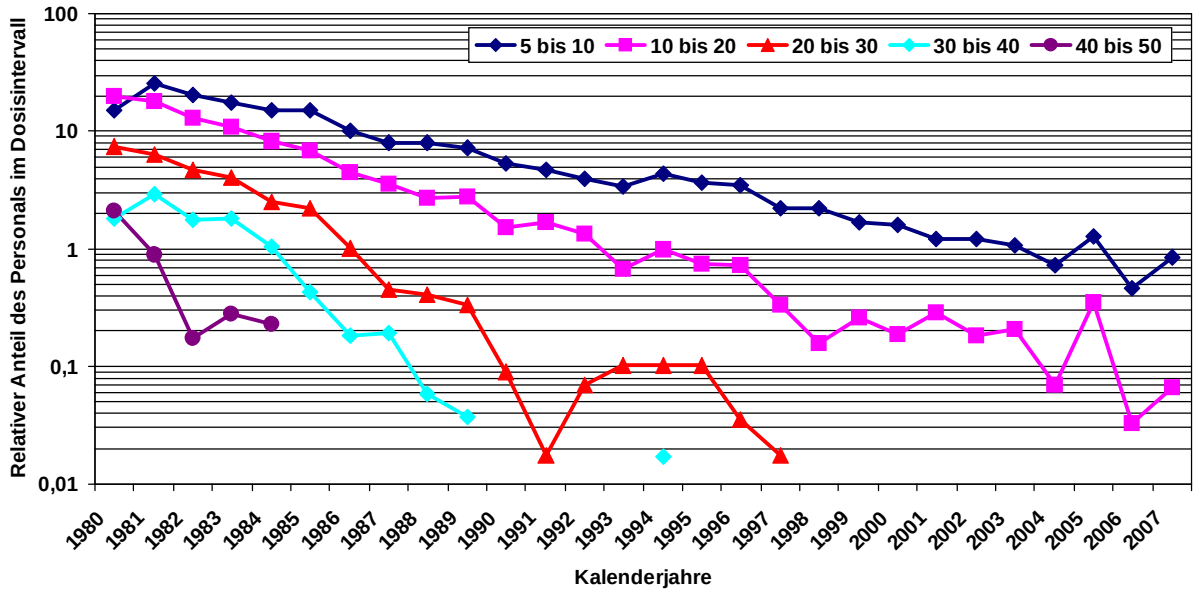


Abb. 5: Relative Verteilung der Individualdosis des Eigenpersonals oberhalb von 5 mSv (Angaben in Prozent)

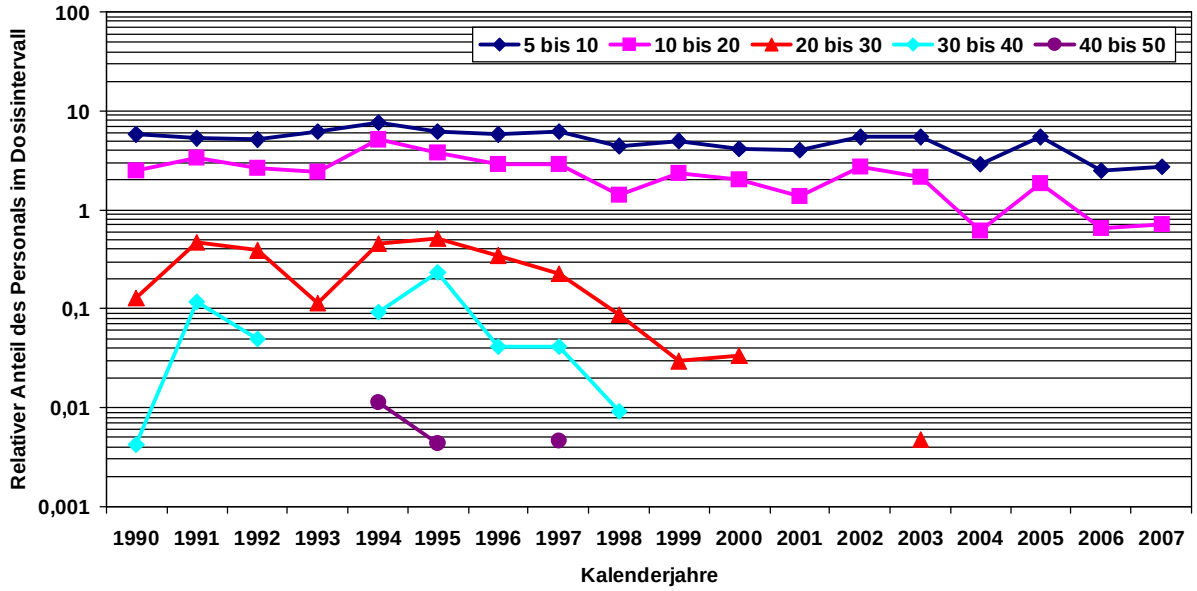


Abb. 6: Relative Verteilung der anlagenbesuchsspezifischen Personendosis des Fremdpersonals oberhalb von 5 mSv (Angaben in Prozent)

Zu erkennen ist, dass weder für das Eigen- noch für das Fremdpersonal Dosiswerte oberhalb der gesetzlichen Dosisgrenzewerte (50 mSv/a bis 2001, 20 mSv/a ab 2001) vorliegen (*Hinweis*: In Abb. 6 liegt für 2003 für eine Person des Fremdpersonals der betriebliche Dosiswert oberhalb von 20 mSv/a, der amtliche Dosiswert liegt jedoch unterhalb 20 mSv/a).
Die Abbildungen zeigen darüber hinaus einen abnehmenden Trend in der Besetzung der Intervalle für Dosen oberhalb von 5 mSv/a (bzw. pro Anlagenbesuch); damit verschieben sich die Expositionen des Personals insgesamt zu niedrigeren Dosiswerten.

3. Einflussfaktoren auf die Strahlenexposition und ihre Entwicklung

Die Strahlenexposition des Personals wird durch verschiedene Faktoren beeinflusst. Diese betreffen unter anderem die Auslegung von KKW, die Betriebsführung und Aspekte des operativen Strahlenschutzes. Im Rahmen dieses Beitrages können diese wie auch weitere Aspekte, z. B. regulatorische Anforderungen, nicht im Detail behandelt werden. Vielmehr sollen zu den erstgenannten Themenbereichen Aspekte herausgehoben werden, die aus Sicht der Autoren im Zusammenhang mit der deutschen Situation bemerkenswert erscheinen.

3.1 Aspekte der Auslegung eines Kernkraftwerkes auf die Strahlenexposition

In den ersten Betriebsjahren der Prototyp- und frühen Leistungsreaktoren wurde ein unerwartetes kontinuierliches Anwachsen der Ortsdosisleistung in den Anlagen und damit einhergehend ein stetiger Anstieg der Exposition des Personals beobachtet. Ursachen hierfür waren unter anderem langlebige, hochenergetische Gamma-Strahlen emittierende Radionuklide, die infolge der Verwendung spezieller Legierungen und Materialien in den Strukturmaterialien des Kerns und Primärkreislaufkomponenten und durch Materialverunreinigungen in den Komponenten durch Neutronenaktivierung gebildet wurden. Kobalt und Antimon stellten sich als die wichtigsten Elemente hieraus, die zu radiologisch problematischen Radionukliden (Aktivierungsprodukten) führten.
Entsprechend wurden bei der Auslegung späterer Reaktorneubauten entsprechende Legierungen und Materialien nach Möglichkeit vermieden bzw. auf eine hohe

Materialreinheit geachtet. Vor allem bei den deutschen Druckwasserreaktoren der vierten Generation („Konvoi-Anlagen“) hat dies zu besonders günstigen Bedingungen geführt, wie bereits Abb. 2 zeigt aber auch Abb. 7 beispielhaft verdeutlicht. Auch bei den seinerzeit bereits errichteten KKW wurden radiologisch ungünstige Materialien durch günstigere Materialien ersetzt (z. B. Austausch von Dichtringen und Kerneinbauten, Auslegung von Brennelemente). Allerdings ist der Spielraum hierfür stark eingeschränkt, so dass bei diesen KKW vor allem Maßnahmen des Anlagenbetriebs und operativen Strahlenschutzes zur kontinuierlichen Reduzierung der Strahlenexposition beigetragen haben.

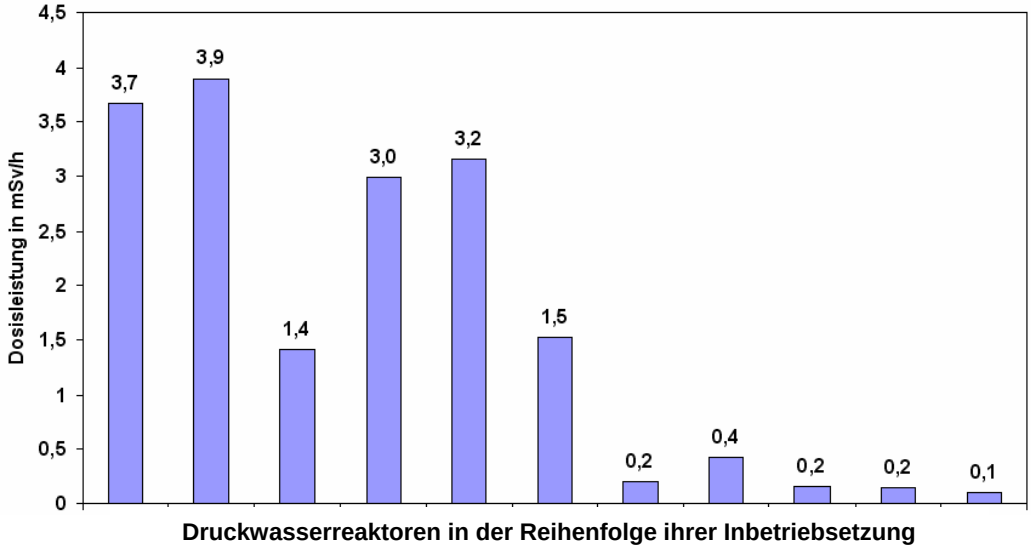


Abb. 7: Langzeit-gemittelte Ortdosisleistung am Primärkreislauf für die in Betrieb befindlichen deutschen Druckwasserreaktoren

Neben der Materialwahl haben die frühen Erfahrungen zu weiteren Verbesserungen in der Auslegung und technischen Ausstattung der KKW geführt, die entsprechend der „4 A“-Regel des Strahlenschutzes (Abstand, Aufenthaltsdauer, Abschirmung und Arbeitsplanung) verschieden wirken. Beispielhaft sei bzgl. der Reduzierung der Ortsdosisleistung

- auf die räumliche Trennung von stark strahlenden Komponenten von nicht oder nur gering strahlenden Komponenten zur Verbesserung der Arbeitsbedingungen während der Revision an den letztgenannten Komponenten oder
- auf die auslegungsgemäße Vermeidung von Blindrohren und solchen Rohrbereichen im Primärkreislauf, in denen sich radioaktive Stoffe absetzen und ansammeln können

hingewiesen.

Die baulichen oder ausstattungsmäßigen Verbesserungen fanden unter anderem Eingang in das einschlägige deutsche Strahlenschutzregelwerk, insbesondere in [3].

3.2 Aspekte des Anlagenbetriebs und der Maßnahmen des operativen Strahlenschutzes

Neben den baulichen oder ausrüstungsorientierten Strahlenschutzmaßnahmen, trugen die Erfahrungen aus dem frühen, aber auch aus dem gegenwärtigen Betrieb auch zu Verbesserungen im Anlagenbetrieb und in der Arbeitsplanung unter Strahlenschutzgesichtspunkten bei. Sie beeinflussen - unabhängig von erfolgten Austauschmaßnahmen – deutlich die sinkenden Trends der Kollektivdosen.
Ein Teil der Verbesserungen betrifft Um- und Nachrüstungen im Umfeld der Durchführung von Arbeiten während Betrieb und Revision. Beispielhaft seien Vorrichtungen zur

Automatisierung von Prüfungen oder Vereinfachungen zur Demontage und Montage von thermischen Isolierungen an Rohrleitungen erwähnt, die zu einer Reduzierung der Aufenthaltsdauer in höheren Dosisleistungsfeldern geführt haben.

Weitere Verbesserungen betreffen z. B. die Betriebsweise der KKW mit dem Ziel einer Reduzierung der Kontaminationen des Primärkühlmittels und des Kreislaufs vor Beginn von Revisionsarbeiten. Hier hat sich der so genannten „Soft-Shutdown" etabliert, bei dem durch langsames Abfahren der KKW das Ablösen von radioaktiven Ablagerungen („CRUD") von den Brennelementen im Reaktorkern reduziert und damit der Eintrag in den Primärkreislauf verringert wird. Eine weitere Maßnahme stellt die langfristige Einspeisung von abgereichertem Zink zum Austausch von Kobalt aus den Oberflächen dar.

Nicht zuletzt werden bei der Planung von Arbeiten in Kontrollbereichen die Aspekte des Strahlenschutzes jetzt bereits von Anfang an berücksichtigt. Endsprechend den Vorgaben der so genannten IWRS II-Richtlinie ([4]), die 2004 überarbeitet wurde, wird abhängig von verschiedenen Faktoren (u. a. die erwartete Exposition der an der Arbeit beteiligten Personen) ein Routine-Planungsverfahren oder aber das spezielle Planungsverfahren („IWRS II-Planung"); letzteres stellt erhöhte Anforderungen an die Strahlenschutzplanung und die Details, die hierbei zu berücksichtigen sind. Beide Planungsverfahren tragen in effektiver Weise zur Realisierung des ALARA Prinzips bei, das in der deutschen Strahlenschutzverordnung gefordert wird.

4. Schlussbemerkung

Es wird (hoffentlich) deutlich, dass die Umsetzung der Erfahrungen aus dem Betrieb der KKW sowohl in der Auslegung als auch im operativen Strahlenschutz in Verbindung mit dem Engagement des Personals und einem Regelwerk, dass der Umsetzung des ALARA-Prinzips dient, zu einer langfristigen Reduzierung der Strahlenexposition des Personals in den deutschen Kernkraftwerken beigetragen haben.

5. Literaturverzeichnis

[1] Deutsches Atomforum e. V., Kernkraftwerke in Deutschland – Informationen zum Energiemix in Deutschland; Internet: http://www.atomforum.de/kernenergie/Themen/Kernkraftwerke/Kernkraftwerke_in_Deutschland/ (besucht am 26.07.2009)

[2] Strahlenschutzverordnung vom 20. Juli 2001 (BGBl. I S. 1714, 2002 I S. 1459), zuletzt geändert durch Artikel 2 des Gesetzes vom 29. August 2008 (BGBl. I S. 1793)

[3] Bundesministerium des Inneren, Richtlinie für den Strahlenschutz des Personals bei der Durchführung von Instandhaltungsarbeiten in Kernkraftwerken mit Leichtwasserreaktor: Teil 1: Die während der Planung der Anlage zu treffende Vorsorge (IWRS I) vom 10. Mai 1978 (GMBl. Nr. 28, 1978)

[4] Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Richtlinie für den Strahlenschutz des Personals bei Tätigkeiten der Instandhaltung, Änderung, Entsorgung und des Abbaus in kerntechnischen Anlagen und Einrichtungen: Teil 2: Die Strahlenschutzmaßnahmen während des Betriebs und der Stilllegung einer Anlage oder Einrichtung (IWRS II) vom 10. Dezember 2004 (GMBl 2005 S. 258)

FUNDE RADIOAKTIVER STOFFE

DETECTION OF RADIOACTIVE MATERIAL

Torsten Doninger[1], Alfred Neu[2]

[1] Badische Stahlwerke (BSW), Kehl;
[2] LUBW Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg, Karlsruhe;

Zusammenfassung

Verlorene oder vermisste Strahlenquellen werden bevorzugt im Metallschrott wiedergefunden. Ausgehend von in den letzten Jahren erfolgten Verlust- und Fundmeldungen aus Baden-Württemberg werden am Beispiel der Badischen Stahlwerke konkrete Vorgehensweisen der Überwachung und einige Funde dargestellt. Diese Funde tauchten unregelmäßig als Beimengungen von Schrottlieferungen in Schiffs-, LKW- und Bahnladungen auf. In dem präsentierten Beitrag werden typische verwendete Aktivitäten und unterschiedlichste Befunde aus den vergangenen Jahren hinsichtlich der ermittelten Radionuklide, der Aktivität und Dosisleistung genannt. Dabei spielen undefinierte Abschirmungen des angelieferten Schrotts und die Nachweisgrenzen der Messausrüstungen, aber auch umsichtige Vorgehensweisen des betrieblichen Strahlenschutzes entscheidende Rollen in der erfolgreichen Detektion der Radioaktivität. Die Bewertung der Funde und ihre Weiterbehandlung werden kurz aufgezeigt.

Summary

Lost radioactive sources are recovered preferred in the metal scrap. Based on messages in recent years of lost and found sources in Baden-Wuerttemberg, concrete practices of supervision and some findings of Badische Stahlwerke are presented. These findings appeared as irregular additions of scrap supplies to ship, truck and train loads. In the contribution are presented different findings from previous years in terms of the identified radionuclides, their activities and dose rates. In this case the undefined shielding of the incoming scrap and the detection limits of the measuring equipment, but also the prudent approach of occupational radiation and his role in the successful detection of radioactivity are important. The evaluation of the findings and further treatment is also shown.

Schlüsselwörter: *Verlustmeldungen, Fundmeldungen, Strahlenquellen im Metallschrott;*
Keywords*: lost and found sources, metal-scrap,*

1. Einleitung

Radioaktive Quellen unterliegen weltweit der staatlichen Überwachung. Diese hängt stark von der vorhandenen Infrastruktur ab und kann nirgendwo lückenlos sein und wird gegen kriminelle Energie zur illegalen Verwendung oder mangelndem Pflichtbewusstsein von Genehmigungsinhabern wenig ausrichten. Des weiteren können illegale Entsorgungen, Vergesslichkeit oder Unwissenheit, aber auch Fusionen von Firmen oder die Einstellung von Geschäftstätigkeiten dazu führen, dass Strahlenquellen urplötzlich zu herrenlosen Gütern

werden, die unerkannt Mitmenschen gefährden. Der liberalisierte Welthandel erzwingt in dieser Hinsicht geradezu erhöhte Anstrengungen, um in Handelsgütern verborgene, radioaktive Quellen zu erkennen und aus dem Warenstrom zu entfernen. Wareneingangskontrollen beim Zoll für Importe und bei Firmen, die sich mit der Recyklierung von Gütern befassen, haben deshalb in der jüngeren Vergangenheit zugenommen. Speziell bei Metallschrotthändlern und Schmelzanlagen tauchen vermehrt solche Strahlenquellen auf. Diese Firmen müssen im Interesse der Produktreinheit und des Strahlenschutzes sowohl ihrer Mitarbeiter als auch ihrer Kunden eine wichtige und oft diffizile Kontrollfunktion wahrnehmen.

2. Strahlenquellen und ihre Eigenschaften

Relevant im Zusammenhang mit der Überwachung von Warenströmen sind nur längerlebige Radionuklide oder Nuklidgemische mit langlebiger Mutter und Tochternukliden beliebiger Halbwertszeit. Demzufolge sind Radionuklide mit Halbwertszeiten unter etwa 100 Tagen bis zu einem Jahr nicht von Belang.
Die derzeit gebräuchlichsten Nuklide werden hauptsächlich in der Industrie bei Durchstrahlungseinrichtungen, bei Bestrahlungsanlagen, in Füllstands-, Dichte- und Feuchtigkeitsmessanlagen sowie zur thermoelektrischen Stromgewinnung eingesetzt; in der Medizin werden radioaktive Stoffe zur Brachytherapie und zur Teletherapie verwendet. (siehe Tab.1) Diese höheraktiven Quellen sollten in keinem Fall abhanden kommen oder verloren gehen.

Tab.1: Verwendete Radionuklide und ihre Aktivitätsbereiche in Bq [1]

Anwendung in	Co-60	Sr-90	Cs-137	Ir-192	Ra-226	Am-241	Cf-252
Bestrahlungs-anlage	$1x10^{14}$ bis 4×10^{17}		$1x10^{14}$ bis 4×10^{17}				
Brachytherapie	$1x10^{10}$	$5x10^{7}$ bis $1{,}5x10^{9}$	$5x10^{7}$ bis $4x10^{9}$	$4x10^{11}$	$3x10^{7}$ bis $3x10^{8}$		
Füllstands-Dichtemessungen	$1x10^{8}$ bis $1x10^{10}$		$2x10^{10}$ bis $5x10^{11}$			$1x10^{9}$ bis $1x10^{11}$	
Radiografie	$1x10^{14}$ bis $5x10^{15}$			$1x10^{14}$ bis $4x10^{15}$			
Teletherapie	$5x10^{13}$ bis $4x10^{14}$		bis $5x10^{14}$				
Sonstige Anwendungen	$1x10^{8}$ bis $1x10^{10}$		$1x10^{9}$ bis $4x10^{11}$		Ra/Be: $1{,}5x10^{9}$	Am/Be: bis $8x10^{11}$	$3x10^{9}$ bis $5x10^{10}$

Erfahrungsgemäß tauchen ältere, meist vergessene Quellen oder Erbstücke aus dem vorigen Jahrhundert auf, die zwar niedrigere Aktivitäten als in obiger Tabelle genannt aufweisen, die aber meistens als offene radioaktive Stoffe eingestuft werden müssen. Hierbei finden sich durchaus noch handelsübliche Gebrauchsgegenstände.

Zu nennen sind hier:

- radiumbelegte Leuchtziffern und Zifferblätter für private Uhren oder Flugzeugarmaturen mit Aktivitäten bis zu 0,1MBq,
- Betalights mit Tritiumaktivitäten im Bereich bis 1TBq,
- Trinkbecher für private Trinkkuren mit stark emanierenden Ra-226-Gehalten im MBq-Bereich,
- Krypton- oder Americiumhaltige Ionisationsrauchmelder, thorierte Schweißelektroden und Gasglühstrümpfe, ältere Elektronenröhren und uranhaltige Kacheln, thoriumhaltige Linsen und Legierungen und Abschirmungen aus abgereichertem Uran.

Das Entdecken von umschlossenen Quellen erfolgt in seltenen Fällen visuell, ansonsten grundsätzlich über gammaempfindliche Messverfahren. Hier kommt erschwerend hinzu, dass sich die Quellen in einer Abschirmung befinden können und die Aktivität bereits nennenswert gegenüber der ursprünglichen Nennaktivität abgeklungen sein kann. Die ursprüngliche Abschirmung ist also zum Zeitpunkt des Auffindens einer Quelle "überdimensioniert", so dass praktisch keine Dosisleistungserhöhung an der Außenseite messbar ist.

Besonderes Augenmerk ist auf nicht umschlossene radioaktive Fundstücke zu legen, da Kontaminationen bei den damit befassten Personen unwissentlich zu Inkorporationen geführt haben könnten. Zu erwähnen sind hier α-strahlende Fundstücke, radioaktive Chemikalien und Flüssigkeiten oder beschädigte, ehemals umschlossene Quellen.

3. Eingangskontrollmessungen bei Schmelzeinrichtungen

3.1. Um sich vor den dramatischen Folgen des Einschmelzens einer unerkannten Quelle zu schützen, haben sich in der Vergangenheit praktisch alle deutschen Stahlwerke mit hochempfindlichen, vollautomatischen Eingangskontrollsystemen ausgerüstet. Darüber hinaus wird von den Zulieferern verlangt, im Schrott die "Freiheit von Radioaktivität" vertraglich zuzusichern, geeignete Messtechnik vorzuhalten und anzuwenden. Deshalb sind in den letzten Jahren in Deutschland auch bei größeren Recyclingunternehmen bereits weit mehr als 100 stationäre Messanlagen - teils für LKW, teils für Eisenbahnwaggons oder kombiniert - installiert worden. Darüber hinaus werden in kleinen Betrieben und Sonderabfallagenturen auch Messungen mit empfindlichen Handgeräten durchgeführt. Es kann deshalb davon ausgegangen werden, dass durch die mehrfachen Kontrollen bei Lieferanten und Empfängern in Deutschland bereits heute ein recht guter Schutz vor dem unbeabsichtigten Einschmelzen von radioaktiven Großquellen besteht. Außerdem sind auch an einigen Güterabfertigungsstellen an den Außengrenzen der Europäischen Union Messsysteme zur Entdeckung von radioaktiven Stoffen in der Ladung von Lastkraftwagen installiert.

3.2. Bei den **Badischen Stahlwerken in Kehl** (BSW) finden Eingangsmessungen bei Schrottanlieferungen über die Schiene und Straße mit zwei getrennten Portalmessanlagen statt. Eine weitergehende messtechnische Herausforderung stellt die Überwachung von Schrottlieferungen mit Flussschiffen dar. Hier kann zusätzlich zur eigenen Abschirmung einer Quelle die Schwächung der Strahlung durch massive umgebende Schrottmengen erfolgen, so dass praktisch keine Dosisleistungserhöhung an zugänglichen Stellen des Schiffs messbar ist. Die Messung erfolgt deshalb am Greifer des Krans während des Entladevorgangs innerhalb eines etwa 15 Sekunden dauernden Zeitintervalls.

Bei positiven Signalen wird mit gamma- und neutronenempfindlichen Handmessgeräten das auffällige Fundstück geortet und separiert. – Die Alarmgrenzwerte aller verwendeten Messeinrichtungen dürfen dabei nur wenig über den Nachweisgrenzen d.h. dem natürlichen Untergrund von 0,1µSv/h (γ) und 0,01µSv/h (n) liegen, obgleich beispielsweise selbst die Gefahrgutvorschriften für die Beförderung freigestellter Versandstücke als Grenzwert an der Außenseite eines versandten Stückes (Metallteil) max. 5µSv/h zulassen würden.
Neben den Kontrollen eingehender Lieferungen auf Radioaktivität werden auch während des Einschmelzvorgangs Labormessungen an Proben durchgeführt. Auch an ausgehenden Stahlnebenprodukten und Waren werden Qualitätssicherungsmessungen hinsichtlich der Freiheit von Radioaktivität vorgenommen. – siehe Abb. 1

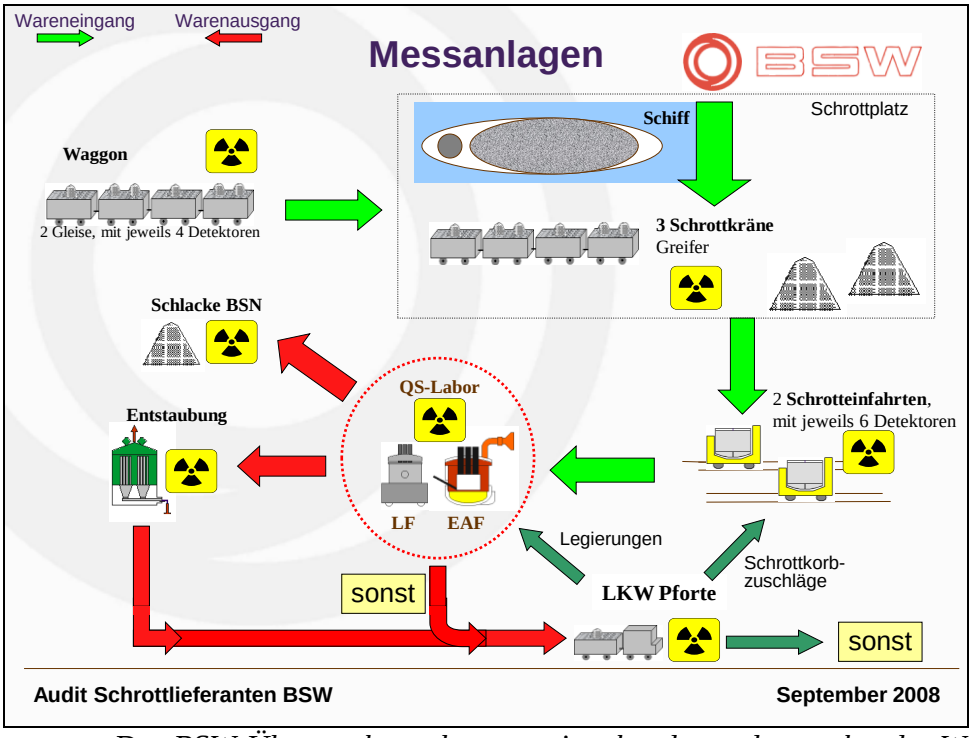


Abb.1: Das BSW-Überwachungskonzept eingehender und ausgehender Waren auf Radioaktivität

4. Funde

4.1. Schätzungsweise sind weltweit ca. 10 Millionen Strahlenquellen, darunter ca. 53700 hochaktive Quellen im Einsatz [2]. Im Mittel werden dem deutschen Bundestag jährlich etwa 80 meldepflichtige Ereignisse mit Radioaktivitätshintergrund (Kerntechnik, Medizin, Industrie, Sonstige) mitgeteilt, wovon etwa 30% auf Funde, v.a. auf die Recycling- und Entsorgungsindustrie entfallen. [3] Hinzu kommt vermutlich die gleiche Anzahl von versuchten Abgaben und Verkäufen radioaktivitätshaltiger Gegenstände, (v.a. Trinkbecher, die über das Internet angeboten wurden), die durch atomrechtliche Aufsichts- oder Ordnungsbehörden rechtzeitig unterbunden wurden.
Die spektakulärsten Funde und sichergestellten radioaktiven Gegenstände mit Ursprung oder Ziel Baden-Württemberg (ohne BSW-Funde) waren in der vergangenen Dekade

- Das aus der Wiederaufarbeitungsanlage für bestrahlte Kernbrennstoffe entwendete Plutonium- / Americiumgemisch, womit der Dieb im Jahr 2001 mehrere Wohnungen in Rheinland-Pfalz kontaminierte und das bei mehreren Personen zu erheblichen Inkorporationsbelastungen führte. Allein die Dekontaminations- und

Entsorgungskosten beliefen sich auf über 2 Mio €. Die effektiven Folgedosen bei 3 Personen wurden zu 0,38 Sv, 5,51 Sv und 0,18 Sv bestimmt. Siehe auch [4]: .

- Im Jahr 2008 wurde in der Wohnung eines verstorbenen Chemiestudenten eine umfangreiche Sammlung chemischer Gefahrstoffe entdeckt, zunächst sichergestellt und nach eingehenden Untersuchungen entsorgt. Zwar waren die darunter befindlichen radioaktiven Stoffe nur mäßig aktiv (kBq-Bereich), jedoch in Verbund mit explosiven und brennbaren Stoffen in einem dicht bebauten Wohngebiet höchst problematisch.
- Nach dem Zerfall der Sowjetunion tauchten Ende der 1990-er Jahre unabhängig voneinander zwei Cs-137-Quellen mit Aktivitäten im GBq-Bereich auf, die zum Kauf angeboten worden waren, jedoch rechtzeitig sichergestellt wurden.
- Trotz eindeutiger Vertragsbestimmungen tauchten bei einer Internetplattform Angebote zum Erwerb von tritiumhaltigen Schlüsselanhängern auf, die ein Schüler in großer Stückzahl mit Aktivitäten von jeweils $1{,}7 \times 10^{10}$ Bq von einem englischen Verkäufer erwarb.
  Unregelmäßig wurden dort (im Durchschnitt zweimal jährlich) auch Ra-226-haltige Trinkbecher aus den 1930-er Jahren gehandelt, die aufgrund ihrer Genehmigungsbedürftigkeit regelmäßig eingezogen werden mussten, teilweise auch in anderen Bundesländern. Auch Uhrzeiger und Zifferblätter für Liebhaber und Sammler mit deutlicher Überschreitung der Freigrenze von 10^4 Bq mussten sichergestellt werden.
- Unsachgemäße Entsorgung von 2,4 to Messingschrott und mit $1{,}9 \times 10^7$ Bq Ra-226 kontaminierten Ziffernblättern (ca 1kg). Außerdem Ra-226-Leuchtfarbe; $8{,}2 \times 10^6$ Bq.
- Verlust von 120 Ionisationsrauchmeldern (Ra-226 jeweils im kBq-Bereich) anlässlich des Abbruchs einer Brandmeldeanlage durch nicht autorisierte Personen. Suchaktionen förderten 32 Melder im (ursprünglich) zur Verbrennung vorgesehenen Abfall zutage. Die Verbrennung des Abfalls unterblieb daraufhin.
- Seit August 2008 tauchen in Halbfertigzeugen aus Edelstahl, der aus indischen Stahlwerken kommt, Co-60-Kontaminationen in unterschiedlichen spezifischen Aktivitäten von anfangs 300 Bq/g auf. Die anfänglich vorgefundenen Oberflächen-Ortsdosisleistungen betrugen ca. 300µSv/h und nahmen im weiteren Zeitablauf wie die spezifischen Aktivitäten deutlich auf Werte weit unterhalb von 5µSv/h ab. Siehe [5]: Hierüber wurden die Bezieher und die Öffentlichkeit allerdings erst im Februar 2009 informiert, so dass die Weiterverbreitung des betreffenden Edelstahls unnötigerweise lange ungehindert möglich war und große Kosten verursacht.

4.2. Bei den Badischen Stahlwerken wurden in den vergangenen 3 Jahren zwischen 10 und 15 Radioaktivitätsfunde pro Jahr registriert, von denen im Folgenden nur die ungewöhnlichsten näher dargestellt werden:

4.2.1. *Fund einer Neutronenquelle mit einer γ-ODL von 0,7µSv/h in 0,1m Abstand:*
Weitere ermittelten Ergebnisse: Neutronen-ODL in 0,1m: 5µSv/h

Am-241:	1 bis 2×10^9 Bq	Pa-233:	$1{,}5 \times 10^4$ Bq
U-237:	$1{,}5 \times 10^4$ Bq	Spaltprodukte waren nicht feststellbar.	

Aufgrund der Befunde konnte auf folgende Nuklide und ihre Aktivität geschlossen werden: Np-237, Pu-240 und Pu-241. (Diese sind ohne Zerstörung der Quelle nicht messbar).
Der Pu-239-Gehalt wurde demzufolge auf 2,5 bis 5×10^6 Bq gefolgert, die aktuelle Pu-241-Aktivität auf 3×10^7 Bq. Somit hätte eine Am-Be-Neutronenquelle mit Pu-Verunreinigung vorgelegen.

Möglich wäre aber auch als Ergebnis eine Pu-Be-Neutronenquelle mit 10mg Am-241-Verunreinigung gewesen, wenn für das nachgewiesene U-237 ein anderer Entstehungsprozess angenommen wird. Dann erhöhte sich die Pu-239-Aktivität auf $2{,}3 \times 10^8$ Bq.
Im Gammaspektrum waren auch deutlich die Gamma-Emissionslinien von Cadmium-113/-114 zu sehen, was über eine n/γ-Reaktion durch prompten Neutroneneinfang erzeugt wird; dieses Nuklid war hauptsächlich für die gemessene Gammaortsdosisleistung (und damit das Auffinden) verantwortlich.
Es lag demnach ein genehmigungspflichtiger radioaktiver Stoff, jedoch keine hochaktive Quelle, aber Kernbrennstoff vor.

4.2.2. *Fund eines Presslings (Teil eines Fasses) mit einer γ-ODL von 72µSv/h in Kontakt und 0,7µSv/h in 1m Abstand:*
Die in-situ-gammaspektrometrische Bestimmung des Presslings ergab:

Th-232: $7{,}0 \times 10^4$ Bq Ra-228: 3×10^6 Bq Ac-228: 3×10^6 Bq
Th-228, Ra-224, Rn-220, Po-216, Pb-212, Bi-212, Po-212, Tl-208: jeweils $1{,}4 \times 10^6$ Bq

Die spezifische Aktivität des Presslings lag, bezogen auf das Nuklid Th-228, bei 7×10^2 Bq/g.

Im Gammaspektrum waren auch deutliche Hinweise auf Wolfram zu finden anhand der Röntgen-Emissionslinien von:
W $K_{\alpha 2}$ = 57,98 keV, W $K_{\alpha 1}$ = 59,32 keV und W $K_{\beta 3+1}$ = 66,95 + 67,24 keV

Es war auffällig, dass die Aktivität der Einzelnuklide nicht im radioaktiven Gleichgewicht vorlag. Insofern lag i.S. der Strahlenschutzverordnung nicht Th-232-sec, sondern Th-232 vor. Eine alphaspektrometrische Analyse ergab, dass Th-228 und Th-232 im Verhältnis von 20:1 vorlag. Demnach musste prozessbedingt eine Separation des Th-232 etwa 1,5 Jahre vor dem Auftauchen bei BSW stattgefunden haben.
Zusammen mit dem Befund, dass die radioaktiven Stoffe in engem Kontakt mit dem Element Wolfram vorlagen, konnte auf den Lieferanten des zweifelsfrei leider offenen radioaktiven Stoffs geschlossen werden.
Aufgrund des Befundes wurde die gesamte Lieferung von mehreren Eisenbahnwaggons an den Lieferanten zurückgesandt, nachdem zuvor aus gefahrgutrechtlichen Erwägungen umfangreiche Dekontaminationsmaßnahmen vorgenommen worden waren.
Die Waggonreinigung und die Entsorgung verursachten Kosten von ca. 100.000 €.

Abb.2: Separieren und Dekontaminieren

Abb. 3: Abgeschirmte Cs-137-Quelle

4.2.3. *Fund von zwei gleichartigen Cs-137-Quellen unterschiedlicher Dosisleistung:*

In kurz aufeinanderfolgenden Zeitpunkten wurden im Jahr 2007 beim Entladen eines Schiffes zwei gleichartige umschlossene Cs-137-Quellen gefunden, wobei die erste im Gegensatz zur zweiten ohne Abschirmung vorlag und dementsprechend eine höhere ODL aufwies. Die Aktivität wurde zu je ca. 3 bis 10x10^9 Bq bestimmt, die maximalen ODL lagen in Quellennähe bei 40.000 µSv/h bzw. 1.100 µSv/h.

Abb. 4: Unabgeschirmte Cs-137-Quelle

5. Bewertung und Beurteilung

Trägt man die zuvor beschriebenen Aktivitäten nuklidunabhängig in ein Diagramm ein, so schwanken die festgestellten objektnahen Ortsdosisleistungen nahezu um 3 Zehnerpotenzen, die dem Wirtschaftskreislauf entzogenen Aktivitäten um sieben Zehnerpotenzen. Eine systematische Zuordnung beider Größen zueinander ist nicht möglich.

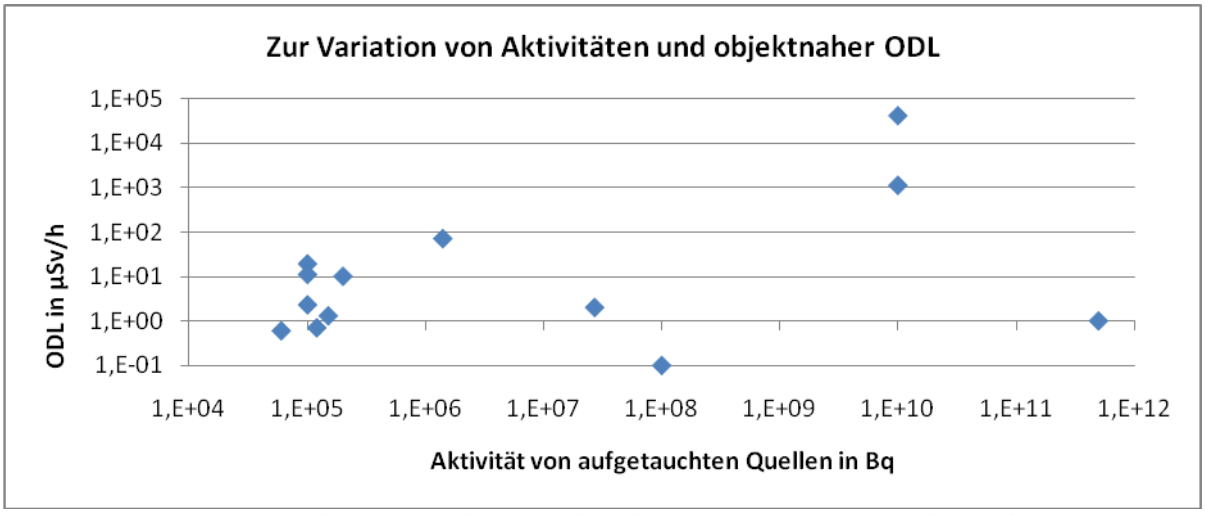


Abb. 5: Variation der maximalen Ortsdosisleistungen an Fundstücken (ohne Berücksichtigung des Nuklids)

Die Beurteilung der Fundstücke unter Strahlenschutzgesichtspunkten ist oft nicht einfach, zumal die Messtechnik heute auch radioaktive Stoffe unterhalb der Freigrenze finden lässt. Auch fehlen meist Informationen über die chemische Verbindung des/der Radionuklids/e und die konkrete Angaben zur Wiederverwendung und Verwertung des Fundes. Es muss berücksichtigt werden, ob es sich um einen sonstigen radioaktiven Stoff oder um einen Kernbrennstoff oder um einen kernbrennstoffhaltigen Abfall handelt. Schließlich hängt die mögliche Zuführung des Schrotts zum radioaktiven Abfall auch vom guten Willen des (zeitweiligen) Inhabers/Besitzers ab.

6. Literaturverzeichnis

[1] T. Paßvoß: Der unbeabsichtigte Umgang mit radioaktiven Stoffen im System der nuklearspezifischen Gefahrenabwehr; StrahlenschutzPraxis 3/2005, S.11

[2] IAEA: Nuclear Safety Review for the Year 2008, http://www.iaea.org/About/Policy/GC/GC53/GC53InfDocuments/English/gc53inf-2_en.pdf

[3] Berichte der Bundesregierung über Umweltradioaktivität und Strahlenbelastung an den Deutschen Bundestag (jährliche Berichterstattung): Hrsg: BMU

[4] http://www.sgdsued.rlp.de/icc/Internet/med/e8d/e8d60b8f-b058-3911-5f6b-00e32700266c,11111111-1111-1111-1111-111111111111.pdf

[5] http://www.bmu.de/files/pdfs/allgemein/application/pdf/vorkommnisse_kobalt60.pdf

IMMISSIONS-MESSUNGEN VON TRITIUM UND RADIOKARBON IN DER SCHWEIZ

IMMISSION MEASUREMENTS OF TRITIUM AND RADIOCARBON IN SWITZERLAND

J. Eikenberg[1], H. Beer[1], M. Jäggi[1], C. Parussudis[1], M. Rüthi[1], I. Zumsteg[1]
1 Paul Scherrer Institut, CH-5232 Villigen PSI / Schweiz

Zusammenfassung

Neben Ortsdosisleistungs-Messungen und der In-Situ-Gammaspektrometrie ist die Messung von Spezialnukliden d.h. Aktiniden und reinen Betastrahlern wie H-3 und C-14 ein fester Bestandteil der Umgebungsüberwachung auf Radioaktivität in der Schweiz. An definierten Ortskoordinaten und festgelegten Zeitpunkten wird kontinuierlich der Luft- und Wasserpfad überwacht. Bei letzterem Pfad werden Proben aus Oberflächengewässern mit Wassersammlern gesammelt, in die kontinuierlich über eine Kapillare Wasser einströmt. Ferner werden Grundwasserproben gezogen und Niederschläge in Regensammlern aufgefangen. In der Umgebung von Nuklearanlagen und einiger chemischer Betriebe werden zusätzlich Baumblätterproben (Buche) erhoben und auf C-14 analysiert. Die Aufbereitung der Proben für eine hoch-präzise C-14 Bestimmung erfolgt am PSI über eine Benzolsynthese: die Proben werden oxidiert und das CO_2 katalytisch zu Benzol (C_6C_6) polymerisiert. Gemessen wird H-3 und C-14 in Low-Level LS-Spektrometern, welche mit Koinzidenz/Antikoinzidenz-Schaltungen ausgerüstet sind. Bei Langzeitmessungen von 12 h werden für H-3 Nachweisgrenzen von 1 Bq/l und für C-14 Messgenauigkeiten von 0.5 % für das $^{14}C/^{12}C$ Verhältnis in rezenten biologischen Proben erreicht.

Summary

Monitoring of specific radioisotopes, i.e. actinides or pure beta emitters such as H-3 and C-14, is routinely integrated into the Swiss program for radioisotopes immission surveillance. Those measurements are performed besides dose rate readings and in-situ gamma spectrometry. Both, the air and water pathways are monitored by sampling at fixed locations and over defined time intervals. For monitoring of the water path in surface aquifers and rivers, water is continuously diffusing via capillary tubes into water samplers. Ground water samples are taken as well and rain is collected in precipitation samplers. In addition, in the vicinity of nuclear power plants and some chemical facilities, tree leaves (beech tree) are collected and analyzed for radiocarbon (C-14). Preparation of the samples for high precision C-14 determination is carried out via oxidation and catalytic polymerization to benzene (C_6H_6). The isotopes H-3 and C-14 are measured by means of low level LS spectrometers that are equipped with coincidence and anti-coincidence units. Long term measurements of 12 h per sample result in detection limits of 1 Bq/l for H-3 and yield measurement uncertainties of only 0.5 % for the $^{14}C/^{12}C$ ratio of recent biological material.

Schlüsselwörter: *Tritium, Radiokarbon, Benzolsynthese, Immissionsmessungen*
Keywords: *tritium, radiocarbon, benzene synthesis, immission measurements*

1. Einleitung

Die Messung von ^{3}H (Tritium) und ^{14}C (Radiokarbon) in diversen Umweltproben gehören zu einem Teil der kontinuierlichen Immissionsüberwachung in der Schweiz. Die Daten werden von verschiedenen Messorganisationen (insbesondere BAG-Bern, Suva-Luzern, IRA-Lausanne, Universität Bern, PSI-Villigen, EAWAG-Dübendorf) erfasst und im Jahresbericht des Bundesamtes für Gesundheit (BAG) über die Umweltradioaktivität und Strahlendosen in der Schweiz zusammengefasst [1]. Das Messnetz umfasst das ganze Land mit Schwerpunkt der Probenerhebungen in der Umgebung der Nuklearanlagen und der Tritium verarbeitenden Uhrenindustrie. Als Messtechniken dominiert die Flüssigkeitszintillations-Spektrometrie (LSC) für ^{3}H, während bei der Messung von ^{14}C neben der LSC auch Proportionalzähler und die Beschleunigungs-Massenspektrometrie verwendet werden.

2. Resultate und Diskussion

2.1 Überwachung der ^{3}H-Aktivität

Bei der Überwachung der ^{3}H-Aktivität um Kernanlagen und Tritium verarbeitende Betriebe werden Proben aus Regensammler, Flusswasser und Oberflächengewässer erhoben. Am PSI werden 10 ml Wasser mit der Szintillationsflüssigkeit *Ultima Gold LLT*™ vermischt und das Szintillationsvial auf dem Low-Level LS-Spektrometer TriCarb 2770 gemessen. Dieser ist zur Unterdrückung der Untergrundzählrate mit einem BGO Detektorguard in Antikoinzidenz-schaltung ausgestattet. Die ^{3}H-Messwerte der verschiedenen Probenerhebungsstellen sind signifikant verschieden. Im Flusswasser und weiteren Oberflächengewässern liegen die ^{3}H-Aktivitätskonzentrationen im Mittel bei 1 – 2 Bq/l, während in den Regenwasserproben auch leicht höhere Werte gemessen werden (zwischen 1 – 20 Bq/l) Dieses kommt immer noch durch den Beitrag des Austausches von ^{3}H aus der Stratosphäre in die Atmosphäre als Folge der oberirdischen Nukleartests vor ca. 50 Jahren zustande, wird aber lokal durch Tritiumemissionen (z.B. Verbrennungsanlage ZWILAG, Uhrenindustrie, PSI Protonen-beschleunigeranlage) überlagert. Auch in der Aare werden in Folge der periodischen Abgaben von Abwasser aus den Nuklaranlagen Tritiumspitzenwerte bis zu 20 Bq/l nachgewiesen. Eine gute Übersicht über die globalen Tritiumemissionen gibt Guétat et al. [2].

2.2 Überwachung der ^{14}C-Aktivität

Die in der Umgebung des PSI entnommenen Baumblätter werden getrocknet, gemahlen und in einer Parr-Druckbombe zu CO_2 oxidiert. Dieses wird mit einer Syntheseapparatur zunächst in Litiumkarbid, anschliessend zu Azethylen konvertiert und anschliessend zu Benzol (C_6H_6) für die LSC-Messung trimerisiert. Wie Abbildung 1 zeigt, nimmt der ^{14}C-Gehalt der Atmosphäre nach dem Maximum im Jahr 1962 (Folge der atmosphärischen Kernwaffen-detonationen) vorwiegend kontinuierlich ab. Diese starke Abnahme liegt vor allem an der stetigen Verbrennung von jährlich > 10^{10} Tonnen ^{14}C-freier Biomasse (vorwiegend Erdöl und Kohle), wodurch die CO_2-Konzentration signifikant erhöht wird und somit das $^{12}C/^{14}C$ Verhältnis abnimmt. Der Überschuss $\Delta^{14}C$ wird relativ zum Referenzwert von 226 mBq/gC im Jahr 1950 (Basisjahr für die ^{14}C-Datierungen) angegeben, d.h.

$$\Delta^{14}C_{\mathrm{Pr}\,obe} = \left(\frac{{}^{14}C_{\mathrm{Pr}\,obe} - {}^{14}C_{S\,\mathrm{tan}\,dard,1950}}{{}^{14}C_{S\,\mathrm{tan}\,dard,1950}} \right) \cdot 1000 \qquad (1)$$

In der Schweiz werden Buchenblätter aus der Region Bern als interner Standard verwendet, bei dem ausser der Kernwaffenkomponente keine lokale Erhöhung der ^{14}C-Aktivitäts-konzentration vorliegt. Dieser Δ^{14}C-Referenzwert lag im Jahr 2008 knapp unter 4 % (40 ‰).

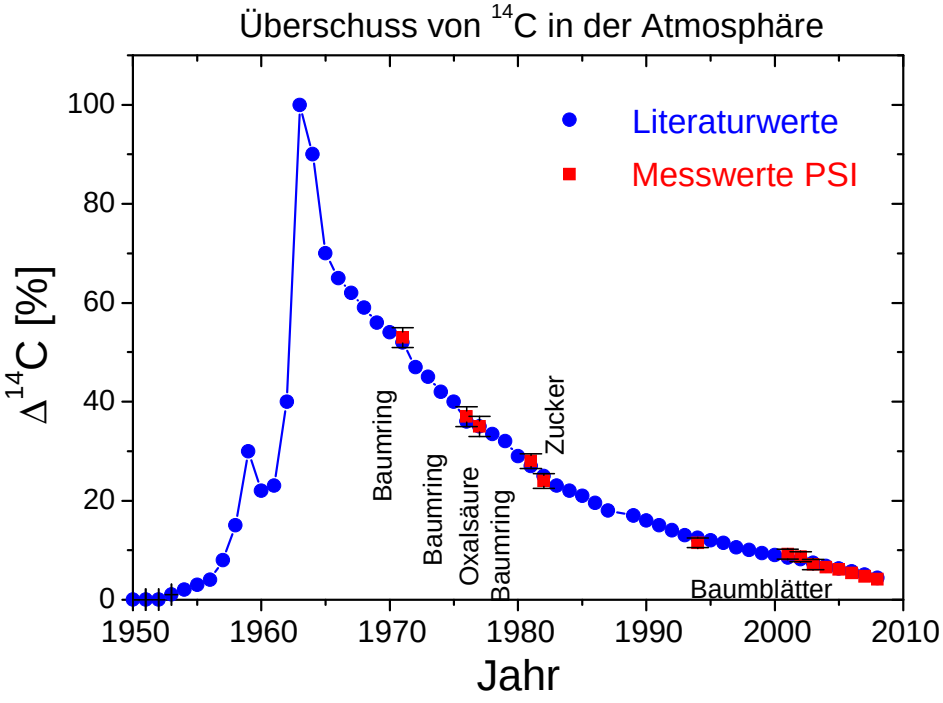


Abb. 1: Verlauf des ^{14}C-Überschusses infolge der oberirdischen Kernwaffentests in den letzten 60 Jahren. Eine signifikante Abnahme der Δ^{14}C-Werte seit dem Verbot von Kernwaffenversuchen in der Atmosphäre ist angezeigt.

Um nun den zusätzlichen Beitrag von ^{14}C aus Emissionen der Kernkraftwerke, und weiterer Anlagen (z.B. Spitäler, chemische Industrie) zu erfassen, wird im BAG-Bericht [1] der *Netto* Δ^{14}C-Wert als Differenz des Probenwertes relativ zum Bern-Standard ermittelt, bzw. für das Jahr 2008:

$$Netto\ \Delta^{14}C = \Delta^{14}C_{\mathrm{Pr}\,obe} - \Delta^{14}C_{S\,\mathrm{tan}\,dard\,,2008} \qquad (2)$$

Die Entwicklung der *Netto* Δ^{14}C-Werte gemessen an Buchenblättern in der Umgebung des Paul Scherrer Institutes zeigt nachstehende Abbildung 2. Diese Werte gingen in den letzten 20 Jahren kontinuierlich nach unten, weil a) die Abschirmung am Protonenbeschleuniger (bzw. am Target für die Neutronenproduktion) ständig verbessert wurde und b) im Jahr 1994 der PSI-Swimmingpool-Reaktor abgeschaltet wurde. Im Jahr 2008 betrugen die *Netto* Δ^{14}C-Werte in der Umgebung des PSI ca. 10 ‰. In der Umgebung von Kernkraftwerken weisen die Baumblättern etwas höhere *Netto* Δ^{14}C-Werte von bis zu 100 ‰ auf. In Tabelle 1 sind zum Vergleich die ^{14}C-Aktivitätskonzentrationen und Δ^{14}C-Werte für verschiedene Proben und Standardmaterialien relativ zum 1950 Referenzwert aufgelistet. Die Tabelle zeigt ausserdem die bei der Photosynthese entstehende Isotopenfraktionierung zwischen den stabilen Isotopen ^{13}C und ^{12}C, die konventionell als δ^{13}C (relativ zum PDB-Standard, Peedee Belemnite, δ^{13}C = 0) angegeben wird. Da bei der Photosynthese aller Pflanzen generell das leichtere Kohlenstoffisotop bevorzugt eingebaut wird, sind die δ^{13}C-Werte negativ.

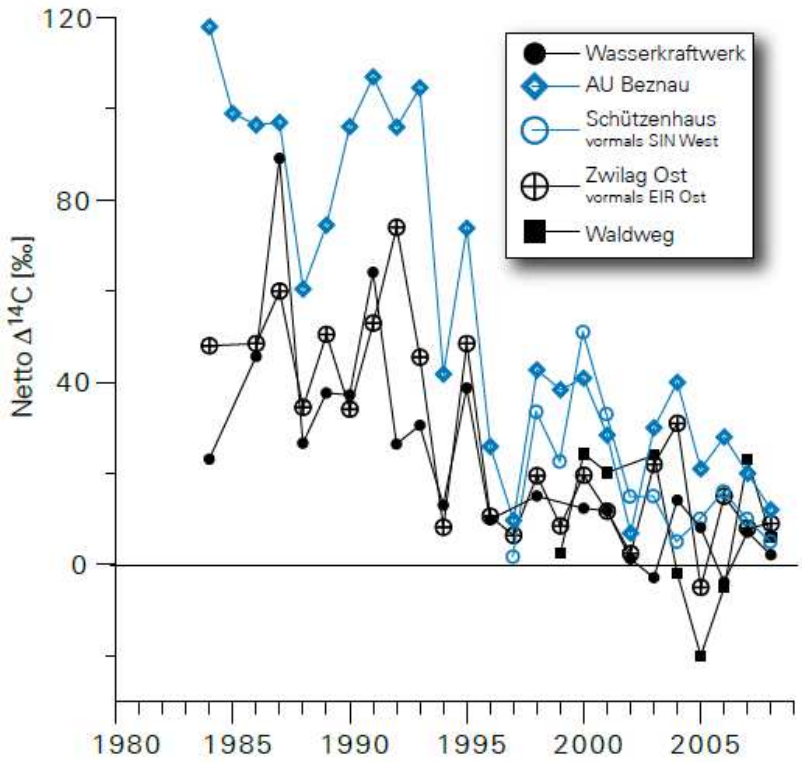


Abb. 2: Zeitlicher Verlauf der Netto $\Delta^{14}C$-Werte gemessen an Buchenblättern in der Umgebung des PSI.

Tab. 1: Aktivitätskonzentrationen und $\Delta^{14}C$-Werte an verschiedenen Proben (NIST-Oxalsäurestandard, Schweizer Referenzstandard 2008 und Proben Umgebung PSI 2008).

Probe	$\delta^{13}C$ [‰]	^{14}C-Aktivitätskonz. [mBq/g C]	$\Delta^{14}C$ [‰]
Oxalsäure-Standard (1977)	- 25	302.4 $\pm$ 1.6	338
Bern-Standard (2008)	- 30	234.7 $\pm$ 1.4	35
Durchschnitt PSI-West (2008)	- 31	235.9 $\pm$ 1.4	44
Durchschnitt PSI-Ost (2008)	- 31	236.0 $\pm$ 1.4	40

3. Literaturverzeichnis

[1] Stocker, Th., Bürki, H., Loosli, H., Möll, M., Reber, R., Purtshert, R., Schotterer, U., Cartier, F., Löhle, J., Sartorius, H., Schlosser, C., Konrad, M., Eikenberg, J, Siegwolf, R.: Mesung von Spezialnukliden: Tritium, Kohenstoff-14 und Kr-85: in Umweltradioaktivität und Strahlendosen in der Schweiz (Ed. S. Estier), BAG-Jahresbericht, p. 94-106, 2008

[2] Guétat, P., Douche, C., Hubinois, J.: Le tritium et l'environment: sources, mesures et transferts, Radioprotection Vol 43 (4), 547 – 569, 2008

RADON IN OBERÖSTERREICHISCHEN AMTSGEBÄUDEN

RADON IN TOWN HALLS OF UPPER AUSTRIA

Heribert Kaineder[1)], Wolfgang Ringer[2)], Sigrid Sperker[1)], Richard Koschuch[2)], Martin Waslmeier[1)], Roland Powolny[1)], Markus Bernreiter[2)]

[1)]Umweltschutz, Amt der oberösterreichischen Landesregierung
[2)]Kompetenzzentrum Radioökologie und Radon, Österreichische Agentur für Gesundheit und Ernährungssicherheit GmbH

Zusammenfassung
Das Bundesland Oberösterreich führte 2008/09 nach den Radonuntersuchungen in Kindergärten, Schulen und Kinderbetreuungseinrichtungen eine Erhebung und Beurteilung der Radonexposition von Beschäftigten in den oberösterreichischen Gemeindeämtern und Bezirkshauptmannschaften durch. Ziele waren, die Erhebung und ggf. Reduktion der Radonexposition der Beschäftigten und die Information von Bürgermeister, Amtsleiter und Gemeindebediensteten hinsichtlich der Radonproblematik. Damit sollte bei den Multiplikatoren vor Ort in den Gemeinden die Bewusstseinsbildung verstärkt und die Kenntnisse erweitert werden.

Neben einer Fragebogen-Erhebung wurden in 425 Gemeinden Halbjahresmessungen (Jänner bis Juni 2008) in 3 bis 5 Arbeitsräumen je Objekt vorgenommen. Insgesamt wurden ca. 1700 Räume gemessen, wobei in 7 Räumen (in 7 Gebäuden) die Konzentration über 1000 Bq/m³ lag mit einem Höchstwert von 1245 Bq/m³ und in 112 Räumen (in 53 Gebäuden) eine Radonkonzentration von 400 Bq/m³ überschritten wurde. Im Anschluss wurden Maßnahmen zur Reduktion der Exposition eingeleitet und eine Informationsveranstaltungen für die Bürgermeister, Amtsleiter und Baubehörden durchgeführt.

Summary
After the radon surveys in kindergartens, schools and children care centres, the province of upper Austria carried out an evaluation of the radon exposure of the employees in Upper Austrian town halls in 2008/09.
The main goals were to evaluate and if necessary to reduce the radon exposure and to inform mayors, office leaders and employees about the radon issue. Based on this information the local leaders should raise public awareness and widen their knowledge on the matter.

In addition to a survey by means of a questionnaire, measurements were taken in 3 to 5 rooms of each town hall for a period of six months (January to June 2008). In the whole, about 1700 rooms were analysed, from which 7 rooms (in 7 buildings) showed a radon concentration above 1000 Bq/m³ with a maximum of 1245 Bq/m³. In 112 rooms (in 53 buildings) the radon level was above 400 Bq/m³.
Subsequently, measures were taken to reduce the employees' radon exposure and an information event for mayors, office leaders, and construction experts was organised.

1. Einleitung

Schon seit Anfang der 90er-Jahre wird Radon als ernst zu nehmendes Gesundheitsrisiko beim Land Oberösterreich thematisiert. Ziel ist dabei die Minimierung der Strahlenbelastung in Gebäuden.
In Oberösterreich wurden in den letzten Jahren Kindergärten, Kinderbetreuungseinrichtungen und Pflichtschulen im Hinblick auf Radon untersucht. Wie vermutet fand man in einigen Prozent der untersuchten Gebäude ernsthafte Richtwertüberschreitungen der Radonkonzentration in der Raumluft. Die betroffenen Gebäude wurden fachgerecht saniert und dadurch eine erhöhte Belastung unterbunden.
Das Projekt "Radon in Amtsgebäuden" diente in erster Linie zur Erhebung der Radonexposition der Bediensteten in den oberösterreichischen Amtsgebäuden. Die Sanierung der hoch belasteten Gebäude wird im Rahmen des Projektes fachlich begleitet. Ein wichtiger Nebeneffekt des Projektes war, die Radonproblematik vor Ort bei den politisch und baubehördlich verantwortlichen Personen zu thematisieren.

2. Methodik und Durchführung

Die Projektkoordination erfolgte durch das Land Oberösterreich, die wissenschaftliche Begleitung durch die Österreichische Agentur für Gesundheit und Ernährungssicherheit (AGES) in Linz. Ziel war ein möglichst einfacher, rascher und effizienter Projekt-Ablauf.
Anfang Jänner 2008 erhielten alle Gemeinden, Bezirkshauptmannschaften und Magistrate Oberösterreichs eine Sendung mit den notwendigen Unterlagen und den Radondetektoren. Im Begleitbrief wurde zur Teilnahme eingeladen und Projekt und Ziele vorgestellt.
Der beigelegte Fragebogen enthielt Fragen zu den baulichen Gegebenheiten der zu messenden Gebäude. Auf der Rückseite war eine Messanleitung zu finden. Diese gab Aufschluss über den Ablauf der Messung, die fachgerechte Platzierung der Radondetektoren und die weitere Vorgehensweise nach dem Messende.
Grundsätzlich sollte eine Auswahl der zu messenden Räume nach den Prioritäten Aufenthaltszeit (möglichst lange) und Lage (möglichst erdgebunden) erfolgen.
Zur Information wurde die Radonrisikokarte von Oberösterreich beigelegt. Alle Gemeinden, die im Radonrisikogebiet liegen oder Nachbar einer Radonrisikogemeinde sind und alle Bezirkshauptmannschaften fanden fünf Radondetektoren im Umschlag vor. Für alle anderen wurden drei Detektoren bereitgestellt.
Zusätzlich lagen noch zwei bereits voradressierte Kuverts für die Rücksendung des Fragebogens an das Land Oberösterreich und der Radondetektoren an die AGES Linz bei.

3. Ergebnisse

3.1 Teilnahme
Alle Gemeinden, Bezirkshauptmannschaften und Magistrate in Oberösterreich wurden eingeladen, an der Erhebung der Radonsituation in den Amtsgebäuden teilzunehmen. Das sind insgesamt 441 Gemeinden, 15 Bezirkshauptmannschaften und 3 Magistrate.
Auf diese Einladung gab es nur 26 Absagen von Gemeinden (5,7 %). Drei Gemeinden hätten teilgenommen, jedoch wurden zum Zeitpunkt der Erhebung an den Amtsgebäuden Umbau- bzw. Sanierungsmaßnahmen durchgeführt. In fünf Gemeinden wurde keine Messung durchgeführt, da aufgrund von Verwaltungsgemeinschaften gemeinsame Amtsgebäude bestehen. Damit ergibt sich die hohe Teilnehmerzahl von 425 bzw. 93 %.

3.2 Gebäudedaten
Im Zuge des Projektes wurden mittels Fragebogen jene Gebäudedaten erhoben, die für die Beurteilung der Radonergebnisse und die Umrechnung auf das Radonpotenzial erforderlich sind.

3.3 Radon
Es wurden Radon-Detektoren in insgesamt 1692 Räumen (1 Radon-Detektor pro Raum) aufgestellt. Die Detektoren von 1619 Räumen konnten ausgewertet werden (96 %); die restlichen gingen verloren oder waren nicht auswertbar.
Der höchste gemessene Wert betrug 1245 Bq/m³. Aufgrund der langen Messzeit von 6 Monaten und des gewählten Messzeitraumes (3 Monate im Winterhalbjahr, 3 Monate im Sommerhalbjahr) entsprechen diese Werte gut den Jahresmittelwerten!

4. Bewertung und Maßnahmen

Tab. 1: Maßnahmen und Sanierungsempfehlungen.

Beurteilungskategorie	Maßnahmen und Sanierungsempfehlungen
bis 400 Bq/m³	keine Maßnahmen erforderlich
401 bis 600 Bq/m³	Berücksichtigung des Radonsanierungsaspektes bei zukünftigen allgemeinen baulichen Sanierungsmaßnahmen; bis zur Sanierung verstärktes Lüften der betroffenen Räume (Raumlüftungsplan)
601 bis 1000 Bq/m³	Durchführung von baulichen Radon-Sanierungsmaßnahmen innerhalb von 10 Jahren; bis zur Sanierung verstärktes Lüften (Raumlüftungsplan) bzw. Nutzungsänderung der betroffenen Räume
mehr als 1000 Bq/m³	Durchführung von baulichen Radon-Sanierungsmaßnahmen innerhalb von 3 Jahren; bis zur Sanierung verstärktes Lüften (Raumlüftungsplan) bzw. Nutzungsänderung der betroffenen Räume oder vorübergehender Betrieb einer Zuluftanlage

Eine Auswertung im Hinblick auf den Schutz des einzelnen Arbeitnehmers ist der höchste gemessene Radonwert im Gebäude entscheidend für die Einteilung eines Gebäudes in eine Beurteilungskategorie

Tab. 2: Auswertung der Messergebnisse.

Beurteilungskategorie	Gebäude	Anteil
kein Ergebnis	2	0,5%
bis 400 Bq/m³	370	87,1%
401 bis 600 Bq/m³	26	6,1%
601 bis 1000 Bq/m³	20	4,7%
mehr als 1000 Bq/m³	7	1,6%
Summe	425	100,0%

5. Sanierungen

Es wurde begonnen, Detailmessungen in den Amtsgebäuden der höchsten Beurteilungskategorie durchzuführen. Basierend auf den Ergebnissen werden Sanierungsempfehlungen erarbeitet und unter fachlicher Begleitung durch das Land Oberösterreich umgesetzt.

6. Diskussion

Die Beteiligung an diesem Projekt war mit 93 % enorm hoch. Beigetragen zu dieser hohen Teilnahmequote hat sicherlich auch der Umstand, dass die Untersuchung kostenfrei für die Gemeinden durchgeführt wurde. Zudem hat sich bewährt, mit der Einladung zur Teilnahme auch gleich die Radondetektoren sowie eine Anleitung zur Durchführung der Radonmessung mitzuschicken.
Insgesamt wurden Radondetektoren in 1692 Räumen aufgestellt. Die Rücklauf- und Auswertequote ist auch hier mit 96 % sehr hoch. Durch die Verwendung von langzeitintegrierenden Radondetektoren war eine Messzeit von sechs Monaten möglich. Aufgrund der langen Messzeit und des gewählten Messzeitraumes (3 Monate im Winterhalbjahr, 3 Monate im Sommerhalbjahr) stellen die Ergebnisse eine sehr gute Abschätzung der Jahresmittelwerte dar! Dieser Umstand ist für die Beurteilung der Ergebnisse im Hinblick auf Richtwerte – welche sich auf Jahresmittelwerte beziehen – besonders wichtig.
Ein Vergleich der Messergebnisse in den Amtsgebäuden mit den Ergebnissen in Wohngebäuden (ÖNRAP) zeigt eine gute Übereinstimmung der Häufigkeitsverteilungen. Die Daten bestätigen, dass die Wahrscheinlichkeit für hohe Radonkonzentrationen in Gebäuden in Radonrisikogemeinden höher ist als in Gemeinden mit niedrigem Radonpotenzial.
Auf Basis nationaler und internationaler Richtwerte wurden die Ergebnisse bewertet, Maßnahmen gesetzt sowie Sanierungsmaßnahmen empfohlen. In 87 % der untersuchten Amtsgebäude sind keine Maßnahmen erforderlich. In den anderen Amtsgebäuden sind je nach Höhe der Radonbelastung einfache Lüftungsmaßnahmen bis hin zu Sanierungsmaßnahmen zweckmäßig. Erste Lokalaugenscheine und Sanierungsempfehlungen wurden bereits durchgeführt.

7. Literaturverzeichnis

[1] International Basic Safety Standards for the Protection against Ionizing Radiation and for the Safety of Radiation Sources. Safety Series No. 115. Wien: IAEA, 1996

[2] Natürliche Strahlenquellen-Verordnung, BGBl. II, ausgegeben am 7. Jänner 2008

[3] Friedmann H.; Das Österreichische nationale Radonprojekt – ÖNRAP; Projekt-Endbericht, Medieninhaber: Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Stubenring 1, 1012 Wien

[4] Empfehlung der Strahlenschutzkommission betreffend „Richtwerte für die Radonkonzentration in Innenräumen“. In: Radon in Österreich 1993. Forschungsbericht des Bundesministeriums für Gesundheit, Sport und Konsumentenschutz

[5] ÖNORM S 5280-2 „Radon – Teil 2: Technische Vorsorgemaßnahmen bei Gebäuden“

[6] ÖNORM S 5280-3 „Radon – Teil 3: Sanierungsmaßnahmen an Gebäuden“

Autorenverzeichnis

Name	Seite
A	
Ahlfänger, R.	9
Alborzi, H.	348, 354, 360
Alfimov, V.	137, 155, 167, 393
Allinger, T.	149
Andeeff, M.	348
Aspek, W.	80, 220, 408
B	
Baciu, F.	19
Baumgartner, A.	188, 342
Becker, F.	320
Beer, H.	461
Berger, T.	381, 411
Bergmann, R.	411
Bernreiter, M.	465
Berzins, J.	182
Beutmann, A.	143
Bilski, P.	411
Bisinger, T.	161
Blunck, C.	320
Bossew, P.	181, 249, 254, 255
Brandl, A.	416
Breckow, J.	106
Brunell, M.	9
Brunner, P.	241, 275, 277
Bucher, B.	143
Buglova, E.	19
Bürkin, W.	421
Burow, M.	100, 107
C	
Chroust, G.	31
Conrady, J.	418
Copty, A.	336
Cosby, L.	38
D	
Dalheimer, A.	314
Daraoui, A.	137, 167, 393
Dauke, M.	179
De Cort, M.	255
Dederichs, H.	127
Dettmann, K. †	314
Dielmann, R.	421
Dietlein, M.	294
Ditto, M.	287
Djuricic, M.	82, 88
Dombrowsky, W. R.	433
Doninger, T.	453
Dwadall, M.	137
E	
Eckardt, J.	314
Eikenberg, J.	461
Ennemoser, O.	330
Ernst, G.	326
Eschner, W.	294, 314
F	
Fehrenbacher, G.	300
Feichtinger, J.	82
Flesch, K.	279
Flucht, R.	100
Friedmann, H.	194, 249
Fritz, G.	62
Froning, M.	68, 107
Fürst, A.	188
G	
Gävert, T.	137
Gellermann, R.	212, 409
Gorny, M.	137, 155, 167, 393
Goroncy, I.	137, 155
Grahnert, T.	55
Gräser, J.	220
Gruber, V.	188, 206, 267
Gschnaller, J.	220
Guhr, A.	418
H	
Hajek, M.	310, 375, 411
Hammer, J.	9
Havlik, E.	336
Hefner, A.	326
Hermann, E.	279
Herrmann, J.	137, 155
Heuel-Fabianek, B.	127
Hill, P.	68, 100, 107, 127
Hippler, S.	161
Holzmannhofer, J.	328
Hranitzky, C.	366
Hubmer, A. K.	181, 254

Name Seite

I
Idinger, J. 188

J
Jacob, P. 121
Jäggi, M. 461
Jakob, D. 137, 167, 393
Jansen, K. 44, 49
Jansen, S. 49, 55

K
Kagerer, S. 181
Kaineder, H. 465
Katzlberger, C. 179, 273
Kaulard, J. 445
Keller, A. 360
Kiefer, J. 432
Kinzelmann, T. 399
Korntheuer, J. 393
Koschuch, R. 465
Kratzel, U. 314
Kraus, G. 149
Kueny, L. 18
Kukla, W. 143
Kümmerle, E. 143
Küppers, C. 409

L
Landstetter, C. 273
Lange, H.-J. 62
Laßmann, M. 314
Lau, S. 49
Lauterbach, H. 314
Lechner, C. 82
Leege, F. 49
Leißring, B. 279
Lennartz, R. 68, 100, 107, 127
Lettner, H. 181, 254
Lincke, T. 360
Löbner, W. 279
Lorenz, J. 348, 354, 360
Löwer, H. 149

M
Mallick, R. 232
Malnacs, J. 182
Maringer, F. J. 188, 206, 267, 342
Metzker, E. 82

Name Seite

Meyer, F. 82, 88
Meyer, K. 360
Michel, R. 131, 137, 155, 161, 167, 393, 409
Müller, W.-U. 426
Müller-Kiemes, B. 149
Muschter, N. 44, 49

N
Neu, A. 453
Neuwirth, J. 326
Nielsen, S. P. 137
Nies, H. 137, 155

O
Ostapczuk, P. 68, 100, 107

P
Parussudis, C. 461
Petzold, J. 348, 354, 360
Pichl, E. 173
Pichler, T. 330
Pillath, J. 127
Pomplun, E. 143
Powolny, R. 465
Puchalska, M. 411

R
Rabitsch, H. 173
Rainer, K. 31
Reifenhäuser, C. 200
Reitz, G. 411
Riekstina, D. 182
Ringer, W. 179, 220, 226, 465
Röller, B. 49
Rose, K. W. 38
Roth, M. 31
Rudjord, A. L. 137
Rüthi, M. 461

S
Sabri, O. 354, 360
Sachse, R. 137, 167, 393
Sahre, P. 49, 55
Sattler, B. 254
Schicha, H. 294
Schläger, M. 68, 107
Schmidt, C. 445
Schmidt, M. 294

Name Seite

Schmitt-Hannig, A. 113
Schmitz-Feuerhake, I. 415
Schönhacker, S. 31, 74, 76, 80
Schönmuth, T. 49, 314, 348, 354, 360
Schöpf, T. 330
Schulz, H. 279
Seidel, C. 188
Simiæ, S. 106
Sperker, S. 465
Stadtmann, H. 366, 387
Steger, F. 82, 88
Steininger, R. 88
Steurer, A. 342
Stolar, A. 119, 417
Strub, E. 445
Stücklschweiger, G. 293
Synal, H.-A. 137, 155, 161, 167, 393

T
Tieber, A. 254
Timal, G. 74, 76
Tollefsen, T. 255
Tosch, L. 137, 155
Tschurlovits, M. 3, 25

U
Uhlig, R. 418
Urban, M. 320

Name Seite

V
Veveris, O. 182
Völkle, H. 143
von Philipsborn, H. 243
Vornehm, C. 200, 232, 261

W
Wacker, L. 161
Wallner, G. 238
Waslmeier, M. 465
Weggen, J. 106
Wellens, B. 94
Wicke, A. 143
Wilflinger, T. 254
Winkler, G. 19
Witzani, J. 181

Z
Ziehesberger, P. 31
Zöger, N. 416
Zoriy, M. V. 68, 100, 107
Zoriy, P. 100
Zumsteg, I. 461

Notizen

Notizen

Notizen

Notizen