

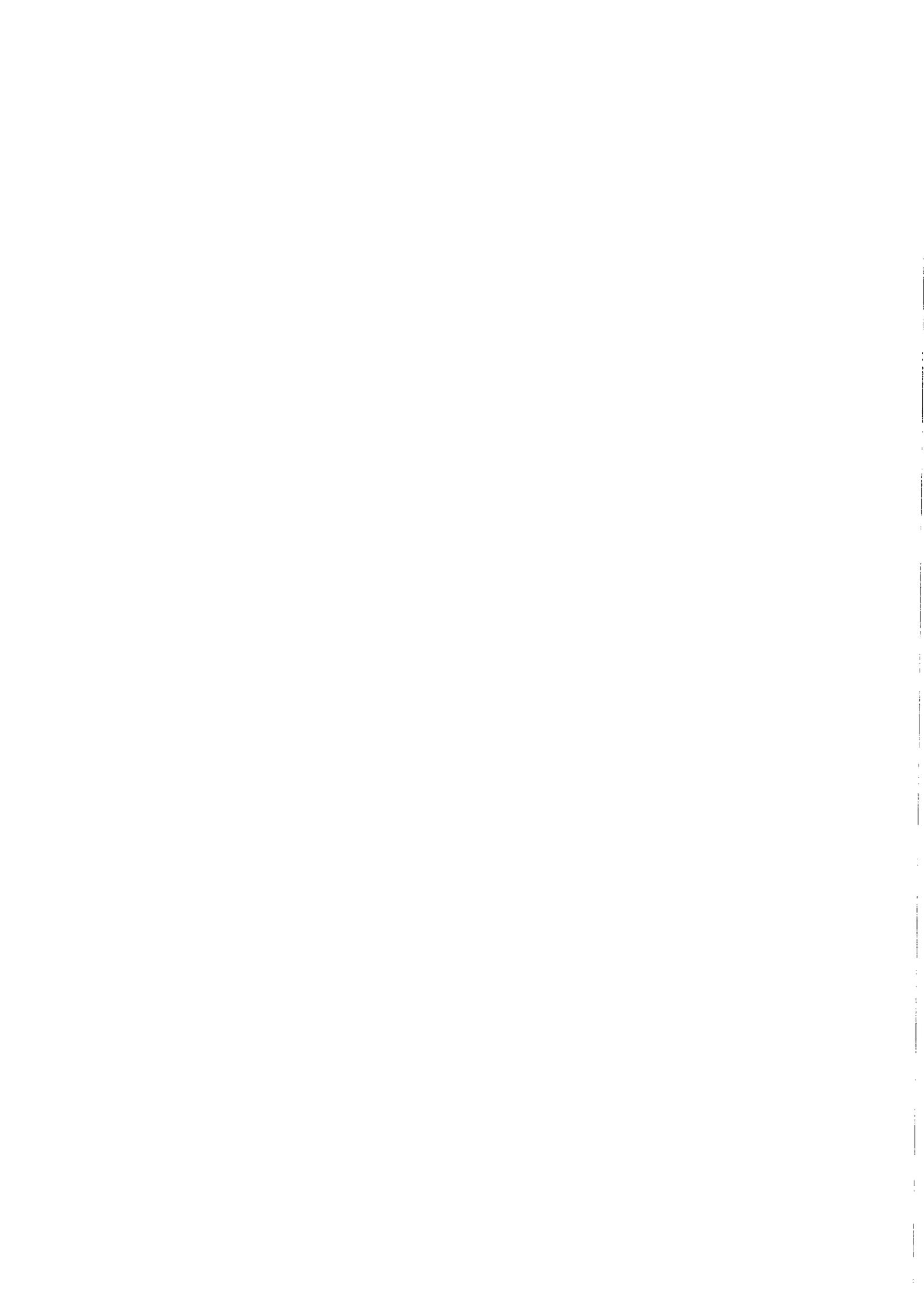
KfK 5190

September 1993

Kernspurdetektoren und ihre Anwendung im Arbeits-, Strahlen- und Umweltschutz

M. Urban
Hauptabteilung Sicherheit

Kernforschungszentrum Karlsruhe



KERNFORSCHUNGSZENTRUM KARLSRUHE
Hauptabteilung Sicherheit

KfK 5190

Kernspurdetektoren und ihre Anwendung im
Arbeits-, Strahlen- und Umweltschutz*

Manfred Urban

Kernforschungszentrum Karlsruhe GmbH, Karlsruhe

***von der Fakultät Elektrotechnik der Universität Karlsruhe (TH) genehmigte**
Habilitationsschrift

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

Kernforschungszentrum Karlsruhe GmbH
Postfach 3640, 76021 Karlsruhe

ISSN 0303-4003

Herrn Prof. Dr. rer. nat. habil. Hans Kiefer
zum 70. Geburtstag

Zusammenfassung

Passive Kernspurdetektoren sind elektrisch nichtleitende Festkörper. Sie eignen sich u. a. zum Nachweis von α -Teilchen und neutroneninduzierten Rückstoßkernen. Die Energieabgabe eines Teilchens resultiert in Störungen im Kristallgitter oder in der Struktur des Festkörpers. Diese Störungen sind "stabil" und ermöglichen somit auch längere Integrationszeiten, eine wesentliche Voraussetzung zur dosimetrischen Erfassung von geringen, zeitlich variierenden Strahlenexpositionen. Dieser Bericht behandelt nicht photographische Kernspurdetektoren, die erforderlichen Auswerteverfahren und -techniken, deren dosimetrische Eigenschaften, Anwendungsbeispiele aus den Bereichen Arbeits-, Strahlen- und Umweltschutz und stellt einen Zusammenhang zur Strahlenexposition des Menschen und deren Bewertung her.

Solid State Nuclear Track Detectors and their Application in Industrial Health, Radiological and Environmental Protection

Abstract

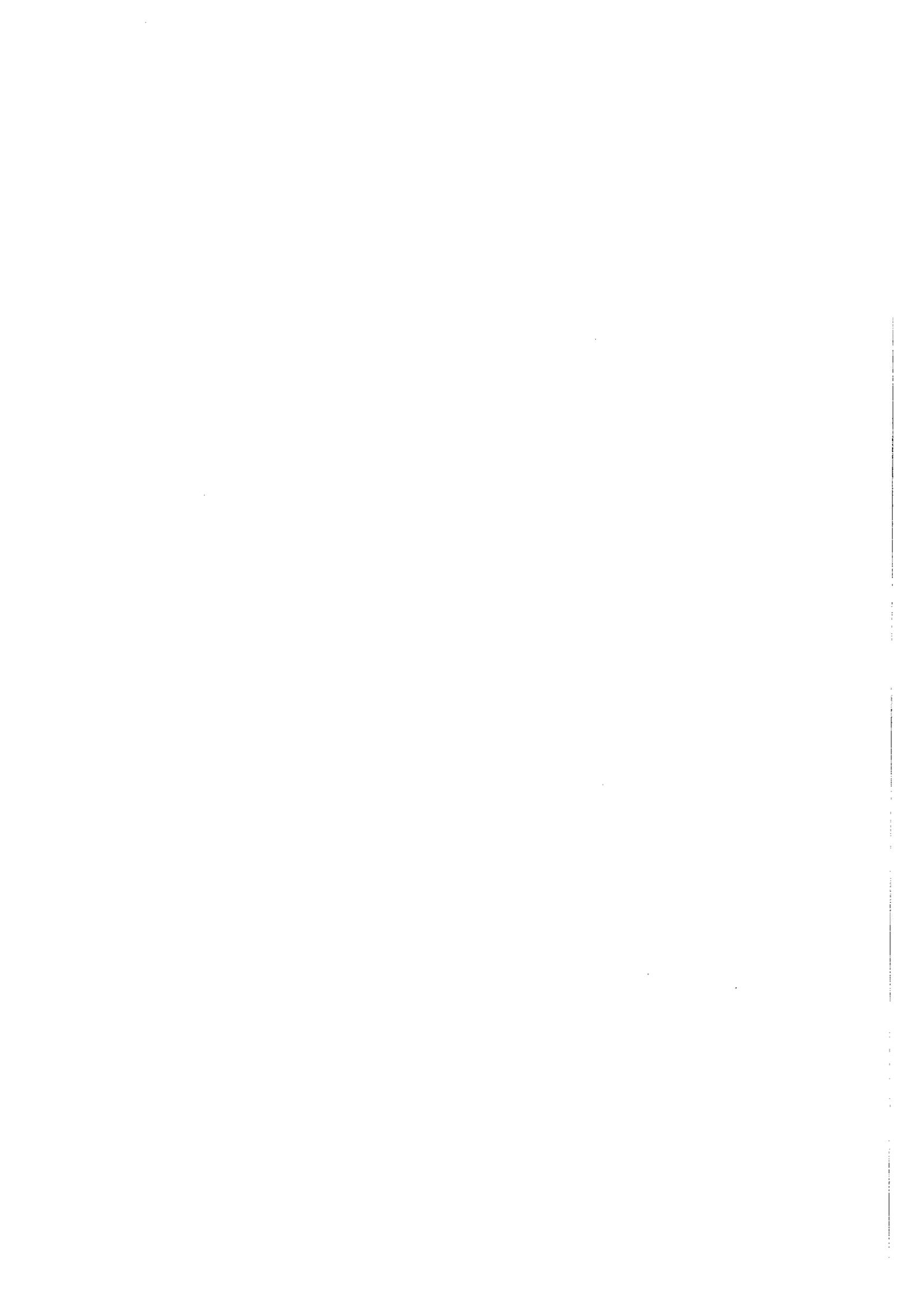
Passive Solid State Nuclear Track Detectors are electrically non conductive solids, mainly used for the registration of α -particles and neutron induced recoils. The stability of the particle tracks in the solid allow longer integration periods, what is essential for the measurement of small, time variant radiation exposures. This report gives an overview on non photographic track detectors, their processing, dosimetric properties and examples for their application in industrial health, radiological and environmental protection.

Inhaltsverzeichnis

| | |
|--|----|
| Einleitung | 7 |
| 1. Strahlenschutz "heute" | 9 |
| 1.1 Strahlenschutz als Teil des Umweltschutzes | 10 |
| 1.1.1 Strahlenexposition in Häusern | 13 |
| 1.1.2 (Radio-) Ökologische Bedeutung von Abraumhalden aus der Gewinnung und Aufarbeitung von Uranerz | 18 |
| 1.1.3 Strahlenexposition der Bevölkerung in Deutschland aus natürlichen Quellen | 21 |
| 1.1.4 Emissionen und Immissionen aus kerntechnischen Anlagen | 23 |
| 1.1.5 Emissionen durch Kernwaffenversuche in der Atmosphäre sowie aufgrund von Unfällen in kerntechnischen Anlagen | 27 |
| 1.2 Strahlenschutz als Teil des Arbeitsschutzes | 32 |
| 1.2.1 Beruflich strahlenexponierte Personen | 32 |
| 1.2.2 Strahlenexposition an Arbeitsplätzen nicht beruflich strahlenexponierter Personen | 34 |
| 1.3 Schutz des Menschen vor ionisierender Strahlung | 36 |
| 1.3.1 Dosis-Wirkungsbeziehung | 37 |
| 1.3.2 Risikoextrapolationsmodelle | 46 |
| 1.3.3 Verfahren zur Risikoabschätzung aus epidemiologischen Daten am Beispiel "Relatives Risiko" | 50 |
| 1.3.4 Epidemiologische Daten | 52 |
| 1.3.5 Risikoextrapolation zu kleinen Dosen, offene Fragen im Strahlenschutz | 61 |
| 1.3.6 Optimierungsfragen im Strahlenschutz | 66 |
| 1.3.7 Begrenzung des Risikos: Festlegung von Dosisgrenzwerten | 70 |
| 1.3.8 Übertragbarkeit des Systems "Strahlenschutz" auf äquivalente Fragen im "konventionellen" Arbeits- und Umweltschutz | 75 |
| 1.4 Anforderungen an die Meßtechnik | 78 |
| 2. Kernspurdetektoren | 83 |
| 2.1 Physikalisch-chemische Vorgänge bei der Kernspurbildung im Polymer | 86 |
| 2.1.1 Energieabgabe geladener Teilchen im Polymer | 87 |
| 2.1.2 Strahlenempfindlichkeit organischer Moleküle | 88 |
| 2.2 Ätzverfahren | 89 |
| 2.2.1 Oberflächenätzgeschwindigkeit bei chemischer Ätzung | 92 |

| | | |
|-------|---|-----|
| 2.2.2 | Kernspurätzgeschwindigkeit bei chemischer Ätzung | 93 |
| 2.2.3 | Ermittlung kernphysikalischer Daten aus der chemisch geätzten Kernspur | 95 |
| 2.2.4 | Elektrochemisches Ätzverfahren | 96 |
| 2.2.5 | Kernspurätzgeschwindigkeit bei elektrochemischer Ätzung | 101 |
| 2.2.6 | Beispiel für einen mechanischen Aufbau einer Ätzzelle | 105 |
| 2.3 | Nicht strahlenbedingte Einflußgrößen bei Kernspurdetektoren ... | 106 |
| 2.3.1 | Umwelt- und Alterungseinflüsse | 106 |
| 2.3.2 | Einflüsse des Lösungsmittels und anderer Parameter auf die Reproduzierbarkeit des Ätzzvorgangs | 112 |
| 3. | Flächendichte geätzter Kernspurdetektoren als Maß für die Exposition | 115 |
| 3.1 | Optische Kernspurzahlug | 115 |
| 3.2 | Funkenzähler | 124 |
| 3.3 | Szintillationsverfahren | 125 |
| 3.4 | Bestimmung der Strahlenexposition | 127 |
| 3.5 | Meßunsicherheit | 128 |
| 4 | Auswertung elektrischer Größen während des Ätzzvorgangs als Maß für die Exposition | 131 |
| 4.1 | Das Ersatzschaltbild eines Kernspurdetektors und seine äußere Beschaltung in der Ätzzelle | 133 |
| 4.2 | Meßwerterfassung und -auswertung | 140 |
| 4.3 | Einstellung der Vorätzzeit nach Teilchenart und -energie | 143 |
| 5. | Dosimetrische Eigenschaften von Kernspurdetektoren | 144 |
| 5.1 | Der Nachweis von Neutronen | 144 |
| 5.1.1 | Biphenyl-A-Polycarbonat | 148 |
| 5.1.2 | Allyldiglycolpolycarbonat | 153 |
| 5.2 | Der Nachweis von α -Teilchen | 164 |
| 5.2.1 | Biphenyl-A-Polycarbonat | 166 |
| 5.2.2 | Allyldiglycolpolycarbonat | 171 |
| 6. | Beispiele für Meßverfahren mit Kernspurdetektoren im Arbeits-, Strahlen- und Umweltschutz | 176 |
| 6.1 | Die Messung kleiner Neutronenäquivalentdosen | 176 |
| 6.2 | Albedoneutronendosimeter | 179 |

| | | |
|-----|---|-----|
| 6.3 | Die Messung der Konzentration von Radon und dessen Zerfallsprodukten in Luft | 184 |
| 6.4 | Meßtechnische Erfassung der Radonausbreitung aus großflächigen Quellen | 192 |
| 6.5 | Passives Radonpersonendosimeter und dessen Einsatz im Arbeitsschutz am Beispiel Bergbau | 196 |
| 7. | Zusammenfassung | 201 |
| 8. | Abbildungen | 205 |
| 9. | Tabellen | 212 |
| 10. | Literatur | 215 |
| A1 | Begriffe, Definitionen | 235 |
| A2 | Zerfallsreihen: Begriffe, Definitionen | 239 |



Einleitung

Die biologische Wirkung und das Risiko von kleinen und kleinsten Dosen beliebiger Noxen werden in Gesellschaft und Wissenschaft kontrovers diskutiert. Die Anzahl epidemiologischer Untersuchungen im Bereich kleiner Dosen zur Klärung offener Fragen ist gering, die Ergebnisse sind unsicher. Um eine derartige Studie mit Aussicht auf Erfolg durchführen zu können, sind genügend große Personenkollektive einschließlich Kontrollgruppen, eine ausreichend lange Beobachtungszeit und wirklichkeitsnahe, individuelle Daten zur Exposition erforderlich.

Als Umweltschutzaufgabe wird es angesehen, Quellen für eine erhöhte Exposition der Bevölkerung aufzufinden, das potentielle Ausmaß abzuschätzen und, sofern technisch und wirtschaftlich möglich, Abhilfe zu schaffen. Dies gilt in ganz besonderem Maße für jede Art von Exposition durch anthropogene und zunehmend auch durch natürliche Strahlung. Es läßt sich heute zeigen, daß mit Ausnahme von lokalen Auswirkungen eines kerntechnischen Unfalls oder eines Unfalls mit Strahlenquellen in Industrie oder Medizin den natürlichen Quellen die größte Bedeutung zukommt. Geologische Anomalien und industrielle Veränderungen in der Umwelt, wie z. B. Abraum- und Rückstandshalden aus Bergbautätigkeiten und Erzaufbereitung, sind Ursachen hierfür. Aussagen über das Erfordernis von Sanierungsmaßnahmen und bei begrenzten Mitteln über deren Reihenfolge erfordern Informationen u. a. über Kontaminationen, Quellstärken sowie Ausbreitungsvorgänge in der Umwelt.

Als eine Arbeitsschutzaufgabe wird es angesehen, für den betroffenen Personenkreis deterministische, biologische Schäden durch die Einwirkung von Noxen am Arbeitsplatz zu verhindern und das Risiko für stochastische Schäden zu begrenzen. Es gibt eine ganze Reihe von Gesetzen und Verordnungen, die Grenzwerte für Konzentrationen verschiedener Noxen am Arbeitsplatz und für Expositionen des betroffenen Personenkreises durch diese Noxen vorgeben. Beispiele für derartige Regelwerke sind die Gefahrstoffverordnung, die Röntgen- und die Strahlenschutzverordnung. Aus historischen Gründen haben Strahlenschutznormen wegen ihres vergleichsweise hohen Entwicklungsstandes eine Vorreiterrolle übernommen. Trotz des erreichten, hohen Standes zeigt sich auch im Bereich des Strahlenschutzes ein permanenter Weiterentwicklungsbedarf.

Was im klassischen kerntechnischen und überwiegend auch im medizinischen Arbeitsschutz seit langem Stand der Technik ist und die erforderlichen Expositionsdaten hinreichend genau liefert, fehlt in Bereichen mit einer potentiell erhöhten natürlichen Strahlenexposition häufig. Betrachtet man die zu erwartende Kollekt-

tivdosis für die gesamte Bevölkerung, so spielt die Strahlenexposition aus natürlichen Quellen, zivilisatorisch erhöht oder nicht, eine dominierende Rolle. Problematisch ist es, für diese Personengruppen eine auch nur annähernd zuverlässige, individuelle Dosisaussage zu machen.

Dosimetrische Meßverfahren beim Umgang mit ionisierender Strahlung haben einen hohen Entwicklungsstand erreicht. Optimierungsbemühungen zielen auf fertigungs- und handhabungstechnische Verbesserungen, eine Reduzierung der Meßunsicherheit sowie auf eine Erhöhung der Nachweisempfindlichkeit für einzelne Strahlenarten ab. Nach wie vor ein Ziel methodischer Verbesserungen ist die Entwicklung zeitlich integrierender Detektoren. Einfache Meßverfahren, geeignet für den Einsatz in großen und größten Stückzahlen, sind erforderlich, um meßtechnische Informationen im erforderlichen Umfang, mit der notwendigen Zuverlässigkeit und zu wirtschaftlich machbaren Bedingungen zur Verfügung zu stellen. Nicht photographische Kernspurdetektoren erfüllen diese Randbedingungen für den Nachweis von Neutronen und α -Teilchen. Diese Art von Detektoren ist besonders geeignet für den personendosimetrischen Nachweis von schnellen Neutronen einerseits und andererseits für den vom Meß- und Dosisumfang her größten Teil der erwähnten Aufgaben, die Ermittlung der zeitlich integrierten Konzentration oder Exposition durch das natürliche Edelgas Radon.

Es gibt eine Vielzahl unterschiedlicher, nicht photographischer Kernspurdetektormaterialien. Für die oben genannten Aufgaben werden überwiegend Polycarbonate, in Einzelfällen auch Cellulosenitrat eingesetzt. Mit Hilfe eines chemischen und / oder elektrochemischen Ätzverfahrens werden Kernspuren in diesen Materialien soweit vergrößert, daß deren Flächendichte als Maß für die Exposition mit einfachen optischen Hilfsmitteln erfaßbar wird. Die Auswahl des Detektormaterials und die verwendeten Ätzbedingungen haben dabei einen entscheidenden Einfluß auf die Nachweiseigenschaften des Detektors.

Eine zusammenfassende Beschreibung der wichtigsten Quellen ionisierender Strahlung, einzelner Expositionspfade, der derzeitige Kenntnisstand über Risiken durch diese Art von Strahlung auf der Basis epidemiologischer Daten, Optimierungsfragen und abgeleitete Dosisgrenzwerte im Strahlenschutz sowie Ansätze für deren Übertragbarkeit in andere Bereiche des Arbeits- und Umweltschutzes bilden den ersten Schwerpunkt dieser Arbeit. Nicht photographische Kernspurdetektoren, deren Nachweiseigenschaften für α -Teilchen und Neutronen, chemische und elektrochemische Ätzverfahren, optische und elektrische Verfahren zur Ermittlung der Kernspurflächendichte als Maß für die Exposition sowie Beispiele für den Einsatz dieser Detektoren in der Praxis stellen weitere Schwerpunkte dar.

1. Strahlenschutz "heute"

Radioaktivität und Strahlung in den unterschiedlichsten Formen prägen seit jeher unseren Alltag. Primordiale Radionuklide einschließlich der drei natürlichen Zerfallsreihen und kosmogene Radionuklide spielen seit der Entstehung der Erde eine bedeutende Rolle. Der radioaktive Zerfall von Uran und Thorium liefert zum Beispiel den überwiegenden Anteil der Erdwärme und ist damit auch Ursache des Vulkanismus. Der Mensch enthält in seinem Körper eine ganze Reihe von diesen natürlichen Radionukliden, wie zum Beispiel ca. 4000 Bq ^{40}K , was zu ca. 0,01 Gew.% im physiologisch so bedeutenden Kalium enthalten ist. Zusammen mit der kosmischen Strahlung sind die natürlichen Radionuklide für die nicht zivilisatorisch beeinflusste Strahlenexposition des Menschen verantwortlich. Daß zivilisatorische Einflüsse im Laufe der Zeit die Strahlenexposition aus natürlichen Quellen zusätzlich beeinflusst haben, wie die Verwendung von Baumaterialien aus einzelnen Gebieten mit geologisch bedingten hohen Konzentrationen an natürlichen Radionukliden, versteht sich von selbst. Ins menschliche Bewußtsein gerückt wurde das Phänomen "Strahlung" erst durch die naturwissenschaftliche Entwicklung, durch Arbeiten verbunden mit Namen wie Becquerel, Röntgen, Curie u. a. und auch durch die ersten negativen Erfahrungen um die Jahrhundertwende.

Die Vielfalt und Zahl der Strahlenquellen hat seit dieser Zeit durch die technische Nutzung von Radionukliden oder Röntgenanlagen, aber auch durch elektrische Geräte, Stromleitungen oder Sendeantennen ständig zugenommen.

Physikalische Wechselwirkungsmechanismen für unterschiedliche Arten von Strahlung mit Materie, unabdingbare Voraussetzung für eine biologische Wirkung, sind komplex. Der elektromagnetische Teil zum Beispiel zeigt eine starke Frequenzabhängigkeit.

Ein energieärmeres Strahlenquant ist nicht in der Lage, physikalische und chemische Veränderungen an einem Atom bzw. Molekül, wie Ionisation oder Aufbrechen einer chemischen Bindung hervorzurufen. Für eine biologische Wirkung kommt es hier entscheidend darauf an, wieviele Strahlungsquanten in einem kleinen Volumenbereich gleichzeitig auftreten. Diese Art von Strahlung wird als "nichtionisierende Strahlung" bezeichnet. Hier gibt es Schwellenwerte, unterhalb derer keine schädigenden Wirkungen möglich sind (Be 88, Le 91). Eine Reduzierung der Strahlenexposition unterhalb dieser Schwellenwerte ergibt folglich auch keinen Gewinn an Sicherheit. Strahlenschutzgrenzwerte haben sich an diesen

(bekannt?) Schwellenwerten unter der Berücksichtigung von zu erwartenden individuellen Streuungen der Empfindlichkeiten zu orientieren.

Bei kurzweiliger Strahlung besitzt bereits ein Strahlungsquant ausreichend Energie, um physikalische und chemische Veränderungen an einem Atom bzw. Molekül hervorzurufen, beispielsweise durch Ionisation. Man spricht hier von direkt oder indirekt "ionisierender Strahlung". Im Bereich der ionisierenden Strahlung stellt sich nicht die Frage, ob eine biologische Wirkung möglich ist, sondern wie wahrscheinlich Schäden z. B. an Zellen sind und ob diese durch Reparaturmechanismen behoben werden können.

Eine fundierte Beantwortung dieser Fragen ist allein auf der Basis von Beobachtungen unter Einbeziehung von "gesicherten" Meßwerten möglich. Daraus lassen sich im Idealfall Dosis-Wirkungszusammenhänge ermitteln und für eine Bewertung möglicher Gefahren Risikoabschätzungen durchführen. Das Wissen um akute, deterministische Strahlenschäden ist umfassend. Im Rahmen von individuellen Streuungen sind Schwellenwerte für das Auftreten einzelner Strahlenschäden bekannt. Ebenso ist bekannt, daß das Ausmaß eines Schadens mit steigender Dosis zunimmt. Deterministische Strahlenschäden sind die Folge einer Bestrahlung mit hoher Dosis. Abgesehen von Unfallsituationen können diese Schäden jedoch durch geeignete Strahlenschutzmaßnahmen verhindert werden.

Immer noch kontrovers diskutiert werden Auftretenswahrscheinlichkeiten von stochastischen Strahlenschäden somatischer und genetischer Natur. Besondere Bedeutung dabei haben Fragen um den funktionalen Zusammenhang zwischen Dosis und der Auftretenswahrscheinlichkeit einschließlich der Frage nach der Übertragbarkeit von bei "hohen" Strahlenexpositionen ermittelten Risikodaten auf den Bereich kleiner und kleinster Dosen. Für das Gelingen von epidemiologischen Untersuchungen in diesem unteren Dosisbereich kommt der eingesetzten Meßtechnik eine zentrale Bedeutung zu. Um überhaupt Aussagen von statistischer Signifikanz machen zu können, ist ein hinreichend großer Datenumfang und damit auch zuverlässige in großen Serien einsetzbare Meßverfahren erforderlich, wobei auch wirtschaftliche Gesichtspunkte eine Rolle spielen.

1.1 Strahlenschutz als Teil des Umweltschutzes

Zivilisatorische Einflüsse führen zu einer Erhöhung der Strahlenexposition des Menschen aus natürlichen Quellen, durch Bestrahlung von außen ebenso wie durch die Aufnahme von Radionukliden in den Körper. Die Verwendung von Materialien aus bestimmten geologischen Gebieten wie Bims aus dem Neuwieder Becken, der seinen Ursprung in der Vulkantätigkeit der Eifel hat, oder Abraum-

gesteinen aus (alter) Bergbautätigkeit zum Bau von Häusern sind dafür ebenso verantwortlich wie Recycling-Produkte aus fossil befeuerten Kraftwerken und deren Verwendung als Zuschlagstoff für Zement oder andere Baustoffe.

In der Natur sind Radionuklide wie die stabilen Isotope eines Elementes in den Stoffwechsel von lebender Materie eingebunden. Allein entscheidend für die Aufnahme in Pflanzen ist das Vorliegen in einer pflanzenverfügbaren chemischen Form zum Beispiel im Wurzelbereich. Einmal in Nutz- oder Futterpflanzen eingebaut stehen diese Radionuklide direkt oder indirekt auch für den Menschen zur Verfügung. Einzelne Radionuklide sind aufgrund ihres unterschiedlichen, metabolischen Verhaltens und abhängig von der Art der emittierten Strahlung einschließlich der ihrer Tochternuklide im Menschen jedoch unterschiedlich zu bewerten.

Eine gewisse radioökologische Bedeutung haben Rückstandshalden aus Bergbautätigkeiten von deren Anfängen bis in die Gegenwart. Zur Freisetzung natürlicher Radionuklide in die Umwelt haben alter Kobalt- und Silberbergbau in den deutschen Mittelgebirgen, wenn auch vergleichsweise in geringerem Umfang, und der Uranbergbau der jüngsten Vergangenheit geführt. Abraumgesteine, deren Erzgehalt unter der Wirtschaftlichkeitsgrenze für eine Aufarbeitung lag, oder die Rückstände aus der Erzaufbereitung sind dafür im einzelnen verantwortlich.

Aber nicht nur natürliche Radionuklide sind aus radioökologischer Sicht von Interesse. Radionuklide aus dem Fallout der atmosphärischen Kernwaffenexperimente, Emissionen von kerntechnischen Anlagen, Kraftwerken und Einrichtungen des Kernbrennstoffkreislaufes gehören ebenfalls dazu. So ist die Kenntnis des Verhaltens beispielsweise von Spaltprodukten im Boden und in Pflanzen oder das metabolische Verhalten in Tieren für die landwirtschaftliche Nutzung von weiten Teilen Weißrußlands und der Ukraine nach dem Reaktorunfall von Tschernobyl außerordentlich wichtig.

Für eine Beurteilung der Strahlenexposition sind unterschiedliche Expositionspfade durch Radionuklide in Luft, in Oberflächen- und Grundwasser oder im Boden von Bedeutung (Abb. 1.1 bis 1.3).

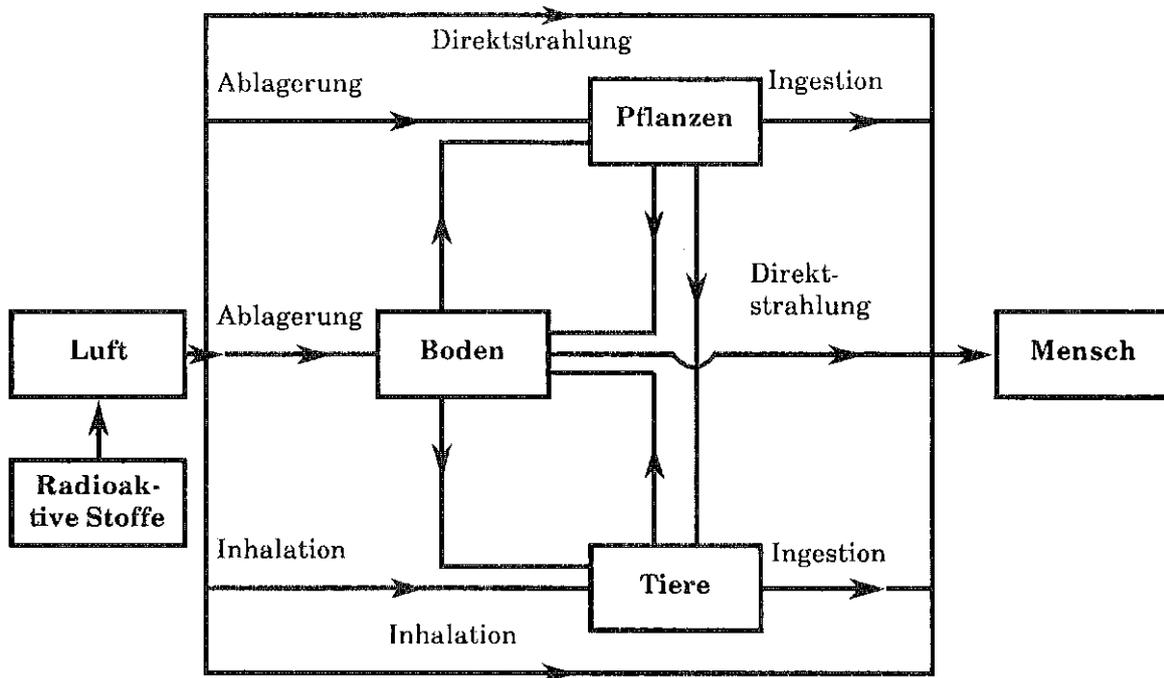


Abb. 1.1: Schematische Darstellung der Übertragungswege zwischen den in die Atmosphäre abgeleiteten radioaktiven Stoffen und dem Menschen

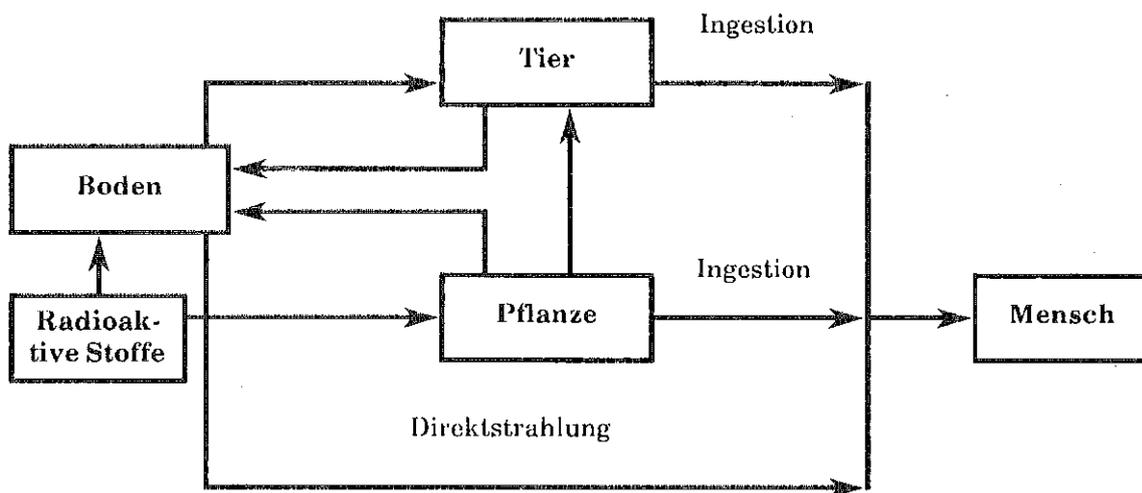


Abb. 1.2: Strahlenexposition des Menschen durch Radionuklide im Boden

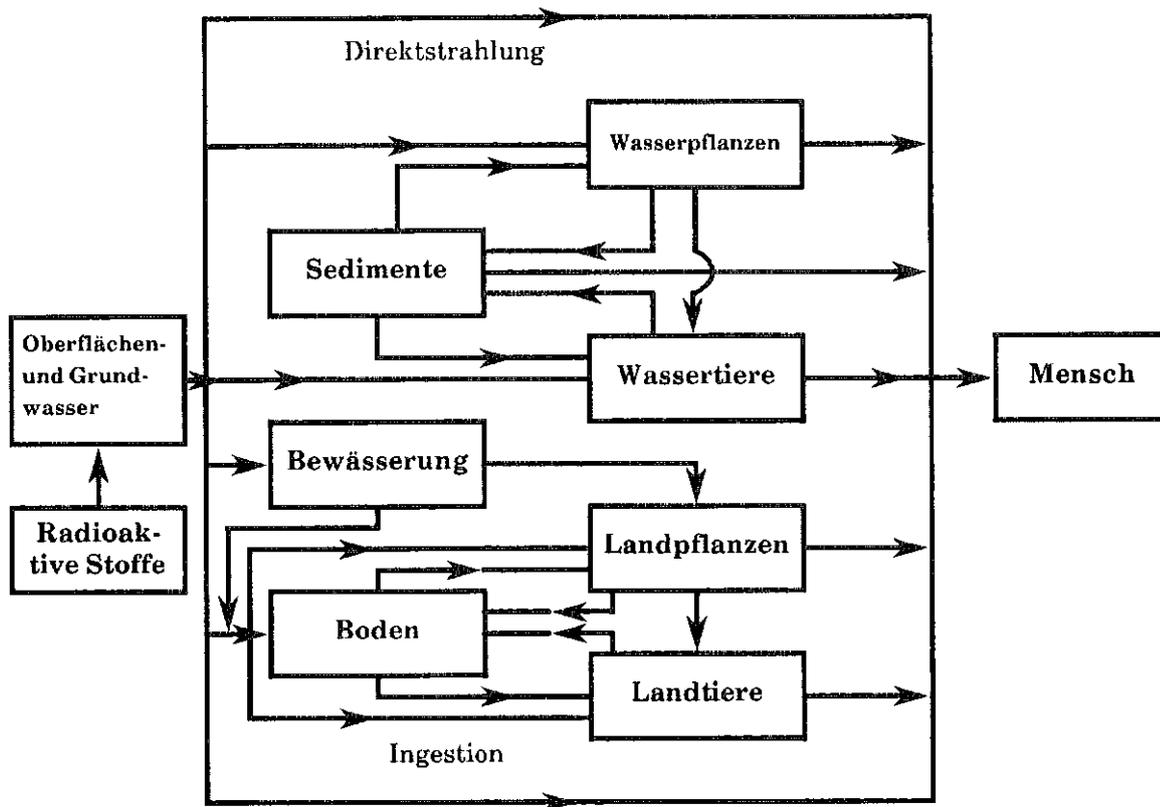


Abb. 1.3: Strahlenexposition des Menschen durch Radionuklide in Wasser

1.1.1 Strahlenexposition in Häusern

Die natürliche Strahlenexposition innerhalb von Gebäuden kann in zwei Hauptkomponenten aufgeteilt werden, von außen auf den Menschen wirkende, durchdringende Strahlung und von innen wirkende Strahlung nach Aufnahme von Radionukliden in den Körper. Die erste Komponente setzt sich wiederum aus sekundärer kosmischer Strahlung aus dem Weltraum und terrestrischer Strahlung von ^{40}K und den Radionukliden aus den natürlichen Zerfallsreihen des Urans und des Thoriums zusammen. Diese Radionuklide befinden sich sowohl im Baumaterial als auch im das Gebäude umgebenden Erdreich. Die zweite Komponente umfaßt im wesentlichen die Inhalation von Radon und dessen kurzlebigen Zerfallsprodukten aus der Raumluft.

Im allgemeinen enthalten Baumaterialien keine nennenswerten Konzentrationen von künstlichen Radionukliden. Dosisbestimmend sind daher die Aktivitätskonzentrationen der natürlichen Radionuklide ^{40}K und der Zerfallsreihen des ^{238}U und des ^{232}Th in den einzelnen Ausgangsmaterialien und deren Anteil am

gesamten verwendeten Baumaterial. Aus der Verwendung meist lokaler Baustoffe ergeben sich geologisch bedingt schwankende Aktivitätskonzentrationen in denselben Materialien. Der Gehalt an natürlichen Radionukliden in Böden, Steinen und Erden schwankt regional selbst bei gleicher mineralogischer Herkunft wie Tab. 1.1 zeigt.

| Bodenart | Herkunft | Spezifische Aktivität Bq/kg | | |
|----------------------|---------------------|--------------------------------|-------------------|-----------------|
| | | ²²⁶ Ra | ²³² Th | ⁴⁰ K |
| Fränkischer Schiefer | Hof | 30 | 55 | 1 000 |
| Quarzporphyr | Ostdeut schl. | 60 | 100 | 1 500 |
| Kalkstein | Pfalz | <8 | 10 | <40 |
| Granit | Italien | 40 | 60 | 925 |
| Basalt | Hessen | 30 | 20 | 450 |
| Basalt | Pfalz | 44 | 50 | 250 |
| Basalt | Prag | 55 | 30 | 445 |
| Bauxit | Weipa | <20 | 445 | 1 000 |
| Rohphosphat | Marokko | 1800 | 20 | 700 |
| Rheinsand | Speyer | 20 | 10 | 400 |
| Bimsstein | Neuwieder Becken | 75 | 70 | 1 000 |

Tab. 1.1: Konzentrationen von Radium, Thorium und Kalium in verschiedenen Böden, Steinen und Erden (BMU 89)

Baustoffe mit den geringsten Aktivitätskonzentrationen sind Holz, einige Natursteine (Kalkstein, Sandstein) und Naturgips (im Gegensatz zu Phosphatgips), höhere Konzentrationen sind bei Natursteinen vulkanischen oder metamorphen Ursprungs, Schlackensteinen u. a. zu erwarten. Messungen haben ergeben, daß aufgrund der speziellen Bauweise und Art der verwendeten Baumaterialien im Mittel die Dosisleistung in älteren Häusern (gebaut vor 1950) und in Fachwerk- und Massivhäusern höher ist als in jüngeren Häusern, Holz- und Fertighäusern. Typische Aktivitätskonzentrationen sind in Tab. 1.2 angegeben.

Das Edelgas Radon hat drei natürliche Isotope mit den Massenzahlen 222, 220 und 219. Deren Halbwertszeiten betragen 3,8 Tage, 56 und 4 Sekunden. ²¹⁹Rn aus der Zerfallsreihe des ²³⁵U, mit ca. 0,7% am Natururan beteiligt, hat keine praktische Bedeutung für die Strahlenexposition des Menschen, im Gegensatz zu den beiden anderen Isotopen aus den Zerfallsreihen von ²³⁸U und ²³²Th.

Die Konzentration von Radon und dessen kurzlebigen Zerfallsprodukten ist starken zeitlichen und räumlichen Schwankungen unterworfen. In der Wohnraumlufthängt sie ab vom geologischen Untergrund, vom Aktivitätsgehalt verwendeter Baustoffe und entscheidend von der Luftaustauschrate nach außen. Weitere Quellen können Wasser und Erdgas sein (Ur 85).

| Baustoff | Spezifische Aktivität Bq/kg | | |
|----------------|--------------------------------|-------|-------|
| | 40K | 226Ra | 232Th |
| Bimsstein | 900 | 80 | 90 |
| Schlackenstein | 500 | 100 | 100 |
| Ziegel | 600 | 60 | 60 |
| Kalksandstein | 200 | <20 | <20 |
| Beton | 370 | <20 | <20 |
| Blähbeton | 400 | <30 | <30 |

Tab. 1.2: Mittlere Konzentration einiger natürlicher Radionuklide in Baustoffen (BMU 89)

Erhebungsmessungen in Wohnhäusern haben ergeben, daß erhöhte Radonkonzentrationen nahezu ausschließlich auf das umgebende Erdreich als Quelle zurückzuführen sind. Betrachtet man diese "geologische Quelle" etwas näher, so ergeben sich folgende Haupteinflußgrößen auf die Höhe der Konzentration im Haus (Ur 85a):

- Radonkonzentration in der Bodenluft, auch abhängig von der Porosität des umgebenden Erdreichs;
- Radonfreisetzung im Erdboden um das Haus, einschließlich aus eventuellen Sickerungen;
- Mittleres Druckgefälle zwischen Haus und Boden;
- Strömungswiderstand für Bodenluft durch das Fundament bei bestimmtem Druckgefälle;
- Mittlere Luftaustauschrate zwischen Wohnraum und Außenluft.

Konventionell gebaute Keller sind i.a. nicht gasdicht. Bodenluft kann durch Fugen und Risse, poröse Wände, Kellerfenster oder Durchführungen von Versorgungsleitungen in das Hausinnere gelangen.

Ein Teil der durch den Zerfall von Radiumatomen im Baumaterial gebildeten Edelgasatome gelangt durch Diffusionsprozesse in die Luft. Dennoch kann aufgrund des Radiumgehaltes in Baustoffen nicht direkt auf die Höhe der Radonfrei-

setzung in die Raumluft geschlossen werden. Auch hier spielt die Durchlässigkeit des Baustoffes eine entscheidende Rolle. Die glasartige Feinstruktur von bei hoher Temperatur gebrannten Baustoffen wie zum Beispiel Schlackensteinen, verhindert das Austreten des Edelgases. Als Konsequenz ergibt sich bei dieser Art von Baustoffen eine erhöhte γ -Dosisleistung. Ursache dafür ist der Anstieg der Konzentration von γ -Strahlung emittierenden, kurzlebigen Radonzerfallsprodukten in Baumaterial als Folge der geringeren Emanation des Edelgases.

Die Radonkonzentration in Räumen steigt bei sinkendem Austausch mit konzentrationärmerer Außenluft, wie die Konzentration anderer Noxen auch, an. Verstärkte Energiesparmaßnahmen durch Abdichten von Häusern zielen auf eine Verringerung der Luftwechselraten ab und bewirken damit implizit eine Erhöhung der Schadstoffexposition.

In Deutschland wurden in den letzten Jahren, wie in vielen anderen Ländern auch, umfangreiche Meßreihen zur Ermittlung der Höhe der Strahlenexposition in Wohnhäusern und im Freien sowohl durch externe γ -Strahlung als auch durch die Inhalation von Radon und seinen kurzlebigen Zerfallsprodukten durchgeführt. Die Tab.1.3 und 1.4 sowie Abb. 1.4 geben einen Überblick über die Ergebnisse.

| Land | γ -Dosisleistung im Freien mSv/a | | |
|---------------------|--|---------|---------|
| | Mittel | Maximal | Minimal |
| Baden-Württemberg | 0,45 | 1,65 | 0,11 |
| Bayern | 0,50 | 2,91 | 0,14 |
| Berlin | 0,42 | 1,33 | 0,22 |
| Bremen | 0,30 | 0,45 | 0,20 |
| Hamburg | 0,40 | 0,86 | 0,22 |
| Hessen | 0,43 | 1,08 | 0,07 |
| Niedersachsen | 0,34 | 0,80 | 0,07 |
| Nordrhein-Westfalen | 0,42 | 1,18 | 0,04 |
| Rheinland-Pfalz | 0,49 | 0,90 | 0,22 |
| Saarland | 0,57 | 1,14 | 0,22 |
| Schleswig-Holstein | 0,37 | 0,57 | 0,13 |
| Gesamt | 0,43 | 2,91 | 0,04 |

Tab. 1.3: γ -Dosisleistung im Freien in verschiedenen Regionen Deutschlands (BMI 77)

| Land | γ-Dosisleistung in Wohnungen mSv/a | | |
|---------------------|---------------------------------------|---------|---------|
| | Mittel | Maximal | Minimal |
| Baden-Württemberg | 0,57 | 1,34 | 0,11 |
| Bayern | 0,61 | 2,43 | 0,14 |
| Berlin | 0,50 | 1,29 | 0,17 |
| Bremen | 0,38 | 0,65 | 0,18 |
| Hamburg | 0,40 | 0,77 | 0,21 |
| Hessen | 0,65 | 1,44 | 0,24 |
| Niedersachsen | 0,47 | 1,22 | 0,12 |
| Nordrhein-Westfalen | 0,55 | 1,54 | 0,14 |
| Rheinland-Pfalz | 0,74 | 1,80 | 0,23 |
| Saarland | 0,87 | 1,58 | 0,28 |
| Schleswig-Holstein | 0,43 | 1,24 | 0,19 |
| Gesamt | 0,57 | 2,43 | 0,11 |

Tab. 1.4: γ-Dosisleistung in Wohnhäusern in verschiedenen Regionen Deutschlands (BMI 77)

Die Abb. 1.4. macht deutlich, daß in einigen Regionen durch gezielte Umweltschutzmaßnahmen eine gezielte Einflußnahme auf die Höhe der Strahlenexposition erforderlich ist. Geht man davon aus, daß bei hohen Radonkonzentration in der Mehrzahl der Fälle der Bauuntergrund die Hauptquellstärke liefert, so kommt dem Aufspüren von "Altlasten" im Boden eine zentrale Bedeutung zu. Dies gilt präventiv besonders dann, wenn neue Baugebiete erschlossen werden sollen. Weitere Maßnahmen können bei Neubauten im Einzelfall die geologische und mineralogische Beurteilung des Bauuntergrundes vor Baubeginn, die Beurteilung und die Selektion von Baustoffen und eine speziell auf die Verhinderung des Eindringens von Radon mit der Bodenluft in das Haus gerichtete Bauweise sein. Auch Sanierungsmaßnahmen bestehender Häuser bieten die Möglichkeit zur Reduzierung der Radonkonzentration. In Frage kommen spezielle Abdichtmaßnahmen des Gebäudes gegenüber dem Erdreich, gezielte Be- und Entlüftungsmaßnahmen im Kellerbereich und eine Kosten-Nutzen-Analyse von den Luftaustausch nach außen mindernden Energiesparmaßnahmen.

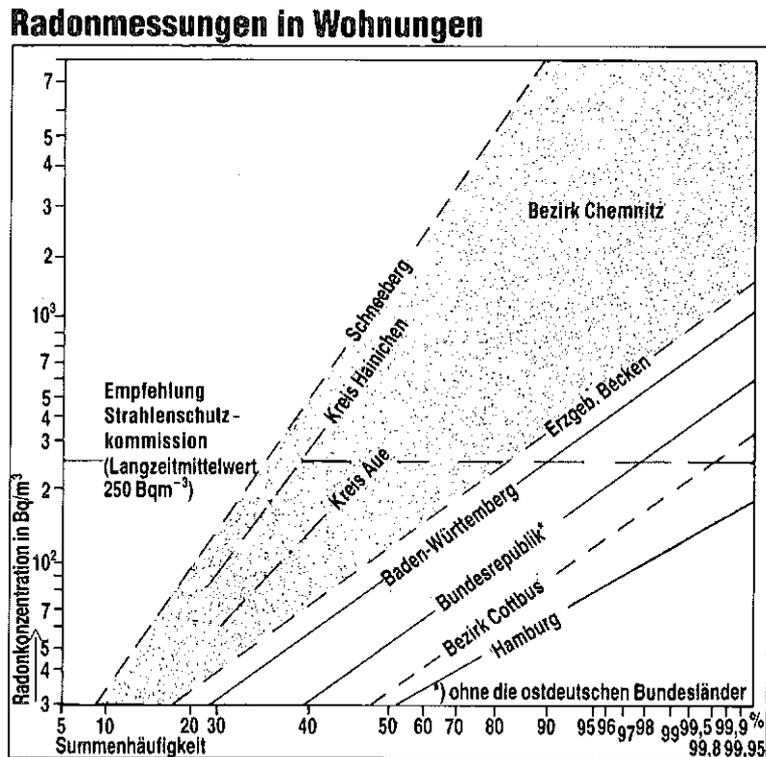


Abb. 1.4: Radonkonzentration in Wohnhäusern in verschiedenen Regionen Deutschlands

1.1.2 (Radio-) Ökologische Bedeutung von Abraumhalden aus der Gewinnung und Aufarbeitung von Uranerz

Obwohl Uranerz gezielt erst vergleichsweise spät zur Farbenherstellung gewonnen wurde, wurden bereits durch den Kobalt- und Silberbergbau Abraumgesteine mit teilweise hohen Anteilen an Pechblende und anderen (radioaktiven) Mineralien gefördert und als Halden in der Nähe der Gruben deponiert. Beginnend mit dem mittelalterlichen Bergbau wurden zunehmend günstigere Bedingungen hierfür geschaffen. Man schätzt heute allein auf einer ca. 1200 km² großen Fläche in Thüringen und Sachsen die Anzahl der Halden auf mehr als 3000, davon ca. 800 bis 1000 aus dem Uranbergbau. Allein zur Uranerzförderung wurden bis heute in diesem Gebiet ca. 400 Schächte niedergebracht. Die größten mit radioaktiven Mineralien kontaminierten Halden umfassen Hunderte von Millionen Kubikmeter. Konzentrationen an Uran und seinen Zerfallsprodukten können an diesen Standorten teilweise erheblich höher sein als der natürliche Untergrund. Der Kirchberger Granit enthält allein bis zu 200 Bq/kg ²²⁶Ra. Während die Mehrzahl der Halden des Uranbergbaus durch Sortiervorgänge hinsichtlich der Radioaktivitätskonzentration als homogen gelten kann, gilt diese Aussage nicht für Halden aus dem "alten" Bergbau. Durch die vergleichsweise erheblich höhere Aktivitätskonzentration bei gleichzeitig vorhandenem Inventar an chemischen Rückständen

unterscheiden sich Halden, die aus der Erzaufbereitung stammen, recht deutlich von Bergbauhalden. Die Quellstärken für die Exhalation von ^{222}Rn aus Haldenmaterialien liegen im Mittel bei ca. $1 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$ pro $1 \text{ Bq}\cdot\text{g}^{-1}$ ^{226}Ra (Sc 85).

Die Ergebnisse der meßtechnischen Erfassung der langfristigen Radonausbreitung aus Großquellen zeigen, daß in Abhängigkeit von meteorologischen Parametern und von den orographischen Verhältnissen die Radonkonzentration in Luft häufig schon nach einigen hundert Metern vom in den betroffenen Gebieten geologisch bedingt an sich schon erhöhten natürlichen Untergrund nicht mehr zu unterscheiden ist (Ur 91a).

Die Strahlenexposition durch die Inhalation von Radon und seinen kurzlebigen Zerfallsprodukten nimmt hinsichtlich des Ausmaßes eine Sonderstellung ein. Bis vor wenigen Jahren wurden Halden oder mit Haldenmaterial aufgeschüttete Gebiete bebaut und Haldenmaterialien selbst als Baustoffe verwendet. Zahlreiche Gebäude befinden sich zudem über oberflächennahen bergmännischen Auffahrungen, die ihrerseits ein mächtiges Quellpotential für Radon in diesen Häusern darstellen.

Durch die Förderung von Erz für ca. 220000 Tonnen Uran in Sachsen und Thüringen, ohne Rücksicht auf Menschen und Natur, entstanden Altlasten, die weltweit ohne Beispiel sind. Zusätzlich zu den erhöhten äußeren und inneren Strahlenexpositionen kommen Belastungen durch chemische Schadstoffe wie etwa Schwermetalle. Diese gelangen als Bestandteil der Erze oder infolge der Erzverarbeitungsprozesse in die Biosphäre und können somit an den Altlastenstandorten ebenfalls in erhöhter Konzentration vorliegen.

Weitere mögliche Expositionen neben der Inhalation von Radon und dessen kurzlebigen Zerfallsprodukten hängen vom Standort und seiner Art der Nutzung ab. Die landwirtschaftliche Nutzung der kontaminierten Gebiete führt durch den Verzehr von möglicherweise kontaminierten Lebensmitteln zu einer höheren Belastung als eine rein industrielle Nutzung.

Radioökologisch zu betrachten sind die langlebigen Zerfallsprodukte der Uran-Zerfallsreihe: ^{238}U (4,5·10⁹a), ^{234}U (2,5·10⁵a), ^{234}Th (24d), ^{230}Th (8·10⁴a), ^{226}Ra (1600a), ^{210}Pb (22a), ^{210}Bi (5d) und ^{210}Po (138d) und begleitende toxische Elemente, vor allem Schwermetalle, Silber, Kobalt, Nickel und Wismut über unterschiedliche Expositionspfade wie Luft (Resuspension), Grundwasser, Oberflächenwasser und Nahrungsmittel.

Radiologische Bedeutung haben wegen ihrer vergleichsweise hohen Radiotoxizität die α -strahlenden Radionuklide ^{210}Pb , ^{210}Po und ^{226}Ra . Einen Überblick über

die vorhandenen Konzentrationsbereiche für ^{226}Ra in Halden des Uranerzbergbaus gibt Tab. 1.5. Einige Halden weisen ^{226}Ra -Konzentrationen von 10 kBq/kg auf. Kontaminationen des Grundwassers haben im Maximum 1,2 mg/l ^{238}U und 1,3 kBq/l Radium (^{224}Ra und ^{226}Ra) ergeben (BMU 92).

| 226Ra-Gehalt (Bq/kg) | | Häufigkeit der Halden (%) |
|-------------------------|----------|--|
| < | 200 | 7 |
| 200 | ... 700 | 70 |
| 700 | ... 1000 | 15 |
| 1000 | ... 1000 | 7 |
| > | 1500 | (einzelne, im wesentlichen bekannt) |

Tab. 1.5: Radiumkonzentration in Halden des Uranbergbaus in Sachsen und Thüringen

Vergleichswerte von nahegelegenen unbelasteten Flächen für die einzelnen Schadstoffe natürlichen und anthropogenen Ursprungs ermöglichen eine ursachenbezogene Bewertung des Standortes. Radioökologische Untersuchungen im Schwarzwald ergaben Konzentrationen für ^{226}Ra im Boden von 20-40 Bq/kg. Bei ungestörten Böden stand $^{210}\text{Pb}/^{210}\text{Po}$ in erster Näherung im radioaktiven Gleichgewicht zum Radium. Die Radiumkonzentration in Oberflächengewässern ist $< 10 \text{ Bq/m}^3$, die ^{238}U -Konzentration $< 10 \mu\text{g/l}$ (Sc 82).

Vor dem Hintergrund eines begrenzten erreichbaren „Sicherheitsgewinns“ und begrenzter Mittel muß nicht jede dieser Altlasten saniert werden. Hauptgütekriterium für die Entscheidung über eine Sanierung ist die Begrenzung der Strahlenexposition auf der Basis von ortsspezifisch ermittelten Konzentrationen radioaktiver Stoffe und chemischer Schadstoffe in Luft, Wasser, Gesteinen und Böden sowie in Pflanzen und Tieren. Sichere Ausgangsdaten für alle relevanten Ökopfade sind erforderlich, um gesundheitliche Risiken und wirtschaftliche Schäden aus einer eventuellen Nutzung kontaminierter Gebiete zu vermeiden.

Eine Sanierungsmöglichkeit liegt im Austausch von hoch kontaminierten Böden. Diese Böden müssen, sofern eine Dekontamination oder eine geochemische Fixierung der Radionuklide und der toxischen Metalle nicht möglich ist, sicher deponiert werden. Weniger stark kontaminierte Gebiete können durch Abdeckung mit nicht kontaminierten Materialien eingeschlossen werden. Dadurch wird die Freisetzung zum Beispiel von Radon in die Umgebungsluft ebenso vermindert wie

Resuspensionsprozesse und die äußere Strahlenexposition. Eine Tonschicht kann das Eindringen von Regenwasser in die Halde und damit auch ein Auswaschen von löslichen (radioaktiven) Stoffen in das Grundwasser vermindern.

1.1.3 Strahlenexposition der Bevölkerung in Deutschland aus natürlichen Quellen

Eine Zusammenfassung der mittleren Strahlenexposition der Bevölkerung aus natürlichen Quellen enthält Tab. 1.6. Die natürliche Strahlenexposition von außen bestehend aus der kosmischen und terrestrischen Komponente trägt mit ca. einem Drittel zur Gesamtexposition bei. Die verbleibenden zwei Drittel sind auf die Bestrahlung von innen zurückzuführen. Der größte Beitrag mit 1.2 mSv/a wird durch die Inhalation von Radon und dessen kurzlebigen Zerfallsprodukten in Häusern verursacht. Diese Strahlenschutzproblematik wurde erst Anfang der 80iger Jahre aufgegriffen, wie die erste ICRP-Empfehlung zur Begrenzung der Radonexposition in Häusern belegt (ICRP 39), der sich 1989 auch die deutsche Strahlenschutzkommission angeschlossen hat. Gesetzliche Regelungen zu diesem Themenkomplex gibt es in Deutschland im Gegensatz zu einigen anderen Staaten derzeit keine.

| Komponente, Radionuklid | Effektive Äquivalentdosis mSv pro Jahr |
|--|--|
| EXTERNE STRAHLENEXPOSITION | |
| Kosmische Strahlung - ionisierende Teilchen - Neutronenkomponente | 0,30 0,05 |
| Terrestrische γ -Strahlung - Kalium-40 - Uran-Zerfallsreihe - Thorium-Zerfallsreihe | 0,15 0,11 0,16 |
| INTERNE STRAHLENEXPOSITION INFOLGE INGESTION (Aktivitätszufuhr mit Nahrung und Wasser) | |
| Kosmogene Radionuklide (H-3, Be-7, C-14, Na-22) | 0,015 |
| Kalium-40 Rubidium-87 | 0,18 0,006 |
| Uran-Zerfallsreihe - Uran-238 bis Th-230 - Radium-226 - Blei-210 - Polonium-210 | 0,012 0,008 0,06 0,02 |
| Thorium-Zerfallsreihe - Thorium-232 - Radium-228 bis Ra-224 | 0,003 0,013 |
| INTERNE STRAHLENEXPOSITION INFOLGE INHALATION (ca. 80 % beim Aufenthalt in Häusern) | |
| Radon-222 + kurzlebige Zerfallsprodukte Blei-210 bis Polonium-210 Radon-220 (Thoron) + kurzlebige Zerfallsprodukte | 1,1 0,04 0,15 |
| Natürliche Exposition, insgesamt ca. - davon Beitrag durch Häuser ca. | 2,4 1,2 |

Tab. 1.6: Mittlere effektive Äquivalentdosis der Bevölkerung in Deutschland durch natürliche Quellen (BMU 92)

1.1.4 Emissionen und Immissionen aus kerntechnischen Anlagen

Ende 1991 waren in der Bundesrepublik Deutschland 20 Kernkraftwerke mit einer Bruttoleistung von 22 425 MWe, 9 Forschungsreaktoren mit einer thermischen Leistung von insgesamt 54 MW sowie 6 Kernbrennstoff verarbeitende Anlagen in Betrieb (At 92). Alle kerntechnischen Anlagen geben radioaktive Stoffe in die Umwelt ab.

Der nukleare Brennstoffkreislauf umfaßt mehrere Stufen: Gewinnung und Aufbereitung von Uranerzen, Isotopenanreicherungsanlagen für ^{235}U , Produktion von Brennelementen, Erzeugung von thermischer/elektrischer Energie in Reaktoren, Wiederaufarbeitung von abgebranntem Kernbrennstoff (für einen Teil der Brennelemente), Rezyklierung und Transport von nuklearen Materialien zwischen den einzelnen Standorten und schließlich die Endlagerung von radioaktiven Abfällen. Der weitaus überwiegende Teil des radioaktiven Materials aus der Energieerzeugung befindet sich derzeit in bestrahltem Brennstoff. Umfangreiche technische Einrichtungen in kerntechnischen Anlagen haben das Ziel, Emissionen über Abluft oder Abwasser soweit wie möglich zu vermeiden. Wie bei allen technischen Systemen ist der Rückhaltegrad auch bei mehreren gestaffelten Barrieren, die jeweils die Radionuklide enthaltenden Systeme dicht umschließen, endlich.

Geringe Mengen radioaktiver Stoffe werden ständig mit Ableitungen aus Anlagen der einzelnen Schritte des Kernbrennstoffkreislaufes in die Umwelt freigesetzt. Größtenteils sind diese Ableitungen wegen ihrer geringen Halbwertszeit oder ihrer begrenzten Mobilität in der Umwelt nur lokal, in unmittelbarer Umgebung der jeweiligen Anlage, von Bedeutung. Einige Radionuklide sind wegen ihrer langen Halbwertszeit und ihrer hohen Mobilität in der Umwelt in der Lage, einen globalen Beitrag zur Strahlenexposition des Menschen zu leisten.

Es gibt kein Genehmigungsverfahren für eine kerntechnische Anlage, in dem nicht bereits die Frage nach möglichen Emissionen und deren Begrenzung eine entscheidende Rolle spielt. Deutsche Strahlenschutznormen gehen davon aus, daß die der mittleren Schwankungsbreite der natürlichen Strahlung entsprechende Exposition (0,3 mSv/a) ohne Einschränkung der Lebensgewohnheiten auch für die Bevölkerungsgruppe am ungünstigsten Beaufschlagungspunkt kerntechnischer Emissionen nicht überschritten werden darf ("sog. 30 mrem - Konzept"). Betreiberunabhängige radioökologische Begutachtung schon vor der Inbetriebnahme sowie eine prognostisch und diagnostisch durchgeführte Emissions- und Immissionsüberwachung tragen zum Erreichen dieses Zieles bei.

Für jede kerntechnische Anlage werden im atomrechtlichen Genehmigungsverfahren jährliche Emissionsraten sowie Grenzwerte für kurzzeitige Abgaben radioaktiver Stoffe festgelegt. Die Einhaltung dieser Grenzwerte wird durch ein umfangreiches Überwachungsprogramm durch den Betreiber und die Kontrolle dieser Maßnahmen durch unabhängige Sachverständige überprüft. Bestandteil dieses Programms ist u. a. die kontinuierliche Messung der Konzentrationen der Edelgasisotope von Krypton und Xenon, von radioaktiven Aerosolen, Verbindungen von ^{14}C und ^3H sowie von Iodisotopen in der Abluft im Kamin. Die Ergebnisse sind zu bilanzieren und zu dokumentieren. Abb. 1.5 gibt einen Überblick über die Abgabe radioaktiver Stoffe mit der Abluft aus Kernkraftwerken in den alten Bundesländern, bezogen auf die jeweilige Stromproduktion (BMU 92).

Eine analoge Vorgehensweise gilt für das Abwasser. Auch hier ist der Gehalt an radioaktiven Stoffen vor der Abgabe des Wassers in den Vorfluter zu messen und erst beim Unterschreiten der jeweiligen Grenzwerte eine Freigabe zur Ableitung zu erteilen. Werden die geforderten Konzentrationen im Abwasser überschritten, muß eine Vorbehandlung des Wassers zur Einhaltung der Grenzwerte erfolgen. Dabei ist eine Verdünnung ausgeschlossen. Abgaben mit dem Abwasser sind zu bilanzieren und zu dokumentieren. Abb. 1.6 gibt einen Überblick über die Abgabe radioaktiver Stoffe mit dem Abwasser aus Kernkraftwerken in den alten Bundesländern, bezogen auf die jeweilige Stromproduktion.

Die Konzentrationen radioaktiver Stoffe in den Ableitungen aus kerntechnischen Anlagen sind gering. Es ist meßtechnisch de facto nicht möglich, deren Aufnahme in den Körper bei der Umgebungsbevölkerung zu erfassen. Aus diesem Grund werden Modelle über das Verhalten der relevanten Radionuklide in der Umwelt, speziell in der Nahrungsmittelkette, zu Abschätzung der Exposition der Bevölkerung herangezogen. Die erforderlichen Immissionsdaten liefert ein vom Betreiber durchzuführendes Umgebungsüberwachungsprogramm. Die gewonnenen Daten werden von der Überwachungsbehörde überprüft und durch eigene Meßwerte bestätigt.

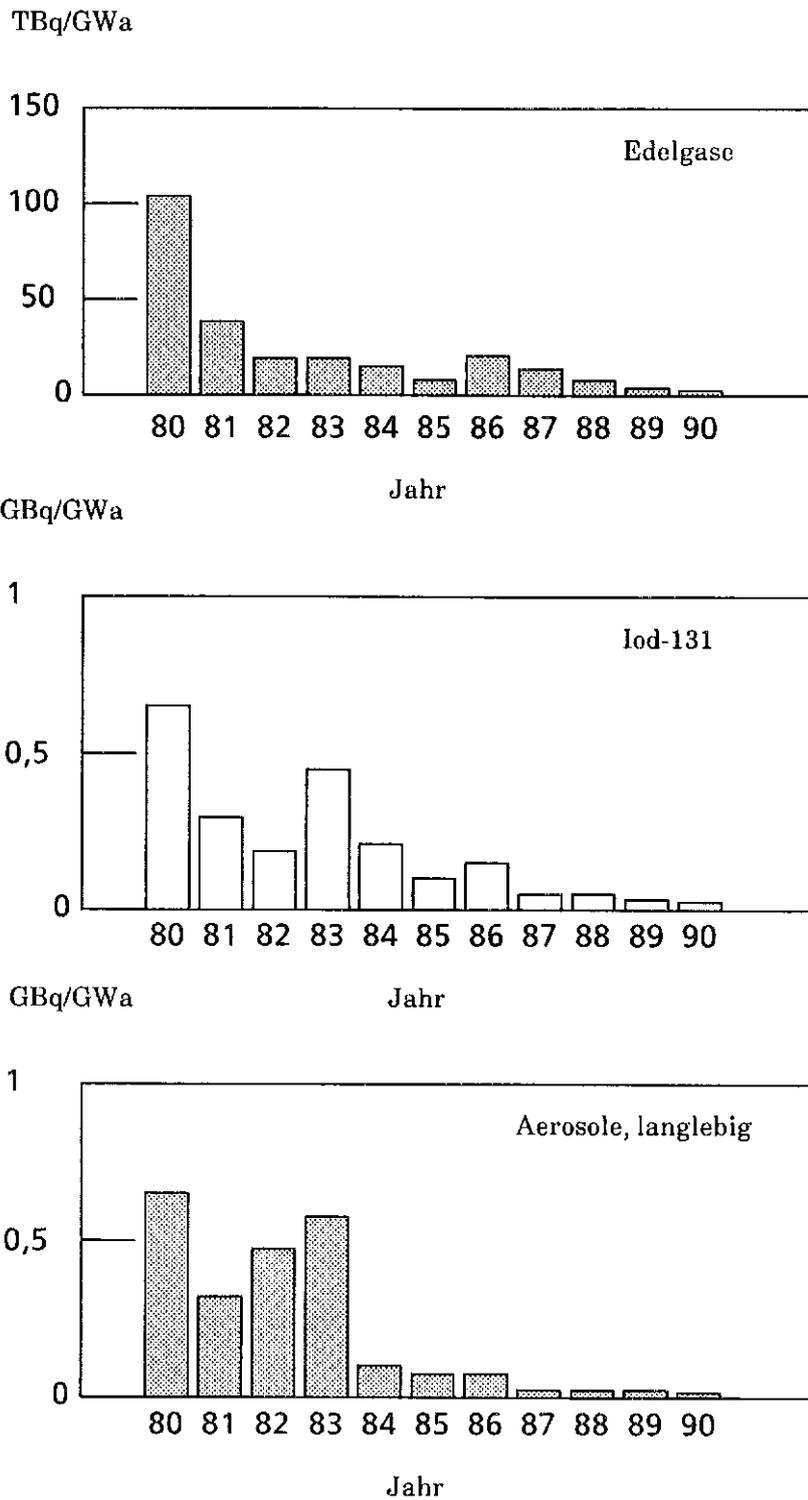


Abb. 1.5: Überblick über die Abgabe radioaktiver Stoffe mit der Abluft aus Kernkraftwerken, bezogen auf die jeweilige Stromproduktion in den alten Bundesländern (Ko 91a)

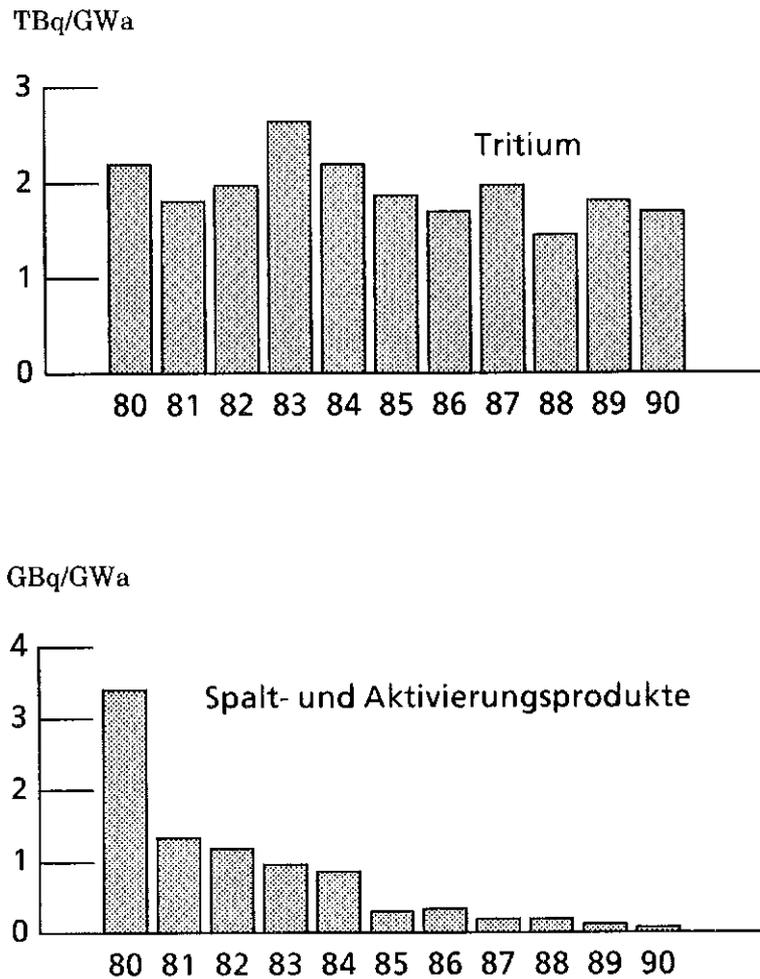


Abb. 1.6: Überblick über die Abgabe radioaktiver Stoffe mit dem Abwasser aus Kernkraftwerken, bezogen auf die jeweilige Stromproduktion (Ko 91a)

Ein Umgebungsüberwachungsprogramm sieht die Erfassung der Konzentrationen von Radionukliden in Luft, in Oberflächen- und Grundwasser, in Sediment, in Niederschlägen, im Boden und in Nahrungsmitteln sowie der externen Dosisleistung und Dosis vor. In Abb. 1.7 ist ein derartiges Überwachungsprogramm für einen fiktiven Standort eines Kernkraftwerkes dargestellt (Wi 91).

Die nach der Verwaltungsvorschrift zu § 45 StrlSchV (konservativ) ermittelte Strahlenexposition durch kerntechnische Anlagen im Bundesgebiet und im benachbarten Ausland lag 1990 bei weniger als 10 $\mu\text{Sv/a}$ (BMU 92). Diese Daten sind zu vergleichen mit denen aus Tab. 1.6, insbesondere der Inhalationsdosis von 1,3 mSv/a durch Radon und Zerfallsprodukte.

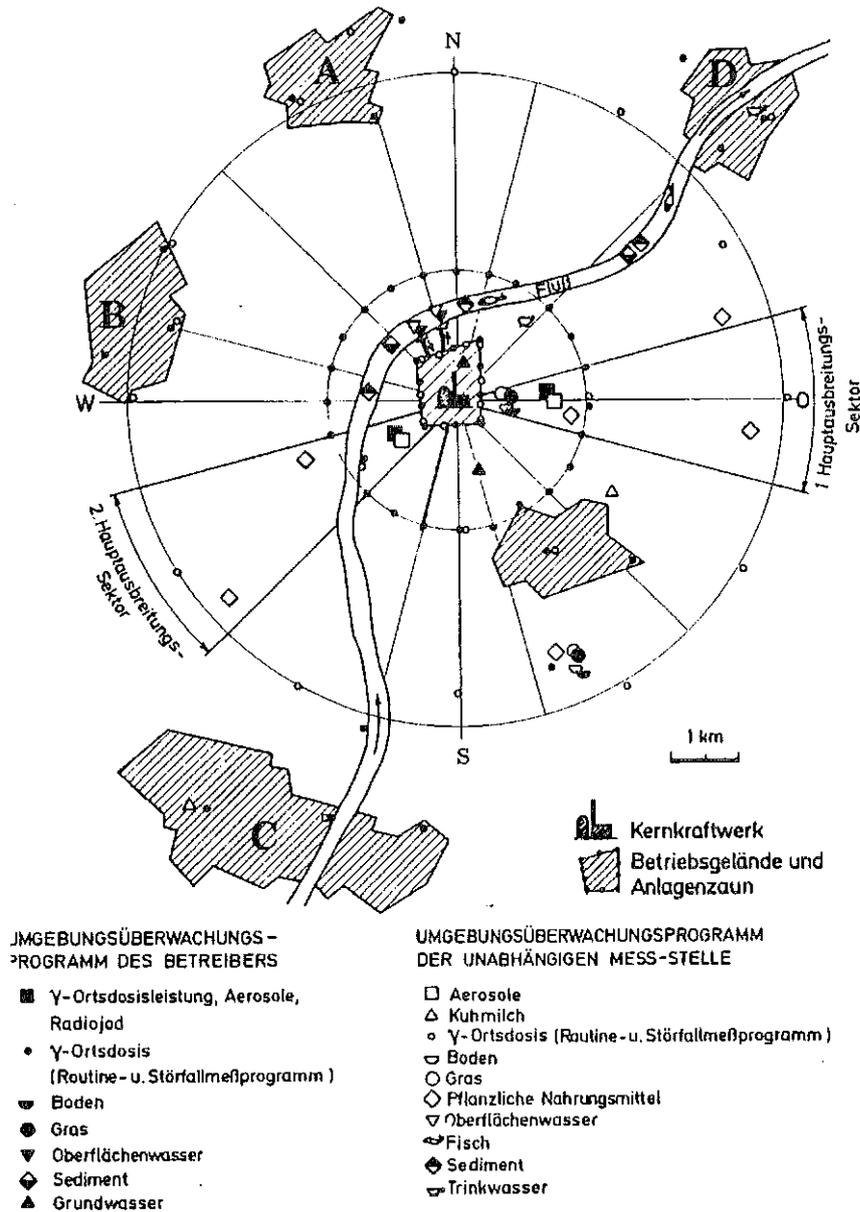


Abb. 1.7: Umgebungsüberwachungsprogramm für einen fiktiven Standort eines Kernkraftwerkes (Wi 91)

1.1.5 Emissionen durch Kernwaffenversuche in der Atmosphäre sowie aufgrund von Unfällen in kerntechnischen Anlagen

Atmosphärische Versuche mit Kernwaffen haben vor allem in den 60iger Jahren zu einer weltweiten Verteilung von Kernbrennstoff sowie Spalt- und Aktivierungsprodukten geführt. Der überwiegende Teil der 423 bis Ende 1980 in der Atmosphäre zur Explosion gebrachten Kernwaffen erfolgte auf der Nordhalbkugel der Erde (UN 88). Dabei entstandene Aerosole wurden über Transportprozesse in der Troposphäre und in der Stratosphäre weltweit verteilt. Die mittlere Verweilzeit für Aerosole beträgt in der Troposphäre ca. 30 Tage, in der Stratosphäre eini-

ge Monate bis Jahre. Nach 1980 fanden keine Kernwaffentests mehr in der Atmosphäre statt.

Die externe Strahlenexposition erfolgt zunächst durch die kurzlebigen Radionuklide ^{95}Zr , ^{95}Nb , ^{103}Ru und ^{140}Ba , danach durch das langlebige ^{137}Cs . Für die interne Strahlenexposition durch Inhalation sind im wesentlichen die Radionuklide ^{106}Ru , ^{144}Ce sowie $^{239/240}\text{Pu}$ verantwortlich. Bei der Aufnahme von Fallout-Nukliden durch Ingestion sind ^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{131}I und ^3H für die Dosis relevant.

Mit der weltweiten Verbreitung kerntechnischer Industrie und einer Vielzahl von Strahlungsquellen in der Industrie und im medizinischen Bereich gibt es auch eine endliche Wahrscheinlichkeit für Unfälle. Es ereigneten sich Kritikalitätsunfälle oder andere industrielle Unfälle mit einer Strahlenexposition von wenigen Arbeitern, Unfälle bei Transporten, dabei sind Satelliten-, Flugzeug- und Unterseebootunfälle einzuschließen, Verlust oder Diebstahl von Quellen und Reaktorunfälle. Reaktorunfälle mit einer meßbaren Strahlenexposition der Bevölkerung waren die von Windscale 1957, Three Mile Island 1979 und Tschernobyl 1986.

In den letzten 10 Jahren ereigneten sich 8 Unfälle mit Strahlenquellen mit Personenschäden (UN 88):

- 1983 in Constituyentes, Argentinien
Kritikalitätsunfall mit einem Toten, Strahlenexposition ca. 5 - 20 Gy durch γ -Strahlung und ca. 15 - 17 Gy durch Neutronen;
- 1983 in Ciudad Juarez, Mexiko
Kontamination von Schrott durch eine ^{60}Co -Quelle, Exposition von ca. 300 - 500 Personen durch Transport, Produktion und Einsatz von kontaminiertem Stahl, keine Todesfälle;
- 1984 in Mohammedia, Marokko
 ^{192}Ir -Bestrahlungsquelle wird von Passanten gefunden und mit nach Hause genommen, Tod von 8 Personen durch Expositionen von 8 - 25 Gy;
- 1986 in Texas, USA
Unfall an Linearbeschleuniger, 2 Tote durch Überexposition;
- 1986 in Tschernobyl, UdSSR
Größter Reaktorunfall bisher, 145 Personen mit akuter Strahlenkrankheit mit 28 Todesfällen, Evakuierung der lokalen Bevölkerung, Kontamination von weiten Gebieten in der westlichen UdSSR und in Europa;
- 1987 in Goiania, Brasilien
 ^{137}Cs -Bestrahlungsquelle wird in einem Wohnhaus geöffnet, 240 Personen

werden kontaminiert, 54 mit akuten Strahlenkrankheitssymptomen in Kliniken, 4 Todesfälle durch Überexposition, lokale Kontaminationen in Wohngebiet;

- 1989 in San Salvador

Eine ^{60}Co -Quelle zur Sterilisation von medizinischen Geräten bleibt in Bestrahlungsposition stecken, 3 Personen Bedienungspersonal versuchen manuell den Fehler im Bestrahlungsraum unter Umgehung aller Sicherheitssysteme zu beseitigen, alle 3 Personen mit akuten Strahlenkrankheitssymptomen behandelt, 1 Todesfall durch Überexposition (IAEA 90).

Der Unfall mit den größten radioaktiven Kontaminationen weiter Teile Europas und der nördlichen Hemisphäre war der Reaktorunfall von Tschernobyl. Begünstigt durch den Graphitbrand erfolgte die Freisetzung von ca. $2 \cdot 10^{18}$ Bq an radioaktiven Spaltprodukten ohne die Edelgase aus dem Unfallreaktor bis in Höhen von ca. 1500m und darüber. "Günstige" Wetterbedingungen sorgten für eine Verteilung der radioaktiven Aerosole über weite Strecken. Lokale Niederschlagsgebiete sorgten für erhebliche Bodenkontaminationen durch Washout vor allem an ^{131}I , ^{134}Cs und ^{137}Cs . Tab. 1.7 gibt einen Überblick über die Freisetzungen aus dem Tschernobyl-Reaktor, den Unfällen von Windscale und Three Miles Island sowie dem Kernwaffenfallout.

| Nuklid | Freigesetzte Aktivität in 10^{15} Bq | | | |
|-------------------|--|--------|-------------|-------------------|
| | Reaktorunfälle | | | Kernwaffentests |
| | Windscale | TMI | Tschernobyl | |
| ^{90}Sr | 0,0002 | - | 8 | 660 |
| ^{131}I | 0,15 | 0,0001 | 260 | 1·10 ⁶ |
| ^{134}Cs | 0,01 | - | 20 | 1 |
| ^{137}Cs | 0,02 | - | 40 | 1300 |
| Edelgase | 3500 | 35 | 1700 | 2·10 ⁶ |

Tab. 1.7: Aktivitätsfreisetzungen bei Reaktorunfällen und im Kernwaffenfallout (Ko 91b)

Die Dosisleistungen in der näheren Umgebung (einige km) um den Reaktor war anfangs > 1 mSv/h. Heute werden die mit Cäsium kontaminierten Gebiete in der Ukraine, in Weißrußland und in der russischen Föderation in drei Klassen je nach Ausmaß der Kontamination, $0.4 - 0.5$ MBq/m², $0.5 - 1.5$ MBq/m² und > 1.5 MBq/m² eingeteilt. Betroffen sind in der Ukraine ca 1000 km² > 0.5 MBq/m², in

Rußland ca. 2000 km² und in Weißrußland ca. 7000 km². Von den Behörden wurden 350 mSv Lebenszeitexposition als Umsiedlungskriterium festgelegt (vgl. 1.3). Es wird erwartet, daß damit noch einige 10000 Menschen umgesiedelt werden müssen. Entscheidend für das Ausmaß der Kontaminationen in Europa waren jeweils die lokalen Wetterbedingungen. In Deutschland führten lokale Niederschlagsgebiete zu vergleichsweise erhöhten Kontaminationen. Betroffen davon waren vor allem das Voralpenland mit Caesiumkontaminationen bis zu 45 kBq/m². Im Oberrheingraben betrugen die Kontaminationen ca. 800 bis 1000 Bq/m². Diese Werte sind zu vergleichen mit dem Waffenfallout von im bundesdeutschen Mittel 5 kBq/m². Die maximale Strontium - Kontamination war geringer als 10% des Waffenfallouts und spielt damit keine Rolle (IAEA 91).

Die Aufnahme von Cäsium in den Körper kann einfach γ -spektrometrisch in sogenannten Ganzkörperzählern nachgewiesen werden. Am Kernforschungszentrum Karlsruhe gibt es seit Anfang der 60iger Jahre Meßwerte der Körperkonzentrationen einer Referenzgruppe. Anhand der seit dieser Zeit monatlich gewonnenen Daten läßt sich direkt die Aufnahme von Kernwaffen-Caesium in den Körper mit seinem Maximum unmittelbar nach dem Maximum des Fallouts und seiner Abnahme nach Einstellung der Kernwaffenversuche in der Atmosphäre verfolgen (Abb. 1.8).

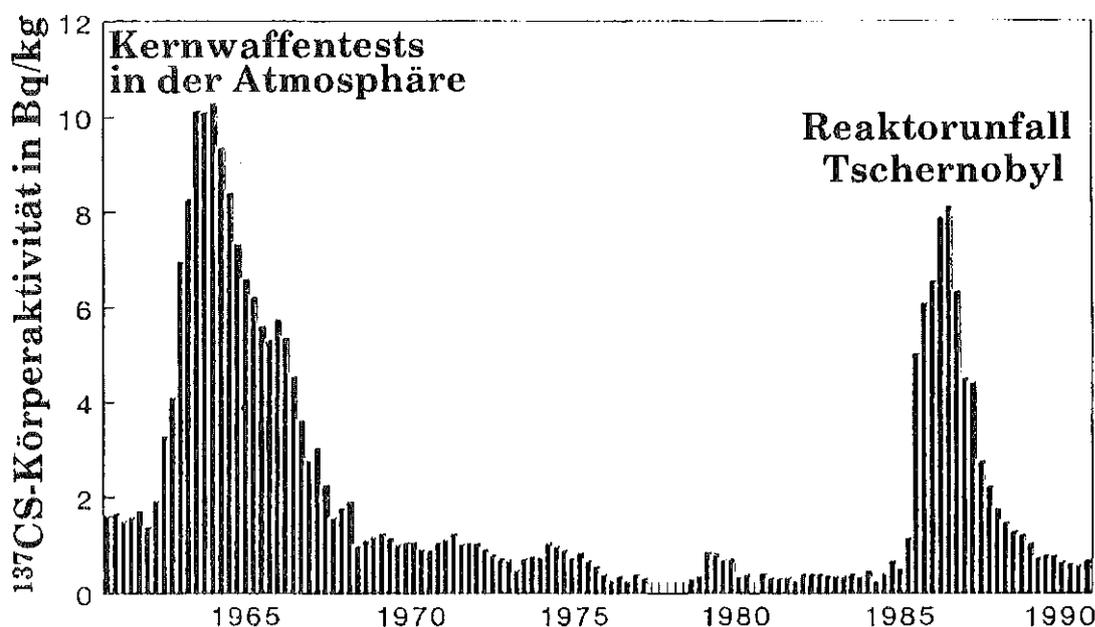


Abb. 1.8: ¹³⁷Cs im Menschen / Karlsruher Referenzgruppe

Die Zunahme der Körperkonzentration 1986/87 ist auf die Kontaminationen in Nahrungsmitteln durch den Reaktorunfall von Tschernobyl zurückzuführen.

Caesium wird aus der Nahrung gut resorbiert und im Körper entsprechend seiner physiologischen Eigenschaften als Alkalimetall homogen verteilt. Dadurch ist auch die Strahlenexposition im Körper durch dieses Caesium vergleichbar mit der durch ⁴⁰K. Im Gegensatz zu Kalium, dessen Körperkonzentration physiologisch bedingt annähernd konstant gehalten wird, wird Caesium mit einer effektiven Halbwertszeit von 70 bis 100 Tagen bei Erwachsenen und ca. 20 Tagen bei Kindern wieder aus dem Körper ausgeschieden.

Aufgrund der lokalen Kontaminationsunterschiede ergeben sich unterschiedliche Körperkonzentrationen. Das Maximum im Karlsruher Raum hatte 1965 11 Bq/kg, 1987 9 Bq/kg betragen (Abb. 1.8), in Bayern nach Tschernobyl bis zu 20 Bq/kg. Es hat sich gezeigt, daß man nicht direkt von der Bodenkontamination auf die Aufnahme in den Körper schließen kann, dies gilt vor allem dann, wenn Nahrungsmittel nicht ausschließlich aus lokaler Produktion stammen. Diesen Sachverhalt bestätigen auch Messungen in den hochkontaminierten Gebieten der Ukraine und Weißrußlands mit Körperkonzentrationen von 5-20 Bq/kg ¹³⁷Cs.

Insgesamt hat die mittlere, externe und interne Strahlenexposition der Bevölkerung durch Radionuklide aus dem Kernwaffenfallout im Jahre 1989 jeweils weniger als 0,01mSv betragen. Kontaminationen aufgrund des Reaktorunfalls trugen 1989 im Mittel durch Bestrahlung von außen mit ca. 0,02 mSv, durch Ingestion mit ca. 0,01 mSv zur Strahlenbelastung bei. Insgesamt ist die Dosis für Männer höher als für Frauen und für Kinder, es gibt deutliche regionale Unterschiede (Tab. 1.8) (BMU 91).

| | München | Karlsruhe | Homburg/Saar | Frankfurt | Berlin | Hamburg | Köln | Düsseldorf | Mainz |
|------------------------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------|--------|-----------------|------|------------|-------|
| Männer | 12 | 6 | 6 ^{a)} | 6 | 7 | 6 ^{a)} | 5 | 5 | 7 |
| Frauen | 5 | 4 | 4 ^{a)} | 4 | 4 | 4 | 3 | 3 | 5 |
| Kinder und Jugendliche | 6 ^{a)} | 4 ^{a)} | - | 5 | - | - | - | - | - |

a) = für das ganze Jahr hochgerechnet

Tab. 1.8: Mittlere effektive Dosis in μ Sv im Jahre 1989 durch in den Körper aufgenommenes ¹³⁴Cs und ¹³⁷Cs als Folge des Reaktorunfalls in Tschernobyl (BMU 91)

1.2 Strahlenschutz als Teil des Arbeitsschutzes

Strahlenschutz als Teil des Arbeitsschutzes hat seinen Ursprung bereits in den 20iger Jahren, zu einer Zeit als nachweisbar mehr als 100 Radiologen an den Folgen von Strahlenschäden durch Röntgenstrahlung gestorben waren. Auf dem zweiten internationalen Kongress für Radiologen wurde 1928 als Konsequenz ein Komitee gegründet, das Strahlenschutzempfehlungen erarbeiten sollte. Die erste Empfehlung war: beim Umgang mit Röntgenstrahlen und Radiumpräparaten eine maximale Arbeitszeit von 7 Stunden täglich, an maximal 5 Tagen in der Woche in einem mindestens 25 m² großen Raum mit einer Mindesthöhe von 3,5 m, einer maximalen Raumtemperatur von 18 °C und einer minimalen Luftaustauschrate von 10 h⁻¹. Aus diesem Komitee ging die International Commission on Radiological Protection (ICRP) hervor (Ta 58). Die ICRP hat in Folge eine Reihe von jeweils dem Stand von Wissenschaft und Technik entsprechenden Grundsatzempfehlungen zum Schutz vor ionisierender Strahlung verabschiedet, die international richtungsweisend sind.

Prinzipiell können unterschiedliche Ursachen zu einer Strahlenexposition während der Berufstätigkeit führen. Zum einen ist dies der Umgang mit radioaktiven Quellen, Beschleunigern oder offenen Radionukliden in Bereichen der Industrie oder Medizin. Zum anderen sind Arbeitsplätze denkbar, wie zum Beispiel im Bergbau oder bei Fluglinien, wo eine erhöhte natürliche Strahlung zu einer merklichen Exposition führen kann. Eine Begrenzung möglicher Strahlenexpositionen am Arbeitsplatz ist Aufgabe des Strahlenschutzes im Rahmen des Arbeitsschutzes. Je nach Art und Ursache der Strahlenexposition steht ein vielfältiges technisches und administrativ steuerndes Instrumentarium zur Dosisbegrenzung zur Verfügung oder mögliche Maßnahmen sind auf die Einschränkung der Arbeitszeit begrenzt, wie zum Beispiel beim fliegenden Personal.

1.2.1 Beruflich strahlenexponierte Personen

Wenn eine Strahlenexposition am Arbeitsplatz von mehr als zur Zeit 5 mSv/a nicht ausgeschlossen werden kann, sehen nationale und internationale Normen vor, die jeweilige tatsächliche Dosis unter bestimmten Grenzwerten zu halten und den betroffenen Personenkreis als "beruflich strahlenexponierte Personen" besonderen physikalischen und medizinischen Überwachungs- bzw. Vorsorgemaßnahmen zu unterziehen.

Im Jahre 1989 waren in Deutschland insgesamt ca. 306 000 Personen als "beruflich strahlenexponiert" in der Überwachung durch die nach Landesrecht zustän-

digen amtlichen Personendosismeßstellen (Abb. 1.9, BMU 91). Diese Überwachung geschieht in der Regel mit amtlich zugelassenen Personendosimetern, die von den jeweiligen Meßstellen zu beziehen sind und nach der Nutzung dort ausgewertet werden. Je nach Art der zu erwartenden Strahlenexposition werden unterschiedliche Verfahren eingesetzt. Am weitesten verbreitet sind Filmdosimeter, aber auch Thermolumineszenz- und Radiophotolumineszenzverfahren. Bei gemischten Photonen- und Neutronenfeldern werden spezielle Neutronendosimeter eingesetzt. Diese Dosimeter ermöglichen, wenn wie vorgeschrieben eingesetzt, eine Aussage über die tatsächliche, individuelle Dosis. Dabei wird in der Regel der vom Dosimeter für den Rumpf angezeigte Wert nicht identisch mit der tatsächlichen effektiven Äquivalentdosis sein. Bei besonderen Strahlenexpositionen zum Beispiel im medizinischen Bereich beim Hantieren im Röntgenstrahl kann der zusätzliche Einsatz von einem oder mehreren Teilkörperdosimetern, d.h. hier von Fingerringdosimetern erforderlich werden, um die Dosis der Hände abzuschätzen.

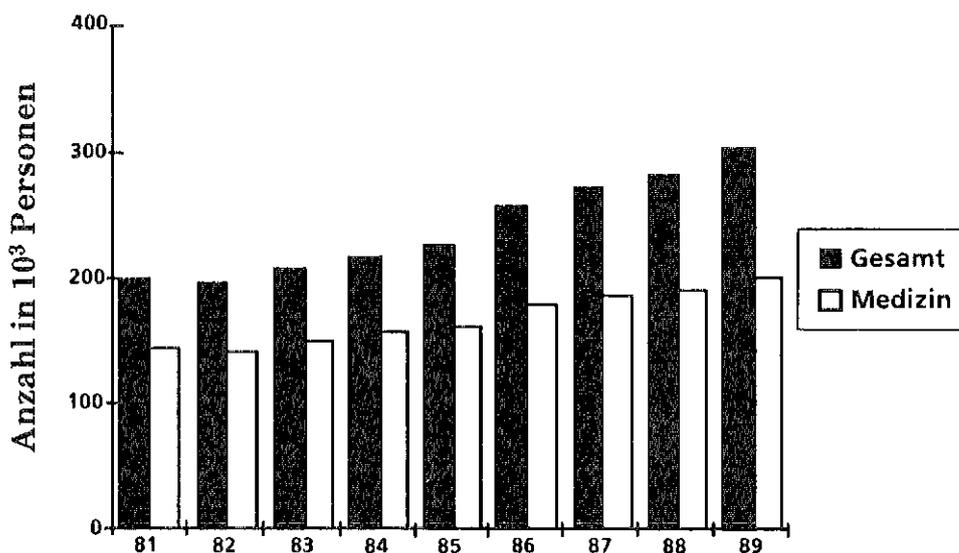


Abb. 1.9: Anzahl der durch Amtliche Meßstellen überwachten beruflich strahlenexponierten Personen (BMU 91)

Bei Personen, die mit offenen radioaktiven Stoffen umgehen und bei denen eine Aufnahme in den Körper nicht ausgeschlossen werden kann, sind spezielle Inkorporationsüberwachungsmaßnahmen erforderlich. 1990 betrug deren Anteil am gesamten überwachten Personenkreis deutlich weniger als 10%. Bei ca. 1% dieser Personen wurde eine Aufnahme von mehr als 5% der nach der Strahlenschutzverordnung zulässigen Jahresaktivitätszufuhr festgestellt. Der Anteil an der Gesamtexposition beruflich strahlenexponierter Personen ist damit gering.

Von allen beruflich strahlenexponierten Personen arbeiten ca. 2/3 im medizinischen Bereich. Neben Personen aus dem Kernbrennstoffkreislauf gibt es auch in weiten Bereichen der Industrie wie bei der Materialprüfung oder in der Meßtechnik Personen, die mit ionisierender Strahlung umgehen. In der Mehrzahl aller Fälle sind Photonen dosisbestimmend, Neutronen und β -Strahlen sind bis auf Ausnahmen von untergeordneter Bedeutung (BMU 92).

Die mittlere Jahresdosis aller Überwachten betrug 1990 0,3 mSv. Dies ist vor dem Hintergrund zu sehen, daß ca. 85% aller Überwachten, im medizinischen Bereich ca. 90%, sonst 70%, keine Dosisbeiträge oberhalb der unteren Meßbereichsgrenze von 0,2 mSv aufweisen. In diesen Fällen werden die Personendosen von den Meßstellen als Null interpretiert. Bei allen Personen mit Dosisbeiträgen größer Null ergibt sich eine ausgeprägte Häufigkeit im Bereich kleiner Dosen. Die mittlere Dosis ohne Berücksichtigung der Personen mit der Dosis Null beträgt 1990 ca. 1,7 mSv, die Kollektivdosis aller beruflich strahlenexponierter Personen 107 Sv. Abb. 1.10 gibt einen Überblick auf die Beiträge einzelner Tätigkeitszweige zu dieser Kollektivdosis. Die auffallende Verringerung der Kollektivdosis ab 1984 wird auf die Beendigung besonderer Umrüst- und Prüfmaßnahmen bei Kernkraftwerken in den Jahren 1979 - 1983 sowie weitere Optimierungsfortschritte im Strahlenschutz zurückgeführt (Ki 92, BMU 92).

Die effektive Dosis aus Inkorporationsmeßwerten lag 1990 im Mittel bei 0,19 mSv. Nur bei Personen im Bereich der Herstellung und Anwendung von Jodisotopen konnten Schilddrüsenexpositionen von mehr als 10 % des Dosisgrenzwertes ermittelt werden (BMU 92).

1.2.2 Strahlenexposition an Arbeitsplätzen nicht beruflich strahlenexponierter Personen

Neben den klassischen Bereichen in Industrie und Medizin, an denen mit ionisierender Strahlung umgegangen wird, gibt es Arbeitsplätze, scheinbar im Sinne der Strahlenschutzverordnung ohne Zusammenhang mit irgendeiner Möglichkeit für eine Strahlenexposition für die Beschäftigten. Dennoch kann es an Arbeitsplätzen zum Beispiel untertage, in der Balneologie oder beim fliegenden Personal von Luftverkehrsgesellschaften wie Erhebungsmessungen zeigen, zu Expositionen durch einen erhöhten natürlichen Strahlenpegel kommen, vergleichbar mit denen beruflich strahlenexponierter Personen in Industrie und Medizin.

Kosmische Strahlung nimmt aufgrund der nachlassenden Abschirmwirkung der Erdatmosphäre mit zunehmender Höhe zu. In Abhängigkeit von der geographischen Breite beträgt die kosmische, durch Photonen verursachte Dosisleistung

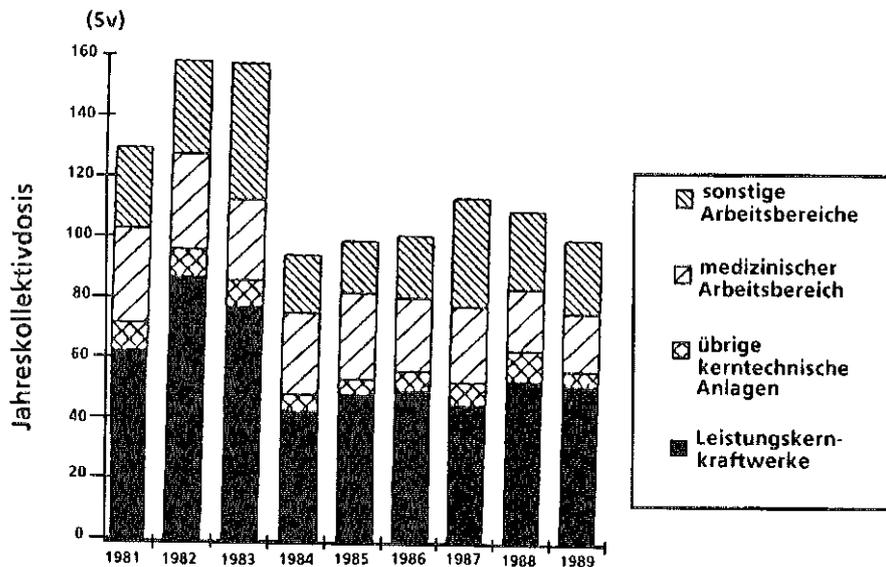


Abb. 1.10: Jahreskollektivdosis in verschiedenen Arbeitsbereichen in den alten Bundesländern (BMU 91)

in 10000 m Höhe 1,6 $\mu\text{Sv/h}$ am Äquator und z. B. 5 $\mu\text{Sv/h}$ bei 50 Grad nördlicher Breite. Je nach Anzahl der Flugstunden, geflogener Flughöhen und Flugrouten kann damit eine beruflich bedingte Strahlenexposition von 5 - 6 mSv/a bei angenommenen 600 Flugstunden verbunden sein. Diese Dosis ist zu vergleichen mit 0.3 mSv/a oder 2,1 mSv/a für beruflich strahlenexponierte Personen in Deutschland, mit und ohne Berücksichtigung der Nulldosen (vgl. 1.2.1.).

Von der Anzahl der betroffenen Personen ist der (Nichturan-) Bergbau der größte Bereich für arbeitsbedingt erhöhte Expositionen aus natürlichen Quellen. An untertägigen Arbeitsplätzen ist je nach örtlichen Gegebenheiten und geologischen Verhältnissen mit einer erhöhten Radonkonzentration zu rechnen. Erhebungsmessungen in Kohlegruben, anderen Bergbaubetrieben, in Schauhöhlen und in Besucherbergwerken haben diese Aussage bestätigt. Kohlegruben haben zur Reduzierung der Methankonzentration i. a. eine gute Bewetterung, was gleichzeitig für eine Reduzierung der Radonkonzentration sorgt. In Steinkohlegruben in Nordrhein-Westfalen wurden mittlere Radonkonzentrationen im Bereich von 500 Bq/m³ gemessen. Maximale Radonkonzentrationen waren in der Größenordnung von 3500 Bq/m³ (Ro 91). Damit beträgt die Strahlenexposition der Lunge der Steinkohlebergarbeiter im Mittel ca. 4 mSv/a, Maximalwerte liegen bei ca. 30 mSv/a.

Bei anderen Bergbaubetrieben hat sich gezeigt, daß bei 40% der Vollschieftbetriebe, das sind Betriebe die voll und nicht nur zeitweise arbeiten, aufgrund der Ra-

donexposition effektive Äquivalentdosen von 5 mSv/a überschritten werden. In Einzelfällen werden 40 mSv/a erreicht (Sc 92). An balneotherapeutischen Arbeitsplätzen haben Erhebungen keine merklich erhöhten Radonkonzentrationen ergeben, so daß i. a. die zu erwartenden Dosisbeiträge gering sind. Davon ausgenommen sind Kureinrichtungen, die explizit Radon als Heilmittel einsetzen. Eine Strahlenschutzüberwachung in diesem Bereich ist seit langem üblich. Höhere Radonkonzentrationen traten ausschließlich im Bereich der Quellfassungen, der Wasseraufbereitungen, in Wasservorratsbehältern und in wenigen älteren Badeabteilungen auf.

1.3 Schutz des Menschen vor ionisierender Strahlung

Primäres Ziel von Strahlenschutzmaßnahmen aller Art ist es, deterministische Schäden durch ionisierende Strahlung zu verhindern. Ionisierende Strahlung ist aber auch ein universell wirkendes Kanzerogen. Strahlung ist in der Lage, in nahezu allen Organen und Geweben kanzerogene Veränderungen hervorzurufen. In den industrialisierten Ländern sterben ca. 20% der Menschen an Krebs. Spontan entstandener Krebs unterscheidet sich in keiner Weise von durch die Einwirkung irgendeiner Noxe entstandenen Tumoren. Dies gilt auch für ionisierende Strahlung. Darin sind die großen Schwierigkeiten begründet, ein strahleninduziertes Krebsrisiko bei sehr kleinen Dosen (einige mSv bis einige 10 mSv pro Jahr) wie zum Beispiel für beruflich strahlenexponierte Personen oder gar die Bevölkerung abzuschätzen. Um einen statistisch gesicherten Nachweis eines erhöhten Brustkrebsrisikos nach einer Bestrahlung mit 100 mGy nachzuweisen, wäre eine epidemiologische Studie an 100 Millionen Frauen erforderlich (La 80). Dies führt dazu, daß Dosis-Wirkungszusammenhänge indirekt aus Daten von Personengruppen, die "höheren" Dosen ausgesetzt waren, oder aus Tier- oder In-vitro-Experimenten ermittelt werden müssen. Dies schließt auch die Beantwortung der Fragen ein nach einem unteren Schwellenwert für die kanzerogene Wirkung ionisierender Strahlung, nach unterschiedlichen Wirkungen von Kurzzeit- oder fraktionierten Bestrahlungen bei gleichem Dosisintegral und viele mehr.

1.3.1 Dosis-Wirkungsbeziehung

Der Beantwortung der Frage nach dem Dosis-Wirkungszusammenhang kommt bei allen Noxen eine zentrale Bedeutung zu. Besteht doch die Gefahr eines unangemessen hohen Aufwands zur Reduzierung der Exposition bei gleichzeitig geringem erreichbarem Sicherheitsgewinn (Kosten-Nutzen-Analyse).

Eine Voraussetzung für eine mögliche biologische Wirkung von ionisierender Strahlung ist die Absorption von Energie. Der Weg von der Energieabsorption bis zur möglichen biologischen Manifestation eines Schadens ist komplex und dauert oft sehr lange. Die aus einem Strahlungsfeld absorbierte Energie wird als Energiedosis bezeichnet. Ihre Einheit ist das Gray: $1\text{Gy} = 1\text{J/kg}$ (Anhang).

Zunächst tritt die energiereiche Strahlung, die sich physikalisch beschreiben läßt, mit der organischen Materie in physikalische Wechselwirkung. Diese bewirkt einen chemischen Effekt, der dann zur biologischen Reaktion und zuletzt zur biologischen oder medizinisch erkennbaren Äußerung führt. Die zeitliche Folge der einzelnen Vorgänge ist je nach Kriterium verschieden. In manchen Fällen ist die Reaktionskette verkürzt, in dem das physikalische Ereignis die biologische Änderung direkt bestimmen kann.

Die Absorption der Strahlungsenergie ist ein Prozeß, der nur wenige Bruchteile einer Sekunde in Anspruch nimmt (Abb. 1.11). Durch die Zerstörung chemischer Bindungen hinterläßt er ionisierte Moleküle und Radikale im Zellverband, die innerhalb kürzester Zeit chemische Umwandlungen zur Folge haben: Chemische Umwandlungen, die rückgängig zu machen sind (reversible), und solche, die Dauer haben (irreversible).

Den ersten chemischen Umwandlungen folgen solche, die sich in der Veränderung von Funktionen äußern, zum Beispiel in veränderter Durchlässigkeit von Zellmembranen oder die Veränderungen im Stoffwechsel nach sich ziehen, sogenannte biochemische Veränderungen. Beide gewinnen Einfluß auf Strukturelemente des Organismus. So wird zum Beispiel die Teilungsfähigkeit von Zellen beeinträchtigt oder es werden im Gewebe Stoffe abgelagert, die normalerweise nicht dorthin gehören oder nicht in so großen Mengen. So geht die chemische Umwandlung über Funktionsänderungen und biochemische Prozesse in strukturelle Veränderungen über, die ihrerseits wieder Funktionseinbußen zur Folge haben oder Veränderungen von Chromosomen hervorrufen.

Wichtig für die Beurteilung der Strahlenwirkung ist die differentielle Energieabgabe des Teilchens oder Photons dE längs seiner Bahn ds im biologischen Mate-

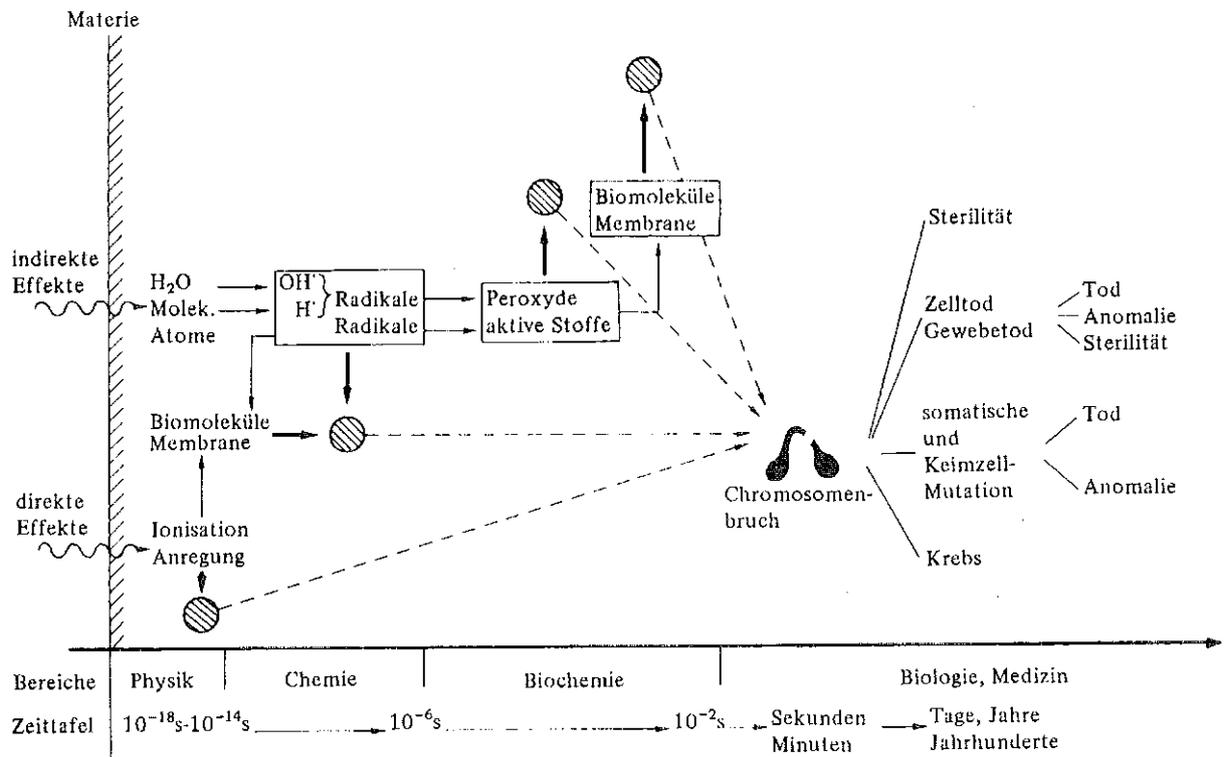


Abb. 1.11: Strahlenbiologische Wirkungskette (Fr 88)

rial. Der Quotient dE/ds wird als "linearer Energietransfer (LET)" bezeichnet. Je nach Strahlenart liegen seine Werte in Wasser oder Körpergewebe im Bereich von 0,1 bis mehrere 100 keV/ μ m. Unterschiedliche Wirkungen unterschiedlicher Strahlenarten bei gleicher Energiedosis wurden im Strahlenschutz in Anlehnung an den LET durch einen Qualitätsfaktor berücksichtigt. Zwischenzeitlich hat sich jedoch gezeigt, daß die "präzise" Angabe in Form eines eindeutigen funktionalen Zusammenhanges zwischen Qualitätsfaktor und LET aus der strahlenbiologischen Bewertung nicht mehr vertretbar ist. Die ICRP hat daraus die Konsequenz einer Neudefinition der die biologische Wirkung beschreibenden Dosisdefinitionen gezogen (ICRP 60) und einen Strahlenwichtungsfaktor w_R im Wertebereich zwischen 1 für Photonen und Elektronen bis zu 20 für α -Teilchen und schwere Kerne vorgeschlagen (Anhang).

Die neue Äquivalentdosis H im Organ oder Gewebe T ergibt sich aus der Multiplikation der mittleren Energiedosis $D_{T,R}$ im Organ T durch die Strahlenart R mit dem Strahlen-Wichtungsfaktor w_R :

$$H_T = w_R D_{T,R}$$

Diese ist nicht zu verwechseln mit der Definition aus der Strahlenschutzverordnung (Tab. A2):

$$H_T = \bar{Q} D_T$$

Messungen zeigen, daß die bei Strahlenabsorption auf einzelne Moleküle übertragenen „Energiepakete“ unabhängig von der Strahlenart bei im Mittel etwa 60 bis 100 eV liegen. Dies führt zur Ionisation der Moleküle. Die höhere Energieabgabe längs eines Wegelementes einer Strahlung bewirkt meist keine höhere Energieabgabe beim Einzelereignis. Folge ist eine dichtere Abfolge der ansonsten gleichmäßig übertragenen Energiepakete entlang einer Teilchenbahn (Abb. 1.12). Man spricht deshalb auch von dünn- bzw. dicht-ionisierender Strahlung.

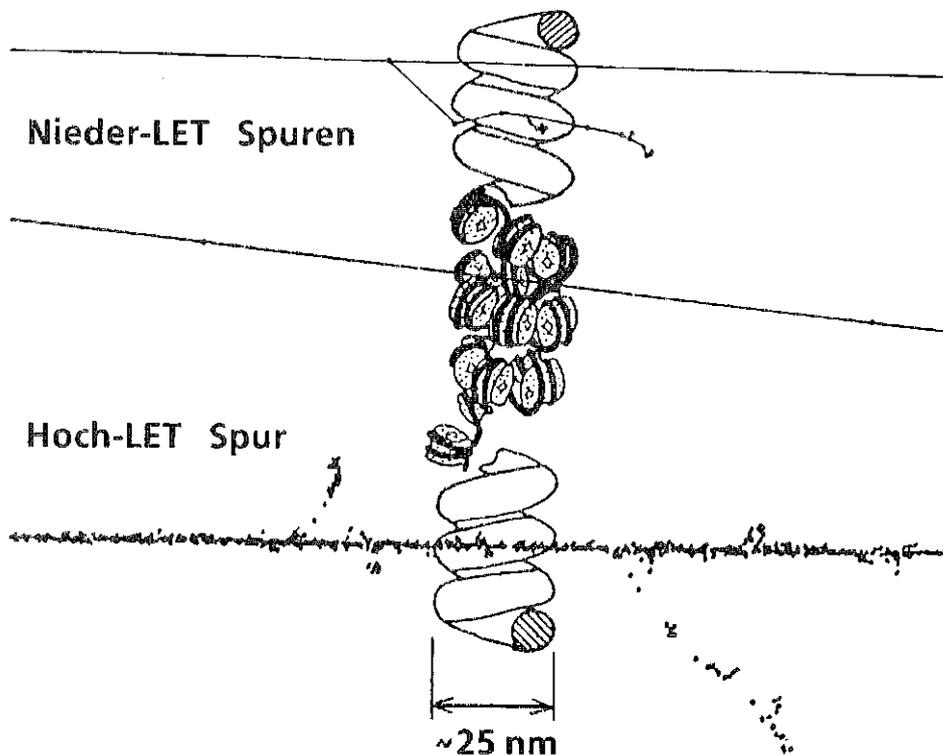


Abb. 1.12: Schematische Darstellung von Hoch-LET- und Nieder-LET Spuren, die einen Chromatinabschnitt durchlaufen (Chromatin besteht aus DNA und Protein) (ICRP 60)

Wichtige biologische Strukturen können direkt durch Ionisationsvorgänge oder, wenn auch weniger wahrscheinlich, durch Anregung von Molekülen bzw. indirekt über freigesetzte Radikale verändert werden. Die zufällige Verteilung von Energieabsorptionsereignissen kann zu Einfach- oder Doppelstrangbrüchen der DNS,

oder zur Schädigung anderer für die Zelle wichtigen Makromoleküle führen. Chromosomenbrüche sind die Folge von DNS-Schäden. Vorgänge der beschriebenen Art lassen sich als Funktion der Dosis direkt meßtechnisch bestimmen. Molekulare Veränderungen der DNS werden als Ursache für den späteren deterministischen oder stochastischen biologischen Schaden angesehen, obwohl die einzelnen Zusammenhänge derzeit noch unklar sind.

Das Absterben von somatischen Zellen als Folge einer irreparablen Schädigung von für die Zelle lebenswichtigen Strukturen tritt bei sich schnell teilenden Zellen häufig schon nach wenigen Stunden bis Tagen nach der Bestrahlung auf. Bei sich nur langsam teilenden Zellen kann dieser Vorgang auch nach Monaten oder Jahren noch nicht aufgetreten sein. Das Ausmaß absterbender Zellen nimmt mit der Dosis zu. Funktionsstörungen sind die Folge. In extremen Fällen kann es zum Absterben des gesamten Organs oder Gewebes kommen. Die ICRP definiert dies heute als "deterministischen" (früher: "nicht stochastischen") Strahlenschaden. Das Absterben von Zellen ist nicht die einzige mögliche Folge für ein Organ oder Gewebe. Es können auch Funktionsstörungen auftreten, die durch Veränderungen an Zellmembranen oder in der Zellkommunikation verursacht werden.

Ein zweiter, prinzipiell unterschiedlicher Verlauf, der sich über erheblich längere Zeiträume hinziehen kann, ist die als neoplastische Veränderung bezeichnete, fehlerhafte Reparatur der DNS. Derartige Veränderungen können durch viele Noxen hervorgerufen werden, u. a. auch durch "Strahlung". Ein Charakteristikum für eine derartige Veränderung ist die prinzipielle Möglichkeit für diese Zellen zur unbeschränkten Proliferation. Insgesamt stellt die Kanzerogenese einen vielphasigen Vorgang dar.

Die meisten neoplastischen Zelltransformationen führen nicht zur Krebsentstehung. Als Gründe dafür sieht man eine Kombination folgender Umstände:

- nicht reparierte Zellen bleiben nicht länger als für wenige Teilungsvorgänge lebensfähig,
- die Teilung dieser Zellen führt oft zu nicht mehr teilungsfähigen Tochterzellen,
- die erforderlichen, promovierenden Ereignisse im Umfeld der Zellen fehlen,
- Abwehrmechanismen (Immunabwehr,..) verhindern eine selektive Vermehrung.

Die Anzahl überlebender Zellen S als Funktion der Dosis D für ionisierende Strahlung läßt sich mit einem exponentiellen Ansatz beschreiben (Abb. 1.13):

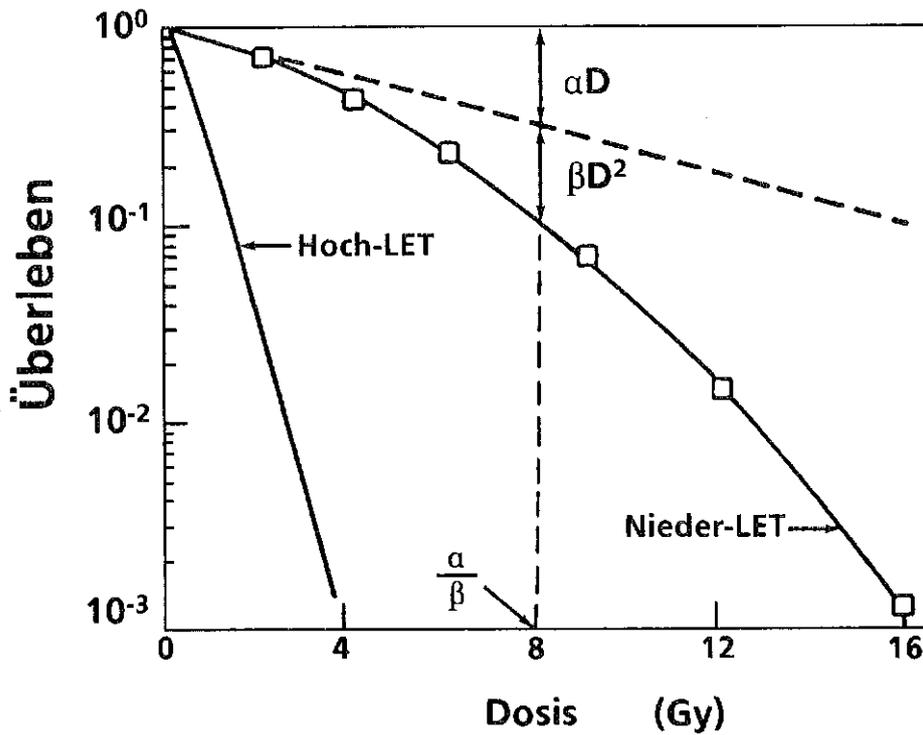


Abb. 1.13: Relativer Anteil überlebender Zellen als Funktion der Dosis (ICRP 60)

$$S = e^{-\frac{D}{D_0}}$$

Dabei ist:

D_0 : Energiedosis für eine Überlebensrate von 37%

In vielen biologischen Systemen kann man die mittlere Häufigkeit für das Nichtüberleben von Zellen $F(D)$ im Dosisbereich zwischen 0 und 5 Gy für Strahlung mit niedrigen LET durch einen linear quadratischen Ansatz beschreiben:

$$F(D) = \alpha D + \beta D^2$$

Oder die Überlebensrate:

$$S = \exp(-\alpha D - \beta D^2)$$

Die Werte für den linearen bzw. quadratischen Koeffizienten bewegen sich in Größenordnung von 0,1 - 0,5 Gy⁻¹ bzw. 0,1 - 0,05 Gy⁻². Der Grund für die Ausbildung einer Schulter bei der Dosiseffektkurve ist darin zu sehen, daß Zellen im nie-

deren Dosisbereich in der Lage sind, eine große Zahl von strahleninduzierten Schäden an der DNA zu reparieren und dadurch besser zu überleben.

Unterschiedliche Gewebe weisen unterschiedliche Empfindlichkeit für ionisierende Strahlung auf. Deterministische Strahlenschäden variieren mit der Dosis hinsichtlich ihrer Häufigkeit und ihrer Schwere. Abb. 1.14 zeigt wie die Häufigkeit für einen bestimmten klinisch erfaßbaren Schaden als Funktion der Dosis zunimmt. Der untere Teil der Abb. 1.14 zeigt den Schweregrad für verschieden empfindliche Bevölkerungsgruppen. Tab. 1.9 zeigt beispielhaft einige Schwellenwertdosen für deterministische Strahlenschäden.

| Schwellenwert | | | |
|--|--|--|---|
| Gewebe- und Strahlenwirkung | Effektive Gesamtdosis bei einmaliger Kurzzeitexposition (Sv) | Effektive Gesamtdosis bei chronischer Bestrahlung (Sv) | Dosis, bei jährlich erhaltener chronischer Bestrahlung über mehrere Jahre (Sv y ⁻¹) |
| zeitweiser Sterilität | 0,15 | nicht anwendbar | 0,4 |
| dauernder Sterilität | 3,5-6,0 | | 2,0 |
| Ovarien Sterilität | 2,5-6,0 | 6,0 | >0,2 |
| Auge Linsentrübung | 0,5-2,0 | 5 | >0,1 |
| Beeinträchtigung des Sehvermögens | 5,0 | >8 | >0,15 |
| Knochenmark Beeinträchtigung der Blutbildung | 0,5 | nicht anwendbar | >0,4 |

Tab. 1.9: Abschätzung für Schwellenwerte deterministischer Strahlenwirkung für Organe und Gewebe des erwachsenen Menschen (ICRP 41)

Stochastische Schäden sind durch ein ionisierendes Strahlungsereignis verursachte Veränderungen an Zellen, die bei kleiner Dosis eine niedrige Wahrscheinlichkeit für das Auftreten haben. Die Wahrscheinlichkeit für das Auftreten einer Veränderung in einem Zellverband eines Gewebes ist dann proportional der Dosis. Mikrodosimetrisch gesehen tritt weniger als ein Strahlenereignis pro sensitivem Volumen in einer Zelle auf. Von Bedeutung für krebserzeugende Mechanismen ist die Wahrscheinlichkeit für eine Energieabsorption in einem bestimmten ca. 2nm großen Bereich der DNS - eine DNS hat ca 2·10⁹ derartiger Segmente. Diese Wahrscheinlichkeit liegt bei ca. 10⁻⁹. Vergleicht man beispielsweise die Energieabgabe pro Spurlänge, ist diese für Neutronen mit 1MeV Energie erheblich höher als für Photonen von 1 MeV bei gleicher Energiedosis. Folglich sind

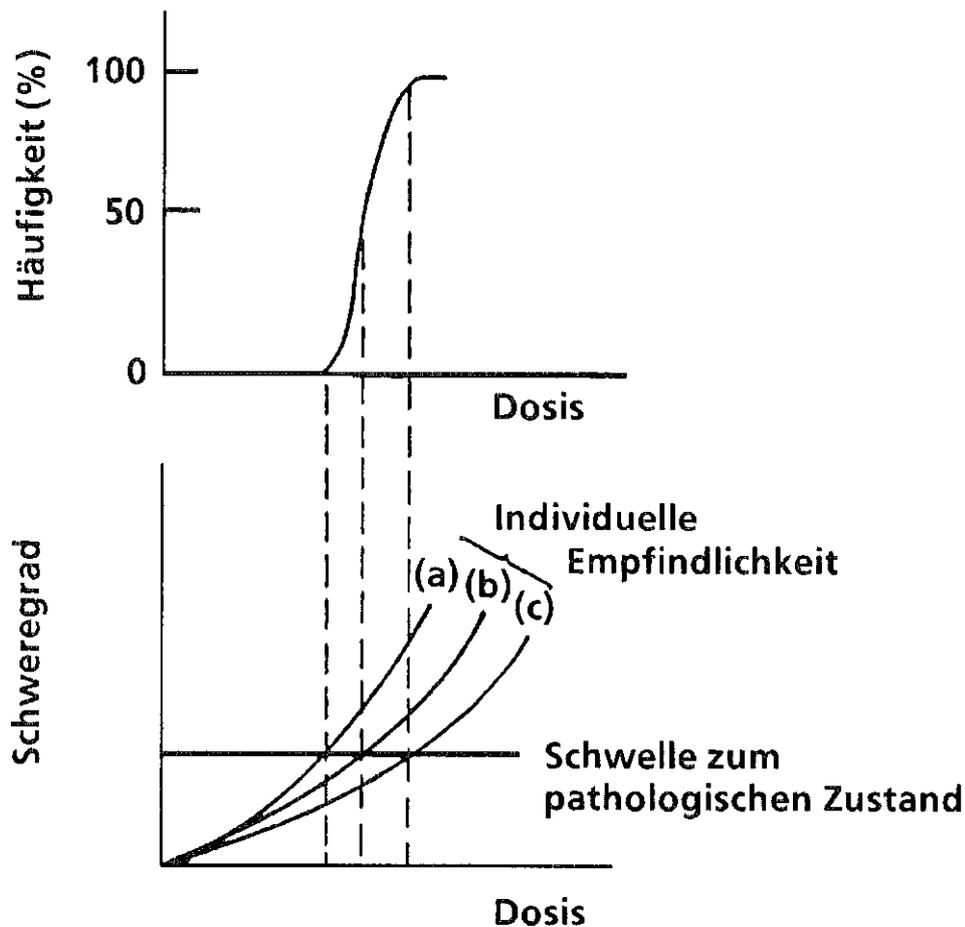


Abb. 1.14: Typische Dosiswirkungszusammenhang für deterministische Effekte in einer Population (ICRP 60)

mögliche biologische Veränderungen verursacht durch Neutronen erheblich höher als die durch Photonen.

Es gibt zwei unterschiedliche Arten von stochastischen Schäden, somatische, bei denen nur das bestrahlte Individuum betroffen ist, und genetische, bei denen künftige Generationen betroffen sind. Man geht für Strahlenschutz zwecke davon aus, daß es keinen Schwellwert für stochastische Schäden gibt. Krebsentstehung wird als synergistischer Effekt angesehen, bei dem neben ionisierender Strahlung noch andere Noxen eine Rolle spielen. Die Wahrscheinlichkeit für das Entstehen von Krebs ist aufgrund von Abwehrmechanismen erheblich kleiner als die Anzahl initiierender Ereignisse erwarten läßt. Zwischen dem initiierenden Ereignis und der klinischen Manifestation des Krebses vergeht i. a. eine längere Latenzzeit. Diese beträgt etwa 8 Jahre für Leukämie und das zwei- bis dreifache für andere solide Tumoren wie zum Beispiel in der Lunge oder in der weiblichen Brust.

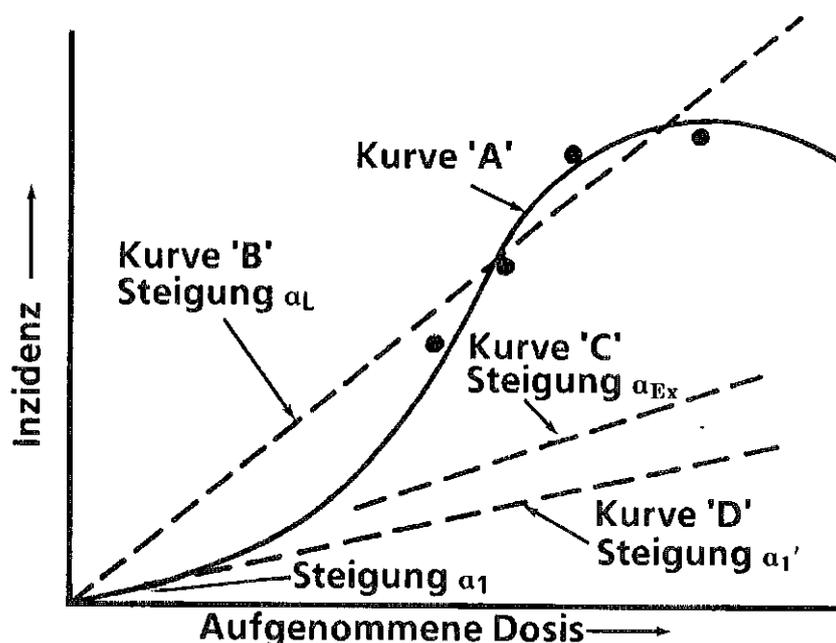


Abb. 1.15: Krebshäufigkeit als Funktion der Dosis, qualitative Beschreibungsmöglichkeiten (ICRP 60)

Nach dem derzeitigen Stand der experimentellen Daten geht man von einem linear - quadratischen Dosis-Wirkungszusammenhang für die meisten biologischen Systeme bei Bestrahlung mit hoher Dosis und hoher Dosisleistung aus (Kurve A in Abb. 1.15). Bei Bestrahlung mit niedriger Dosis und niedriger Dosisleistung zeichnet sich eher ein linearer Zusammenhang ab. Benutzt man das Modell:

$$E = a \cdot D + b \cdot D^2$$

So nimmt die Wirkung E zunächst bei kleinen Dosen linear mit der Steigung a zu. Der Quotient Wirkung durch Dosis ist konstant. Danach steigt die Wirkung mit zunehmender Dosis stärker, der Quotient steigt linear mit der Dosis:

$$E/D = b \cdot D$$

Im Bereich höherer Dosen nimmt der Anteil absterbender Zellen zu, was zu einer Abnahme der strahleninduzierten biologischen Wirkung führt.

Der Quotient der beiden Steigungen aus dem linearen Ansatz für hohe Dosis (Kurve B in Abb. 1.15), hohe Dosisleistung und dem linearen Ansatz für niedrige Dosis, niedrige Dosisleistung (Kurve D in Abb. 1.15) wird als Dosisreduktionsfaktor ("dose and dose rate effectiveness factor" DDREF) bezeichnet. Experimentelle Daten (Kurve C in Abb. 1.15) bestätigen die Steigungen der Kurven für beide be-

trachteten Grenzfälle. Der Faktor DDRF beträgt 1 bei niedriger Dosis und niedriger Dosisleistung, im Bereich hoher Dosis und hoher Dosisleistung nimmt er Werte an, die je nach Experiment in vitro oder am Tiermodell zwischen 2 und 10 liegen. Der z. B für die Atombombenopfer in Frage kommende Dosisbereich ist sehr viel kleiner als der in den Experimenten angewandte.

Die aus menschlichen Strahlenexpositionen zur Verfügung stehenden Informationen sind begrenzt und teilweise widersprüchlich. Aus den jüngsten Daten für die Überlebenden aus Hiroshima und Nagasaki geht ein linear - quadratischer Dosiswirkungszusammenhang mit einem Dosisreduktionsfaktor von 2 für Leukämie hervor. Betrachtet man alle soliden Tumoren, so beschreibt ein lineares Modell die beobachteten Werte besser. Dabei ergeben sich für unterschiedliche Tumorarten unterschiedliche Steigungen (BEIR V). Andere Autoren kommen zu dem Schluß, (BEIR V) daß eine Neubewertung zur Verfügung stehender menschlicher Daten keinen Unterschied zwischen Leukämie und den anderen Krebsarten ergeben und einen Dosisreduktionsfaktor zwischen 1 und 2 für den Dosisbereich der Überlebenden aus Hiroshima und Nagasaki erwarten lassen (Pi 89).

In einer Bewertung aller verfügbaren Daten für Strahlung mit niedrigem LET kommt die ICRP zu dem Schluß, daß für kleine Dosen mit weniger als einem Strahlenereignis pro sensitivem Volumen ein linearer Dosiswirkungszusammenhang existiert. Theoretische Überlegungen und experimentelle Daten lassen einen Schwellenwert für stochastische Wirkungen nicht erwarten. Wenn dieser existieren würde, wäre er erheblich kleiner als 0,2 Gy. Für den Dosisreduktionsfaktor empfiehlt die ICRP einen Wert 2.

Strahlung mit hohem LET wie Neutronen oder α -Teilchen führen zu erheblich höheren Schäden pro Dosis als Strahlung mit niedrigem LET. Die Rate für das Absterben von Zellen ist im Vergleich zur gleichen Dosis von Strahlung mit niedrigem LET um den Faktor 2 bis 3 höher im Bereich mäßiger Dosen und nimmt zu kleineren Dosen hin zu. Im Bereich deterministischer Schäden beträgt der Unterschied bis zum Faktor 10.

Im Bereich stochastischer Strahlenschäden ergeben sich ähnliche funktionale Dosis-Wirkungszusammenhänge wie bei Strahlung mit niedrigen LET mit anderen Koeffizienten. Die Kurvenverläufe sind für Strahlung mit niedriger Dosisleistung konvex für niedrigen LET und konkav für hohen LET. Gegensätzlich ist die Wirkung von fraktionierter Bestrahlung für Strahlung mit hohem LET im Vergleich zu niedrigem LET. Bei Strahlung mit hohem LET ist eine Zunahme der Wirkung bei fraktionierter Bestrahlung zu beobachten (Abb. 1.16). Der Quotient der Dosen bei gleicher Wirkung b/a in Abb. 1.16 nimmt mit abnehmender Dosis

zu, erreicht aber im Bereich kleiner und kleinster Dosen einen konstanten Wert. Die Ursachen für den "umgekehrten Dosisrateneffekt" sind ungeklärt. Es gibt eine ganze Reihe von widersprüchlichen Daten.

Die ICRP berücksichtigt die unterschiedliche Wirkung unterschiedlicher Strahlenarten bei gleicher Dosis durch einen "Strahlenwichtungsfaktor" w_R (Anhang).

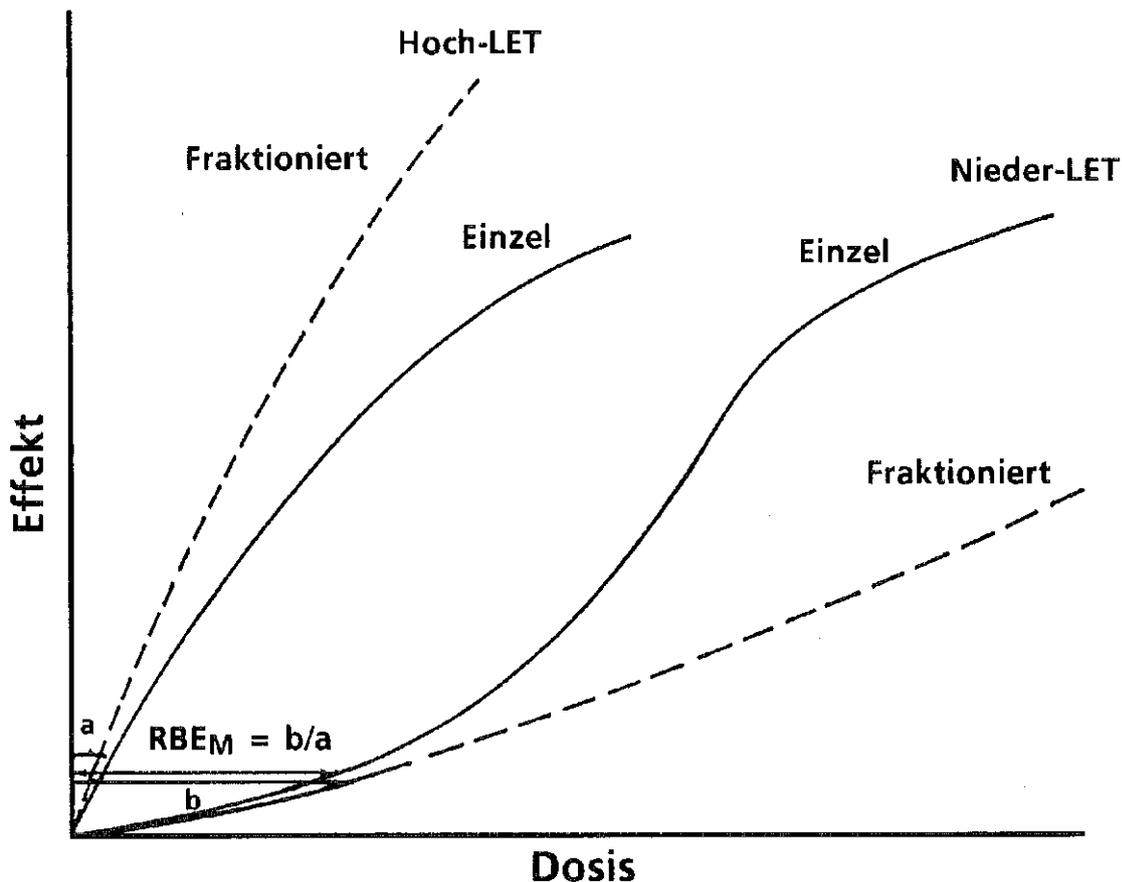


Abb. 1.16: Formen von Dosisbeziehungen stochastischer Effekte bei Nieder-LET und Hoch-LET Strahlung (ICRP 60)

1.3.2 Risikoextrapolationsmodelle

Der Einfluß einer Strahlenexposition auf die Erkrankungsrate in den betroffenen Bevölkerungsgruppen kann immer nur bis zur Gegenwart untersucht werden. Wenn - wie im Fall der Hiroshima/Nagasaki-Bevölkerung - von den epidemiologisch betrachteten Bevölkerungsgruppen, die in jungen Jahre strahlenexponierten Personen sich heute im mittleren Alter befinden und damit nicht alle durch die Strahlenexposition möglicherweise verursachten Todesfälle tatsächlich bis heute eingetreten sind, sind zeitliche Extrapolationshypothesen erforderlich, um das Risiko bis zum Lebensende abschätzen zu können.

Um den Einfluß einer Strahlenexposition mit der Dosis D im Alter A_0 ermitteln zu können, wird die altersspezifische Gesamtsterberate einer Bevölkerungsgruppe als Summe einer für alle Todesursachen gültigen Sterberate des nicht strahlenexponierten Teiles und einer zusätzlichen, durch die Strahlenexposition verursachten Sterberate wie folgt beschrieben.

$$q_{D, A_0}(a) = q_0(a) + h_{D, A_0}(a)$$

Dabei sind:

- $q_{D, A_0}(a)$: altersspezifische Sterberate für alle Todesursachen
- $q_0(a)$: altersspezifische Sterberate, alle Todesursachen speziell in einer nicht strahlenexponierten Bevölkerungsgruppe
- $h_{D, A_0}(a)$: altersspezifische zusätzliche Sterberate einer Bevölkerungsgruppe exponiert im Alter A_0 mit Dosis D
- a : Alter

Definitionsgemäß ist die Wahrscheinlichkeit $L_{D, A_0}(a)$ für das Überleben bis zum Alter a bei einer Strahlenexposition im Alter A_0 mit einer Dosis D für den Fall

$$a \leq A_0: \quad L_{D, A_0}(a) = 1$$

Eine Strahlenexposition im Alter A_0 impliziert ein Überleben bis zum Zeitpunkt der Exposition. Für den Fall:

$$a > A_0, \text{ d. h. } a = A_0 + 1, a = A_0 + 2, \dots$$

ist die Überlebenswahrscheinlichkeit:

$$L_{D, A_0}(a) = L_{D, A_0}(a-1) \cdot \left\{ 1 - q_{D, A_0}(a-1) \right\}$$

Das Überleben bis zum Alter a impliziert das Überleben bis zum Alter $(a-1)$ und schließt den Tod bis zum Alter $(a-1)$ aus.

Die Wahrscheinlichkeit für den Tod im Alter a ist das Produkt der Überlebenswahrscheinlichkeit bis zum Alter a und der Sterberate im Alter a . Für alle Todesursachen ist diese Wahrscheinlichkeit damit:

$$L_{D, A_0} \cdot q_{D, A_0}(a)$$

Für die Wahrscheinlichkeit für einen in einer Strahlenexposition begründeten Todesfall ist:

$$L_{D, A_0} \cdot h_{D, A_0}(a)$$

Betrachtet man die gesamte Lebensdauer, so ist die Wahrscheinlichkeit für einen durch eine Strahlenexposition verursachten Tod die Summe der Wahrscheinlichkeiten für die einzelnen Lebensjahre:

$$U(A_0, D) = \sum_{a=A_0}^{a_{max.}} L_{D, A_0} \cdot h_{D, A_0}(a)$$

Epidemiologische Daten für einzelne Bevölkerungsgruppen liegen immer nur für einen bestimmten Beobachtungszeitraum vor. Für einen Beobachtungszeitraum von A_1 bis A_2 mit $A_0 < A_1 < A_2$ erhält man die folgende kumulative Sterberate:

$$R_{D, A_0}(A_1, A_2) = \sum_{a=A_1}^{A_2} L_{D, A_0}(a) q_{D, A_0}(a)$$

Auf der Grundlage von epidemiologischen Beobachtungen der Sterberate $R_{D, A_0}(A_1, A_2)$ in verschiedenen Subintervallen (A'_1, A'_2) mit $A_1 \leq A'_1 < A'_2 \leq A_2$ und verschiedenen Strahlenexpositionen D bei verschiedenem Alter A_0 ist eine Aussage über die altersbezogene Sterberate insgesamt $q_{D, A_0}(a)$ und speziell $h_{D, A_0}(a)$ als Folge einer Strahlenexposition, als Funktion des Alters A_0 zum Zeitpunkt der Exposition und der Dosis D möglich.

Zur Abschätzung der strahleninduzierten Krebsentstehungsrate und der strahleninduzierten Sterberate finden zwei einfache, prinzipiell unterschiedliche zeitliche Extrapolationsmodelle Anwendung: ein „additives“ und ein „multiplikatives“ Modell (Abb. 1.17, ICRP 60).

Beim additiven Modell wird angenommen, daß nach einer Latenzzeit m entweder für den Rest des Lebens oder für eine begrenzte "Plateau-Zeit" die strahleninduzierte zusätzliche Tumorrates zur Spontanrate zu addieren ist (deshalb auch "absolutes" Modell). Dieses Modell fordert, daß die altersspezifische in einer Strahlenexposition begründete Sterberate konstant ist:

$$h_{D, A_0} = \begin{cases} 0 & a < A_0 + m \\ Const_{D, A_0} & a \geq A_0 + m \end{cases} \quad m > 10a$$

Die minimale Latenzzeit beträgt 10 Jahre. Die Konstante $Const_{D, A_0}$ hängt von der Dosis D und dem Alter A_0 zum Zeitpunkt der Bestrahlung ab, aber nicht vom Lebensalter a .

Beim multiplikativen (oder "relativen") Modell wird postuliert, daß sich durch eine Bestrahlung die Tumorrates nach einer Latenzzeit gegenüber der "natürlichen" Tumorrates um einen dosisabhängigen Faktor, der größer als Eins ist, er-

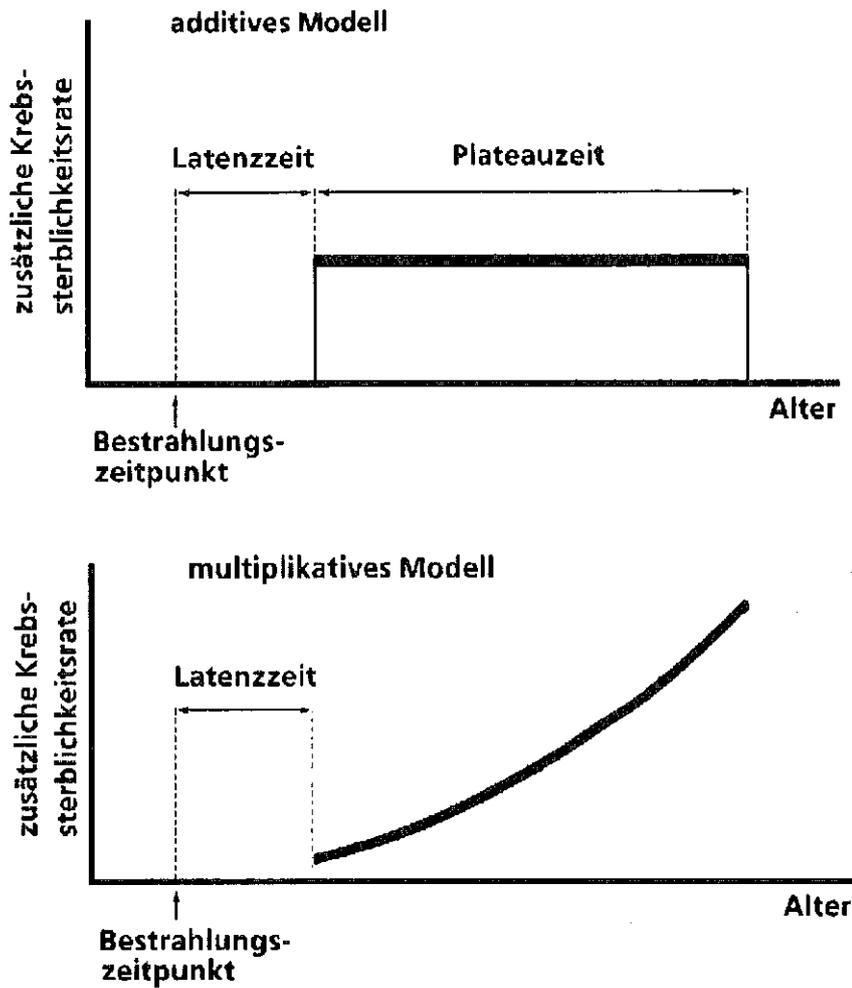


Abb. 1.17: Additives und multiplikatives zeitliches Extrapolationsmodell für die zusätzliche Sterberate nach einer einmaligen Strahlenexposition

höht. Die altersspezifisch in einer Strahlenexposition begründeten Sterberate hängt von der altersspezifischen, in allen Ursachen begründeten Sterberate ab. Die Abhängigkeit wird im Modell durch einen multiplikativen konstanten Faktor $Const_{D,A_0}$, abhängig von der Dosis D und dem Alter A_0 zum Zeitpunkt der Strahlenexposition und unabhängig vom Lebensalter a , berücksichtigt.

$$h_{D,A_0} = \begin{cases} 0 & a < A_0 + m \\ Const_{D,A_0} \cdot q_0^{(a)} & a \geq A_0 + m \end{cases}$$

Die altersspezifische durch eine bestimmte Krebsart ohne Strahlenexposition verursachte Sterberate ist:

$$q_0(a) = q_{0,(Krebs)}(a) + q_{0,(nicht\ Krebs)}(a)$$

Dabei ist:

$q_{0,(Krebs)}(a)$: der auf die betrachtete Krebsart bezogene Anteil von $q_0(a)$.

Die Tumorzinzidenz steigt im additiven Modell zunächst stärker an als im multiplikativen Modell. Das multiplikative Modell führt durch die proportionale Erhöhung der Spontanrate im Alter zu höheren Inzidenzen. Es ist allerdings noch unklar, ob dieser Proportionalitätsfaktor zeitlich konstant ist oder, wie Studien an Bergarbeitern nahelegen, nach einer gewissen Zeit wieder abnimmt.

Ein Komitee des US National Research Council verwendet deshalb zur Risikoextrapolation ein modifiziertes multiplikatives Modell (BEIR V).

Dieser Modellansatz berücksichtigt die Abnahme des Risikos mit zunehmendem zeitlichem Abstand zur Strahlenexposition sowie weitere modifizierende Faktoren wie Geschlecht, Lebensalter und Alter zum Zeitpunkt der Exposition:

$$h_{D,A_0} = q_{0,(Krebs)}(a) \cdot f(D) \cdot g$$

Dabei beschreibt $f(D)$ den linearen oder linear quadratischen Dosis-Wirkungszusammenhang (vgl. 1.3.1) und g die übrigen modifizierenden Faktoren.

1.3.3 Verfahren zur Risikoabschätzung aus epidemiologischen Daten am Beispiel "Relatives Risiko"

Bei epidemiologischen Untersuchungen zur Ermittlung des Einflusses von Expositionen durch ionisierende Strahlung auf die Krebssterblichkeit einzelner Bevölkerungsgruppen werden Sterblichkeits-/Überlebensraten exponierter Gruppen denen nicht exponierter, aber sonst möglichst identischer Gruppen gegenübergestellt. Diese Daten werden zur Modellbildung und zur Abschätzung von Risikodaten für die einzelnen Gruppen eingesetzt. In folgendem Abschnitt sei eines der Verfahren zur Bestimmung des „relativen Risikos“, wie es bei der Auswertung der Daten der Hiroshima/Nagasaki-Überlebenden eingesetzt wird (Sh 90), vereinfacht wiedergegeben.

Je nach Fragestellung werden die verfügbaren epidemiologischen Daten in verschiedene Klassen, wie Lebensalter, Geschlecht, Alter zum Zeitpunkt der Bestrahlung usw. eingeteilt. Die Dosisabhängigkeit wird durch eine weitere Unterteilung in Dosisklassen berücksichtigt. Die Sterberate infolge eines stochastischen Strahlenschadens ("Krebs") in einer Bevölkerungsgruppe i nach einer Strahlenexposition im Dosisintervall j ist:

$$q_{i,j} = q_{i,0} \cdot R_{i,j}$$

Dabei sind:

- q: Sterberate / Mortalitätsrate
- i: Bevölkerungsgruppe / -klasse
- j: Dosisintervall (j = 0 ~ > Dosis = 0, d. h. keine Exposition)
- R: relatives Risiko

Die Beobachtungen in den einzelnen Klassen / Gruppen liefern die Anzahl gestorbener Gruppenmitglieder $Y_{i,j}$ sowie das Klassenintegral aus Anzahl Gestorbener und jeweiliger Überlebenszeit $PY_{i,j}$ (Einheit: Personjahre). Die ermittelten Daten $Y_{i,j}$ sind Beobachtungen von unabhängigen Variablen aus einer Poisson-Verteilung. Der Erwartungswert für die Anzahl an Todesfällen in der Klasse (i, j) ist:

$$E(Y_{i,j}) = PY_{i,j} \cdot q_{i,j}$$

Die Mortalitätsrate in der nicht strahlenexponierten Kontrollgruppe ist:

$$q_{i,0} = \frac{Y_{i,0}}{PY_{i,0}}$$

Damit läßt sich das jeweilige relative Risiko für die Klasse (i, j) ermitteln. Die auf diese Art ermittelten Risikodaten für die einzelnen Gruppen werden sich von einander unterscheiden. Ursachen hierfür liegen in bisher nicht berücksichtigten, die Strahlenwirkung modifizierenden Faktoren, wie Milieufaktoren, zeitliche/räumliche Dosisverteilung u. a..

Die Einflüsse auf die Risikoabschätzung lassen sich modellmäßig berücksichtigen. Das Risiko in der Klasse (i, j) setzt sich aus einem von Klassen unabhängigen Risikofaktor b und einem exponentiellen Ansatz für die modifizierenden Faktoren $X_{i,j,k}$ wie folgt zusammen:

$$R_{i,j} = 1 + b D_{i,j} \exp\left(a_1 X_{i,j,1} + \dots + a_k X_{i,j,k}\right)$$

Dabei sind:

- $D_{i,j}$: mittlere Dosis
- $X_{i,j,k}$: mögliche Strahlenwirkungsmodifikatoren
- b: zu bestimmender klassenunabhängiger Risikofaktor
- a_k : zu bestimmende Wichtungsparemeter.

Die Parameter \hat{b} und \hat{a}_k werden aus den ermittelten Daten mittels eines Maximum-Likelihood-Verfahrens bestimmt. Der Schätzwert \hat{b} bezeichnet dabei das zusätzliche relative Risiko Y^* pro Doseinheit ohne Anpassung bezüglich möglicher Strahlenmodifikationsfaktoren $X_{i,j,k}$.

Die statistisch ermittelte Anzahl zusätzlicher Todesfälle nach einer Exposition durch ionisierende Strahlung in einer Bevölkerungsgruppe von 10^4 Personen erhält man aus:

$$Y^* = \frac{b \sum_i \sum_j PY_{i,j} M_{i,o} D_{i,j}}{\sum_i \sum_j PY_{i,j} D_{i,j}} \cdot 10^4$$

Die im folgenden genannten Risikodaten sind Schätzwerte für \hat{b} oder $R_{i,j}$.

1.3.4 Epidemiologische Daten

In den letzten Jahren wurden neue epidemiologische Daten über die kanzerogene Wirkung ionisierender Strahlung beim Menschen verfügbar. Dazu haben vor allem die veränderten epidemiologischen und dosimetrischen Daten beigetragen, die sich für die Überlebenden von Hiroshima und Nagasaki durch den bis einschl. 1985 verlängerten ausgewerteten Beobachtungszeitraum sowie die physikalische Neubewertung der Dosisdaten ergeben. Neben den wohl bedeutendsten Studien über die Überlebenden der beiden Bombenabwürfe stehen heute auch weitere Daten diagnostisch oder therapeutisch bestrahlter Patienten, beruflich strahlenexponierter Personengruppen, der Bevölkerung in Gebieten hoher natürlicher Strahlung sowie aus Laborversuchen an Tieren oder in vitro zur Verfügung.

Unterschiede einzelner Studien liegen in der Art und der Anlage der Studie, der Zusammensetzung und dem Alter der exponierten Personengruppe, in der Art und der Qualität der zur Verfügung stehenden dosimetrischen Informationen einschließlich der Art der Bestrahlung und des Dosisbereiches. Entscheidend für die Aussagekraft einer Studie sind genügend große Fallzahlen, eine vor dem Hintergrund zu erwartender Latenzzeiten ausreichend lange Beobachtungszeit, das Vorhandensein einer Kontrollgruppe u. a.. Tab. 1.10 enthält wesentliche Merkmale von derartigen Untersuchungen.

Überlebende von Hiroshima und Nagasaki.

Im Jahre 1950 wurde aus den Bewohnern der Städte Hiroshima und Nagasaki eine Kohorte aus ca. 120000 Bewohnern für eine Mortalitätsstudie gebildet, davon 90000 Überlebende von 1945. Daten liegen für die Jahre 1950 bis 1985 vor.

| | | | |
|--|--|---|--|
| Merkmale | Life-Span-Study: Überlebende von Hiroshima und Nagasaki | Röntgentherapie: Patienten mit Wirbelgelenksent- zündung | Strahlentherapie: Patientinnen mit Gebärmutterhals- krebs |
| Art der Studie | Prospektiv | Prospektiv, Retrospektiv | Prospektiv, Retrospektiv |
| Anzahl Personen | 76000 | 14000 | 83000 |
| Geschlecht | W:59% M: 41% | W:17% M: 83% | W: 100% |
| Alter zur Zeit der Bestrahlung | 0 - >90 Jahre | > 15 Jahre | <30 - > 70 Jahre |
| Mittlere Beobachtungszeit | 28,8 Jahre | 23,0 Jahre | 7,6 Jahre |
| Art der Kontrollgruppe | Intern | Landesstatistik | Intern und Landesstatistik |
| Art der Dosimetrie | Individuell (DS86) | Individuell Leukä- mie, andere Krebs- arten zufällig | Mittlere Dosis für Gruppe |
| Art der Bestrahlung | Unmittelbar, Kurzzeit, Ganzkörper | Fraktioniert, Teilkörper, inhomogen | Chronisch, fraktioniert, Teilkörper |
| Dosisverteilung: Mittlere Dosis: Dosisbereich: | 0,24 Gy (0,01 - 6,0) Gy | 1,9 Gy (0 - 8,1) Gy | Inhomogen |
| Gesamtdaten- umfang, | 2183335 Personenjahre | 184000 Personenjahre | 623800 Personenjahre |

Tab.1.10: Hauptmerkmale einiger von UNSCEAR 88, BEIR V und ICRP 60 bewerteten epidemiologischen Studien (ICRP 60)

Inkonsistenzen zwischen den Erwartungswerten und den tatsächlich beobachteten Krebsraten führten Mitte der 80iger Jahre zu einer völlig neuen physikalischen Überarbeitung der dosimetrischen Daten für beide Bomben. Neu bewertet wurden dabei insbesondere:

- die Anzahl der Spaltvorgänge bei der Explosion der Waffen
- Transportvorgänge von Neutronen und Photonen durch
Waffenmaterial und Atmosphäre.

Über Monte-Carlo-Verfahren wurden Strahlenfelder in Häusern, einschließlich der abschirmenden Wirkung benachbarter Gebäude ermittelt und Organdosen der Überlebenden unter Berücksichtigung von Abschirmungsverhältnissen, Ort der Bestrahlung und Körperorientierung usw. ermittelt. Die theoretischen Abschätzungen wurden gestützt durch Messungen der Photonenkerma (vgl. Anhang) über Thermolumineszenz von Dachziegelproben sowie durch eine erneute

Bewertung der von japanischen Wissenschaftlern nach den Bombenabwürfen gemessenen Neutronenaktivierungsdaten.

Im wesentlichen ergab sich bei der mit "DS86" bezeichneten neuen Abschätzung gegenüber der früheren "Tentative 1965 Dosimetry" (T65D) folgende neue Bewertung:

- In Hiroshima ist die Freiluftkerma für Neutronen um ca. den Faktor 10 kleiner als zunächst angenommen und stellt damit keinen signifikanten Dosisbeitrag mehr dar,
- die Freiluftkerma für Photonen ist für Hiroshima größer als zunächst angenommen,
- die Kerma für Photonen und Neutronen in Nagasaki ist geringfügig geringer als zunächst angenommen.

Obwohl die Photonenkerma im Freien in Hiroshima unterschätzt wurde, ergaben sich kleinere Dosisbeiträge für die durch Häuser abgeschirmten Überlebenden. Für Nagasaki ergibt sich eine Überschätzung der Kerma (Anhang A1) um ca. den Faktor 2 (El 87).

Die Tabellen 1.11 bis 1.14 vermitteln einige grundsätzliche Daten über den Umfang der Untersuchungsgruppe und die bis 1985 aufgetretenen Todesfälle, die Personenanzahl in den verschiedenen Dosisbereichen, die Zahl der Leukämiefälle und der Krebssterbefälle in den verschiedenen Dezennien und die Relation der erwarteten zu den beobachteten Leukämie- und Krebssterbefällen in verschiedenen Altersgruppen.

| Kohorte | Personenzahl | Todesfälle | | |
|-----------------|--------------|---------------|----------|-------|
| | | alle Ursachen | Leukämie | Krebs |
| Life Span Study | 91 228 | 34 261 | 235 | 6 681 |
| T65D-Subkohorte | 15 237 | 5 524 | 33 | 1 127 |
| DS86-Subkohorte | 75 991 | 28 737 | 202 | 5 734 |

Tab. 1.11: Todesfälle in den Jahren 1950 - 1985 bei Überlebenden von Hiroshima/Nagasaki (Sh 90)

Bei der Risikoabschätzung wird u. a. die mittlere Dosis im betrachteten Organ als dominierende Größe zugrunde gelegt. Dies bedeutet, daß wegen der Selbstabschirmungseigenschaften des Körpers die Organdosis kleiner als die Kerma in Luft ist. Wie groß der Unterschied ist, das hängt von der Lage des betrachteten Organs im Körper und von der Orientierung des Körpers im Strahlenfeld ab. Für 12 Organe wurden im Rahmen dieser Studien die Dosisbeiträge ermittelt. Für

| | Anzahl der Personen im jeweiligen Dosisbereich Dosis in Gy | | | | | | |
|-----------|---|-----------|---------|-------|-------|-------|-----|
| | < 0,1 | 0,1 - 0,5 | 0,5 - 1 | 1 - 2 | 2 - 3 | 3 - 4 | > 4 |
| Hiroshima | 36 798 | 9 497 | 2 866 | 1 409 | 482 | 167 | 171 |
| Nagasaki | 21 186 | 1 914 | 700 | 519 | 153 | 44 | 85 |
| gesamt | 57 984 | 11 411 | 3 566 | 1 928 | 635 | 211 | 256 |

Tab. 1.12: Personenanzahl in den einzelnen Dosisbereichen in Hiroshima/Nagasaki (DS86-Subkohorte, Sh 90)

| | Zahl der Krebssterbefälle | | | Zahl der Leukämiesterbefälle | |
|-------------|---------------------------|--|----------|--|----------|
| | alle | Personen mit Dosis > 0,1 Gy beobachtet | erwartet | Personen mit Dosis > 0,1 Gy beobachtet | erwartet |
| 1950 - 1955 | 532 | 141 | 125 | 74 | 29 |
| 1956 - 1965 | 1 410 | 378 | 349 | 44 | 28,7 |
| 1966 - 1975 | 1 768 | 496 | 418 | 59 | 41,7 |
| 1976 - 1985 | 2 024 | 591 | 463 | 25 | 23,5 |
| 1950 - 1985 | 5 734 | 1 606 | 1 355 | 202 | 123 |

Tab. 1.13: Leukämie- und Krebssterbefälle Hiroshima/Nagasaki (DS86-Subkohorte, Sh 90)

| Alter (zur Zeit des Bombenabwurfs) | Sterbefälle | | | |
|--|-------------|----------|------------|----------|
| | Leukämie | | Krebs | |
| | beobachtet | erwartet | beobachtet | erwartet |
| < 20 Jahre | 61 | 27,4 | 539 | 489,7 |
| 20 - 35 Jahre | 44 | 28,1 | 1 002 | 929,7 |
| > 35 Jahre | 97 | 67,5 | 4 193 | 4 052,7 |
| alle | 202 | 123 | 5 734 | 5 472 |

Tab. 1.14: Leukämie- und Krebssterbefälle Hiroshima/Nagasaki, 1950 - 1985 für verschiedene Altersgruppen (DS86-Subkohorte, Sh 90)

Personen im oberen Dosisbereich geschah dies unter Berücksichtigung der individuellen Gegebenheiten.

In dem Beobachtungszeitraum der letzten 10 Jahre hat der auf die Bestrahlung zurückzuführende Anteil an der Gesamtanzahl der Todesfälle in dieser Kohorte gegenüber den Erwartungen aus dem Jahre 1975, 205 Fälle, um mehr als 50% auf 340 Fälle zugenommen. Die Zunahme der auf die Bestrahlung zurückgeführten

Todesfälle ist in erster Näherung der altersbedingten Zunahme proportional. Das zusätzliche relative Risiko für Krebs mit tödlichem Ausgang ist demgegenüber vergleichsweise konstant (Tab. 1.15).

| | Alter zum Zeitpunkt des Todes | | | | | | |
|--|-------------------------------|---------|---------|--------|---------|---------|-------|
| | 0-19 | 20-29 | 30-39 | 40-49 | 50-59 | 60-69 | 70 + |
| Relatives Risiko bei 1 Gy | | | | | | | |
| <i>Leukämie</i> | | | | | | | |
| 0 - 9 | 44,16 | 3,41 | 8,64 | 0,95 | | | |
| 10 - 19 | 54,74 | - | 2,45 | 1,02 | 0,82 | | |
| 20 - 29 | | 5,33 | 3,54 | 43,09 | 1,02 | 0,82 | |
| 30 - 39 | | | 0 | 24,05 | 10,58 | 1,47 | 3,89 |
| 40 - 49 | | | | 0,83 | 3,82 | 0,82 | 3,10 |
| 50 + | | | | | 15,63 | 5,18 | 6,90 |
| Alle Altersgruppen | 46,47 | 9,81 | 4,75 | 5,68 | 3,98 | 1,70 | 4,40 |
| <i>Alle Krebsarten ohne Leukämie</i> | | | | | | | |
| 0 - 9 | (70,07) | 5,89 | 1,96 | 1,86 | | | |
| 10 - 19 | (40,90) | (0,82) | 1,66 | 1,59 | 1,68 | | |
| 20 - 29 | | | (1,38) | 2,09 | 1,74 | 1,37 | |
| 30 - 39 | | | (0,84) | (1,12) | 1,11 | 1,23 | 1,48 |
| 40 - 49 | | | | (1,25) | (1,12) | 1,13 | 1,33 |
| 50 + | | | | | (2,58) | (0,95) | 1,15 |
| Alle Altersgruppen | 75,32 | 2,22 | 1,60 | 1,58 | 1,39 | 1,13 | 1,29 |
| Zusätzliche Anzahl an Toten pro 10 ⁴ PYGy | | | | | | | |
| <i>Leukämie</i> | | | | | | | |
| 0 - 9 | 6,71 | 0,93 | 1,27 | -0,01 | | | |
| 10 - 19 | 3,95 | - | 0,56 | 0,02 | -0,06 | | |
| 20 - 29 | | 3,93 | 1,52 | 4,84 | 0,01 | -0,28 | |
| 30 - 39 | | | 0 | 3,18 | 2,26 | 1,09 | 3,89 |
| 40 - 49 | | | | -0,35 | 3,07 | -0,24 | 3,50 |
| 50 + | | | | | 4,31 | 3,84 | 5,12 |
| Alle Altersgruppen | 6,48 | 2,17 | 1,16 | 1,88 | 1,54 | 1,09 | 4,24 |
| <i>Alle Krebsarten ohne Leukämie</i> | | | | | | | |
| 0 - 9 | (0,43) | 1,32 | 2,85 | 5,16 | | | |
| 10 - 19 | (3,96) | (-0,12) | 2,00 | 5,84 | 13,91 | | |
| 20 - 29 | | | (1,39) | 9,40 | 15,71 | 14,33 | |
| 30 - 39 | | | (-1,32) | (1,33) | 3,16 | 11,00 | 41,01 |
| 40 - 49 | | | | (2,48) | (3,37) | 7,31 | 37,30 |
| 50 + | | | | | (35,29) | (-2,88) | 17,21 |
| Alle Altersgruppen | 0,79 | 0,54 | 1,98 | 5,35 | 9,62 | 6,85 | 30,53 |

Tab.1.15: Relatives Risiko im Vergleich zum absoluten Risiko für die Überlebenden der Atombomben von Hiroshima und Nagasaki bei einer Dosis von 1 Gy, Daten von 1950 - 1985, in Abhängigkeit vom Alter zum Zeitpunkt der Bestrahlung und des Todes (...) vor Ablauf der min. Latenzzeit von 10 Jahren (Sh 90)

Generell läßt sich erkennen, daß die Gesamtsterblichkeitsdaten aus heutiger Sicht eher nach dem "Relativen Zeitlichen Extrapolationsmodell" zu beschreiben

sind als nach dem "Absoluten Modell". Dabei ist zu beachten, daß die Anwendung des einen oder des anderen Modells auf eine bestimmte Krebsart oder auf den in jungen Jahren bestrahlten Personenkreis nach wie vor mit erheblichen Unsicherheiten behaftet ist.

Für die Leukämie-Daten läßt sich eine gute Übereinstimmung mit dem linear-quadratischen Dosisextrapolationsmodell feststellen. Für alle anderen Krebsarten weicht die Dosis-Mortalitätsbeziehung bei Dosen unterhalb von 3 Gy nicht signifikant von einer linearen Beziehung ab. Abschätzungen für das "absolute" und das "relative" Mortalitätsrisiko sind für eine Dosis von 1 Gy für die wenigen Krebsarten, für die ausreichendes Datenmaterial zur Verfügung steht, in Tab. 1.16 zusammengefaßt.

| Krebsart | Relatives Risiko pro Gy | Zusätzliche Todesfälle pro 10000 PYGy |
|---------------------------------------|-------------------------|---------------------------------------|
| Leukämie | 6,21 (4,83 - 8,12) | 2,94 (2,43 - 3,49) |
| Alle anderen Krebsarten ohne Leukämie | 1,41 (1,32 - 1,51) | 10,13 (7,96 - 12,44) |
| Speiseröhre | 1,58 (1,13 - 2,24) | 0,45 (0,10 - 0,88) |
| Magen | 1,27 (1,14 - 1,43) | 2,42 (1,26 - 3,72) |
| Dickdarm | 1,85 (1,39 - 2,45) | 0,81 (0,41 - 1,30) |
| Lunge | 1,63 (1,35 - 1,97) | 1,68 (0,97 - 2,49) |
| weibl. Brust | 2,19 (1,56 - 3,09) | 1,20 (0,61 - 1,91) |
| Ovarien | 2,33 (1,37 - 3,86) | 0,71 (0,22 - 1,32) |
| Urinaltrakt | 2,27 (1,53 - 3,37) | 0,68 (0,31 - 1,12) |
| Multiples Myelom | 3,39 (1,67 - 6,31) | 0,26 (0,09 - 0,47) |

Tab. 1.16: Mortalität für verschiedene Krebsarten, Atombomben-überlebende 1950 -1985 (Sh 90)
(Organdosis, 90% Konfidenzintervall in Klammern)

Diagnostisch oder therapeutisch bestrahlte Patienten.

Neuere Daten liegen für einen Beobachtungszeitraum bis zu 48 Jahren, im Mittel 23 Jahre, auch von ca. 14000 Patienten vor, die aufgrund von Wirbelgelenksentzündungen röntgentherapeutisch behandelt wurden. Bei dieser Gruppe wurde eine signifikante Erhöhung der Sterblichkeit durch Krebs an den mit therapeutischen Dosen bestrahlten Stellen zwischen dem 5. und 25. Jahr nach der Bestrahlung festgestellt (Da 87). Nach 25 Jahren wurde eine Abnahme z. B. Lunge beobachtet (Tab. 1.17). Generell ist die auf die Dosis bezogene Zunahme geringer als bei den Atombombenüberlebenden.

| Organ | Zeit seit erster Behandlung Jahre | | | Gesamt >5a |
|--------------------|--------------------------------------|----------|---------|---------------|
| | unter 5 | 5,0-24,9 | über 25 | |
| Mund | 0,00 | 1,68 | 1,41 | 1,58 |
| Rachen | 0,00 | 1,77 | 1,14 | 1,56 |
| Speiseröhre | 0,84 | 2,05 | 2,41 | 2,2, |
| Magen | 1,01 | 1,20 | 0,62 | 1,01 |
| Rectum | 0,94 | 1,14 | 0,96 | 1,07 |
| Leber | 2,71 | 0,58 | 2,01 | 1,10 |
| Bauchspeicheldrüse | 3,24 | 1,13 | 0,86 | 1,02 |
| Kehlkopf | 2,84 | 1,37 | 1,85 | 1,54 |
| Lunge | 1,22 | 1,37 | 0,97 | 1,21 |
| Brust | 1,58 | 1,88 | 1,02 | 1,62 |
| Uterus | 0,00 | 1,15 | 0,65 | 1,02 |
| Ovarien | 1,17 | 1,07 | 0,62 | 0,93 |
| Prostata | 3,04 | 1,24 | 1,07 | 1,16 |
| Nieren | 1,11 | 1,61 | 1,36 | 1,52 |
| Blase | 1,96 | 0,91 | 1,62 | 1,20 |
| Haut | 0,00 | 1,23 | 1,52 | 1,33 |
| Rückenmark | 90,61 | 6,77 | 0,00 | 4,72 |
| Knochen | 1,88 | 2,95 | 2,96 | 2,95 |
| Morbus Hodgkin | 2,42 | 1,66 | 0,00 | 1,32 |
| andere Lymphome | 2,03 | 2,89 | 1,13 | 2,24 |
| Multiple Myeloma | 0,00 | 1,52 | 1,97 | 1,72 |
| Andere | 1,90 | 1,35 | 1,10 | 1,25 |

Tab. 1.17: Rel.Mortalitätsrisiko für die Altersgruppe unter 85 Jahren durch Neoplasmen außer Leukämie oder Krebs des Dickdarms bei Patienten mit Gelenksentzündung in Abhängigkeit von der Zeit seit der ersten Behandlung (Da 87)

Die Analyse der Dosiswirkungszusammenhänge gestaltet sich bei dieser Personengruppe jedoch überaus schwierig aufgrund der vielen betroffenen Organe und Gewebe bei gleichzeitiger Inhomogenität der Bestrahlung der betrachteten Organe und Gewebe und der häufig fehlenden Bestrahlungsdosis für den betroffenen

Patienten. Die Vergleichbarkeit der Daten wird ferner durch die Auswahl einer Untergruppe für diese Untersuchung, die vergleichsweise kurze Beobachtungszeit im Einzelfall und die überwiegend auf Rückgrat und Becken begrenzte Bestrahlung des Patienten begrenzt.

Auch von anderen therapeutisch bestrahlten Personengruppen liegen neue Erkenntnisse über einen Zusammenhang zwischen Dosis und dem Auftreten von Krebs vor. Bei Frauen, die wegen Gebärmutterhalskrebs bestrahlt wurden, wurde eine Zunahme von Leukämie sowie von Blasen-, Nieren-, Magen-, Darm- und Brustkrebs beobachtet. Wegen Leukämie behandelte Kinder zeigten eine Zunahme von Hirn- und anderen Tumoren, Morbus-Hodkin-Patienten Krebs an Skelett, Weichgewebe, Haut, Atemtrakt und am Nervensystem (Up 91).

Beruflich strahlenexponierte Personengruppen am Beispiel Radon exponierter Bergarbeiter.

Georgius Agricola berichtet schon im 16. Jahrhundert über die Wirkung der Strahlenexposition durch Radon - ohne diese Ursache zu kennen - als sog. "Bergsucht", eine Erkrankung der Lunge bei Bergarbeitern im Grubenrevier von Joachimstal (Ag 97). 1879 wurde diese Krankheit von Haerting und Hesse als Lungenkrebs diagnostiziert (Ha 79). Die Strahlenexposition durch die Inhalation wurde nach ersten Messungen der Radonkonzentration in den Stollen Anfang des 20. Jahrhunderts aufgrund der geringen Löslichkeit des Edelgases jedoch als gering eingeschätzt. Die Bedeutung der kurzlebigen Zerfallsprodukte für die Dosis im Bronchialepithel wurde erst in den 50iger Jahren erkannt. Als Folge davon wurden unmittelbar umfangreiche epidemiologische Studien an Radon exponierten Bergarbeitern begonnen (Tab. 1.18).

Eine der häufigsten Ursachen für Lungenkrebs ist das Rauchen. In der statistisch gesicherten Trennung der sich überlagernden, gegenseitig promovierenden Effekte "Rauchen" und "Inhalation radioaktiver Aerosole" liegt die besondere Schwierigkeit derartiger Studien.

Bei Uranbergarbeitern traten bereits 5 Jahre nach der ersten hohen Radonexposition die ersten Lungenkrebsfälle auf, im Gegensatz zu ursprünglich beobachteten minimalen Latenzzeiten von 10 Jahren (UN 88). Das Inzidenzmaximum trat im Zeitraum von 10 - 15 Jahren nach der ersten Exposition auf, 20 Jahre nach der letzten Exposition waren keine Fälle von Lungenkrebs mehr zu beobachten.

Bei der Risikoabschätzung durch Aufnahme von Radionukliden in den Körper wird i. a. die aufgenommene Aktivität, bei der Exposition durch Radonzerfallsprodukte das zeitliche Integral über die potentielle Energiekonzentration in der

| Art des Bergwerks | Literatur |
|--|--|
| Uran Tschechoslowakei Colorado, USA Ontario, Canada New Mexico, USA Eldorado, USA | Kunz et alii, 1979 (Ku 79) Sezv et alii, 1988 (Se 88) Lunida et alii, 1971 (Lu 71) Archv et alii, 1973 (Ar 73) Muller et alii, 1981 (Mu 81) Samet et alii, 1984 (Sa 84) Morgan und Samet, 1980 (Mo 80) Howe et alii, 1986 (Ho 86) |
| Eisen | Boyd et alii, 1970 (Bo 70) Radford und Renard, 1984 (Ra 84) Jorensen, 1984 (Jo 84) |
| Flußspat | Morrison et alii, 1981 (Mo 81) De Villers und Wiedish, 1964 (Vi 64) |
| Gold | Müller et alii, 1986 (Mu 86) |
| Niob | Solli et alii, 1985 (So 85) |
| Zink | Axelson et alii, 1978 (Ax 78) |
| Zinn | Fox et alii, 1981 (Fo 81) |

Tab. 1.18: Epidemiologische Studien zur Lungenkrebshäufigkeit von Bergarbeitern (Ja 90)

Atemluft (in WLM, Anhang) zugrunde gelegt und nicht die im Organ oder Gewebe absorbierte Energie. Eine nicht homogene Energieverteilung im betrachteten Organ oder Gewebe erschwert die exakte Bestimmung der Energiedosis. Im Sinne einer Vergleichbarkeit mit anderen Daten kann für die Expositionsbedingungen im Uranbergbau als erster Näherungswert eine Energiedosis für den Bronchialbereich von 6 mGy pro WLM gelten.

Der Variationsbereich der aus den unterschiedlichen Studien ermittelten Risikodaten ist groß (Abb. 1.18). Als zentraler Wert für das absolute Risiko ergeben sich 10 zusätzliche Fälle pro 10^6 Personenjahre und WLM, als relatives Risiko 1% pro WLM (UN 88).

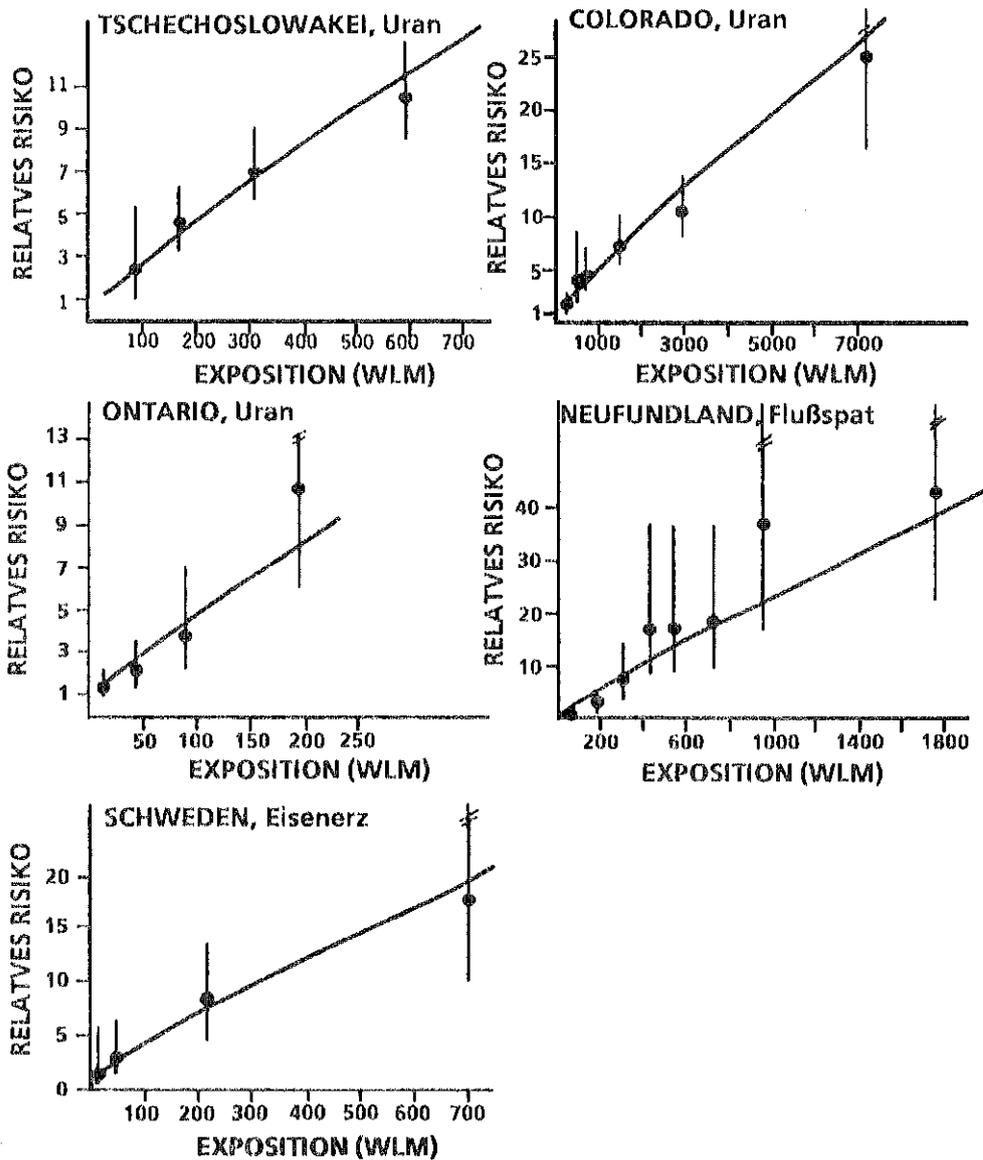


Abb. 1.18: Lungenkrebsrisiko bei verschiedenen Gruppen von Bergarbeitern (UN 88)

1.3.5 Risikoextrapolation zu kleinen Dosen, offene Fragen im Strahlenschutz

Ionisierende Strahlung ist in der Lage, eine beträchtliche Energie auf einzelne Zellen eines exponierten Gewebes zu übertragen. Die Strahlendosis ist der statistische Mittelwert von in einem Gewebe d.h. von einer Vielzahl von Zellen absorbierten Energiebeiträgen. Bei kleinen Dosen werden nicht alle Zellen eines Gewebes von einem Energieabsorptionsereignis betroffen sein. Die Anzahl betroffener Zellen ist proportional der Dosis. Kleine Dosen sind im Strahlenschutz Dosisbeiträge z. B. in der Größenordnung der Umweltbelastung, die im Bereich von weni-

gen mGy liegen. Die ICRU ("International Commission on Radiological Units") definiert eine Dosis als klein, wenn nicht alle Zellen eines Gewebes durch Energieabsorptionsprozesse betroffen sind (ICRU 83). Abb. 1.19 verdeutlicht schematisch diesen Zusammenhang am Beispiel von drei mit unterschiedlich hohen ^{60}Co -Strahlendosen ausgesetzten Zellverbänden. Bei einer Dosis von 30 mGy wird in jeder Zelle mehrfach durch Sekundärelektronen Energie abgegeben. Bei 0,3 mGy sind nur wenige Zellen, bei 3 mGy im Mittel jede Zelle einmal betroffen. Ein Großteil der DNA-Schäden wird durch Reparatursysteme korrigiert. Nur ein sehr geringer Bruchteil transformierter Zellen durchbricht das Immunsystem und verursacht ungerichtetes Wachstum. Unter der Annahme einer bei kleinen Dosen wahrscheinlich nicht vorhandenen Beeinflussung der Reparaturmechanismen und des Immunsystems durch die Strahlenexposition postuliert die ICRP einen einfachen proportionalen Dosis-Wirkungszusammenhang. Damit ergibt sich die Notwendigkeit, das mit einer kleinen Dosis verbundene, endliche Risiko zu quantifizieren.

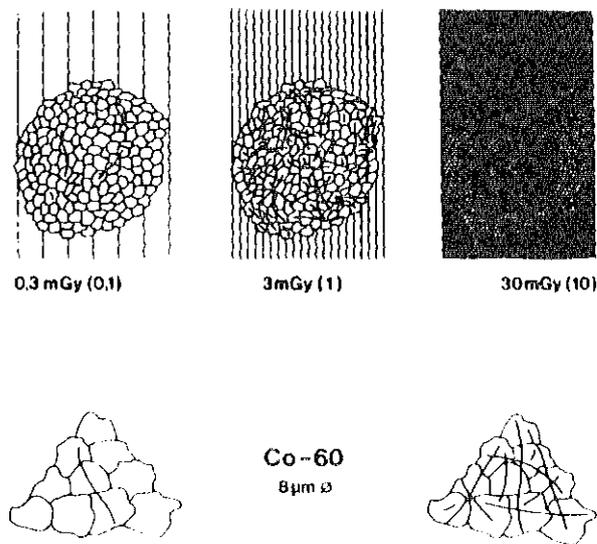


Abb. 1.19: Schematische Darstellung des Begriffs "kleine Dosis" am Beispiel ^{60}Co exponierter Zellen (Bo 88)

Die Abschätzung dieses Risikos bezieht sich auf Inzidenzraten oder Mortalitätsraten, die weit unterhalb der spontanen Raten liegen, und damit nicht ohne weiteres beobachtbar sind. Die exakte Trennung von strahleninduzierten Effekten gegenüber den überlagernden oder synergistischen Einflüssen anderer kanzerogener Noxen ist nur sehr schwer möglich. Um Unterschiede auch statistisch signifikant zu ermitteln, sind außerordentlich große Bevölkerungsgruppen erforderlich. Der-

artige Kollektive gibt es entweder nicht, oder sie sind de facto nicht über den erforderlichen langen Zeitraum zu verfolgen. Studien auf der Basis kleiner Kollektive haben hinsichtlich ihres Ergebnisses eher zufälligen Charakter. Der Hang "positive" Ergebnisse zu publizieren, nicht aber "negative", erschwert den Sachverhalt zusätzlich.

Grundlage zur Risikoabschätzung für kleine Dosen sind epidemiologische Beobachtungen im Bereich "höherer" Dosen. Daher sind Extrapolationen unter der Annahme von Hypothesen erforderlich, die i. a. weder beweisbar noch widerlegbar sind.

Risikoabschätzungen für stochastische Strahlenschäden stammen hauptsächlich von exponierten Personengruppen mit Dosen im Bereich von 0,5 bis 10 Gy. Für wenige bestimmte Arten von strahleninduziertem Krebs gibt es Daten ab 0,2 oder 0,1 Gy. Dosisgrenzwerte im Strahlenschutz liegen bei 0,05 oder 0,02 Sv/a oder sogar darunter. Schätzungen für das Krebsrisiko im Bereich kleiner Dosen liegen teilweise erheblich höher als das im "oberen" Dosisbereich abgeschätzte Risiko. In Einzelfällen betragen die Unterschiede für das zusätzliche Risiko bis zu zwei Größenordnungen (Mo 91).

Es gibt eine ganze Reihe von Unsicherheiten und Fehlerquellen, die bei der Interpretation von Studien zur Frage der Wirkung "kleiner" Strahlendosen Verwirrung stiften können. Dazu gehören neben anderen unzuverlässige dosimetrische Daten, aus statistischer Sicht nicht optimal ausgewählte, untersuchte Personengruppen, das Fehlen vergleichbarer Kontrollgruppen, Überlagerung fremder, d. h. nicht strahleninduzierter Effekte und sozio-geographische Einflüsse. Methodische Schwierigkeiten und Unzulänglichkeiten erschweren die Untersuchungen erheblich. Unterschiedliche Risikoschätzwerte können durch eine "pseudo-statistische" Auswahl vorgetäuscht werden. Beispiele dafür sind Vergleiche von Gruppen mit speziellen Krankheiten mit Gruppen besonders gesunder Menschen, wie Soldaten, exponiert bei Kernwaffenversuchen, oder Arbeitern aus der kerntechnischen Industrie.

Studien werden häufig vor dem Hintergrund für die Gesamtbevölkerung erwarteter Raten geführt, was durch die Nichtberücksichtigung inhärenter Faktoren beim strahlenexponierten Kollektiv zu Fehlinterpretationen führen kann ("the healthy worker effect").

Eine Reihe von Untersuchungen haben sich zum Ziel gesetzt, Risikoabschätzungen im Bereich kleiner Dosen durchzuführen. Als Quellen für die Strahlenexposition im Bereich kleiner Dosen werden Röntgen- und nuklearmedizinische Diagnostik, Fall-out von Kernwaffentests, Umgebungsstrahlung von kerntechnischen

Anlagen, berufliche Strahlenexposition und Gebiete mit erhöhter natürlicher Strahlung herangezogen. Alle diese Studien haben gemeinsam, daß es keine statistisch überprüfbareren Zusammenhänge zwischen den beobachteten Zunahmen an Leukämie und Krebs und den vermeintlichen oder tatsächlich vorhandenen Strahlenexpositionen gibt. In einigen Fällen scheinen sich "plausible Tendenzen" abzuzeichnen, die durch weitere Daten noch zu belegen sind.

Aufsehen haben in der letzten Zeit vor allem Studien erregt, die über eine Zunahme von Leukämiefällen in der Umgebung von kerntechnischen Anlagen vor allem bei Kindern berichten (Ga 90, Mi 92).

Die Gardener Studie (Ga 90) befaßt sich mit dem gehäuften Auftreten von Kinderleukämie und -lymphomen in der Umgebung der schottischen Wiederaufarbeitungsanlage Sellafield. Gegenstand der Untersuchungen sind 46 Fälle von Leukämie und 37 Fälle von Lymphomen. Eine Beziehung zwischen Leukämie-Risiko und verschiedenen Indikatoren einer radiologischen Umgebungsbelastung durch die Sellafield-Anlage, wie z. B. Verzehr kontaminierter Meeresfrüchte oder Gemüse aus eigenem Anbau, sowie Spielen am Strand, konnte nicht hergestellt werden. Auch ein ursächlicher Zusammenhang zwischen Risiko und beispielsweise dem Alter der Mutter oder eventueller Röntgenuntersuchungen konnte nicht hergestellt werden.

Das Risiko stieg bei Kindern, deren Väter in der Sellafield-Anlage beschäftigt waren, und insbesondere, wenn diese dort in der Zeit vor der Zeugung hohen Strahlenbelastungen ausgesetzt waren. Die Väter von 9 Leukämie-Fällen arbeiteten zur Zeit der Geburt ihrer Kinder in der Anlage; 4 von ihnen erhielten dort Dosen aus externer Bestrahlung zwischen 97 und 180 mSv. Aus der lokalen Kontrollgruppe (277 Personen) waren 41 Väter in Sellafield beschäftigt und 3 von ihnen erhielten hohe Strahlendosen.

Dosen der Väter von 100 mSv und mehr erhöhten das Leukämie-Risiko für Kinder um das 6 bis 8-fache. Unterhalb dieser Dosiswerte ergaben sich Anzeichen für eine Erhöhung des Risikos nur, wenn Werte 6 Monate vor der Zeugung herangezogen wurden. Ähnliche Resultate ergaben sich für Nicht-Hodgkin-Lymphome. Für das Auftreten von kindlichem Morbus Hodgkin war kein Zusammenhang mit der Strahlenbelastung der Väter erkennbar.

Besonders hoch (zehnfacher Wert des statistischen Bevölkerungsdurchschnittes) ist das kindliche Leukämie-Risiko in dem Ort Seascale unweit der Sellafield-Anlage. Die Väter von 4 der dortigen 5 Leukämie-Opfer waren in Sellafield beschäftigt und hohen Strahlendosen ausgesetzt.

Die Studie kommt zu dem Ergebnis, daß die durch äußere Bestrahlung hervorgerufenen Mutationen in den Keimzellen als wahrscheinlichste Ursache für eine Erhöhung der Leukämierate in der Nachkommenschaft der Sellafield-Arbeiter in Frage kommen.

Einzig vergleichbare Quelle von Humandaten sind die Nachkommen der Überlebenden von Hiroshima und Nagasaki. Trotz im Mittel um den Faktor 4 höheren Dosen der Väter gibt es bei 7 387 Kindern der Überlebenden der beiden Bomben kein erkennbar höheres Leukämierisiko. Die Vergleichbarkeit ist durch die unterschiedliche Wirkung einer Kurzzeitbestrahlung in Hiroshima und Nagasaki und der chronischen Bestrahlung in den Anlagen von Sellafield begrenzt. Unklar ist, inwieweit mögliche Inkorporationen von Radionukliden durch die Väter in Sellafield eine Rolle gespielt haben können, die nicht quantifizierbar waren. Die Zahl der gut dokumentierten Fälle dieser Studien ist klein, die beobachteten Effekte sind groß. Bemerkenswert ist der erstmals hergestellte Zusammenhang für eine mögliche genetische Wirkung, wenngleich Gardener in seiner Studie darauf hinweist, daß eine "Korrelation" nicht automatisch auch "kausaler Zusammenhang" bedeutet.

Vor dem Hintergrund dieser und weiterer Studien zum Thema Leukämie in der Umgebung kerntechnischer Anlagen wurde 1989 eine Studie für 20 deutsche Standorte kerntechnischer Anlagen und in Kontrollregionen begonnen, die Ergebnisse Anfang 1992 vorgestellt (Mi 92).

Basis für diese Studie waren 1 610 dokumentierte Fälle aus dem Mainzer Kinderkrebsregister für den Zeitraum 1980 - 1990. Die Hauptfragestellungen nach einem gehäuften Auftreten von bösartigen Erkrankungen und kindlicher Leukämie bei unter 15jährigen im 15 km-Umkreis von kerntechnischen Anlagen waren negativ zu beantworten. Ein relatives Risiko von 0,97 für alle bösartigen Erkrankungen und von 1,06 für Leukämie vor dem Hintergrund von deutlich unter dem Bundesdurchschnitt liegenden Inzidenzraten in den Kontrollregionen hat sich als statistisch nicht signifikant gezeigt. Die Studie hat u. a. auch deutlich gemacht, wie durch unterkritische Subgruppenbildung zufallsbedingte Unterschiede beobachtbar sind. Bemerkenswert bei dieser Studie ist auch das erhöhte relative Risiko von 4,06 für Kinder in der Umgebung geplanter, aber nie realisierter Standorte für kerntechnische Anlagen.

Insgesamt hat sich gezeigt, daß bis heute keine gesicherten Ergebnisse aus epidemiologischen Studien im Bereich kleiner Dosen, wie z. B. Umweltbelastungen durch ionisierende Strahlung vorliegen. Es werden derzeit jedoch verstärkt in internationaler Kooperation Fallkontrollstudien auf der Grundlage Radon expo-

nierter Lungenkrebskranker durchgeführt, um möglicherweise nach einigen Jahren einen ausreichend großen Datenumfang für eine auch statistisch überprüfbare Aussage über ein Risiko im Bereich der Umweltstrahlenexposition machen zu können.

1.3.6 Optimierungsfragen im Strahlenschutz

Kann die Strahlenexposition beeinflusst werden, ist es Aufgabe des Strahlenschutzes, geeignete Maßnahmen zu ergreifen. Als Leitlinien für einen derartigen Prozeß können die Grundsatzempfehlungen der ICRP, zuletzt modifiziert im Jahre 1990, dienen (ICRP 26, ICRP 60). Dies sind:

- Rechtfertigung einer Strahlenanwendung:

Es soll keine Tätigkeit (Abb. 1.20), die mit einer Strahlenexposition verbunden ist, gestattet werden, wenn nicht der damit verbundene Nutzen für die Einzelperson oder die Gesellschaft den Schaden durch die Strahlenexposition überwiegt. Unter dem Begriff "Schaden" ist dabei die Wahrscheinlichkeit für das Eintreten eines gesundheitsschädigenden Effekts und die Bewertung von dessen Schwere zusammengefaßt.

- Optimierung des Strahlenschutzes:

Für jeden einzelnen Beitrag aus einer Tätigkeit müssen die individuellen Dosisbeiträge, die Anzahl strahlenexponierter Personen und die Wahrscheinlichkeit, auch für eine unvorhersehbare Exposition, so niedrig gehalten werden, wie es unter Berücksichtigung von wirtschaftlichen und sozialen Faktoren vernünftigerweise erreichbar ist ("as low as reasonable achievable", ALARA-Prinzip). Dies soll durch eine Beschränkung der Dosis bei einer Strahlenexposition und des Risikos bei einer möglichen Strahlenexposition erreicht werden.

- Grenzwerte für Dosis und Risiko von Einzelpersonen:

Die Strahlenexposition von Einzelpersonen aus allen zu berücksichtigenden Tätigkeiten soll Dosisgrenzwerten oder für den Fall potentieller Expositionen einer Begrenzung des Risikos unterliegen. Damit soll erreicht werden, daß unter normalen Umständen kein Individuum einem nicht akzeptablen Strahlenrisiko ausgesetzt wird.

- Interventionen:

Eine geplante Intervention (Abb. 1.20) soll mehr Nutzen als Schaden bringen. Die Schadensminderung durch die Reduktion der Dosis soll ausreichend sein, um Schäden infolge der Intervention und die Kosten der Intervention unter Berücksichtigung von sozialen Kosten zu rechtfertigen.

Art, Umfang und Dauer von Interventionen sind so zu optimieren, daß der Nettonutzen einer Dosisreduzierung maximal wird. Der Nettonutzen ist die Differenz zwischen vermiedenem Strahlenschaden durch eine reduzierte Dosis und dem Strahlenschaden, der durch die mit der Intervention verbundenen Dosis herbeigeführt wird. Dosisgrenzwerte sieht die ICRP für Interventionen nicht vor.

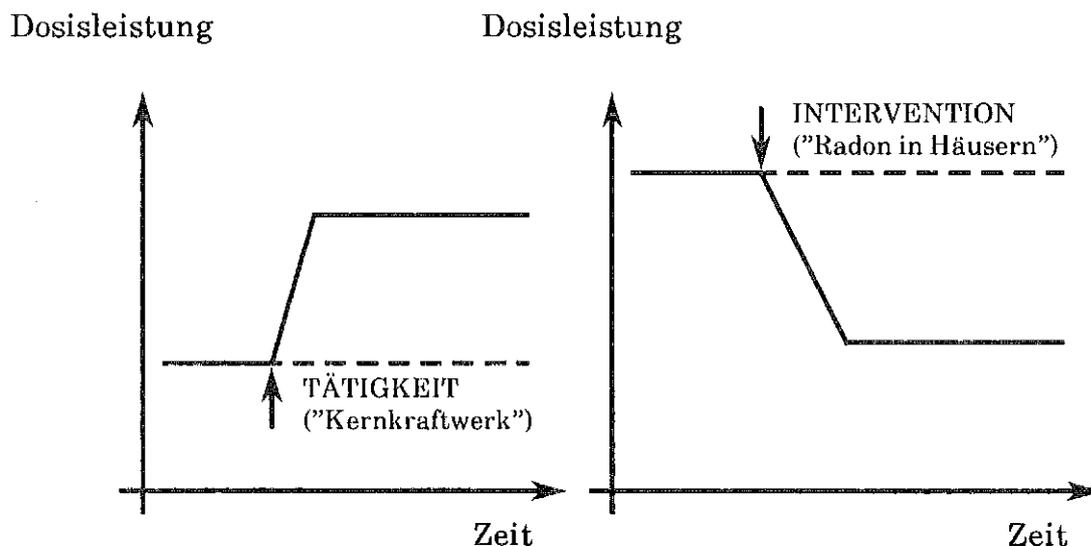


Abb. 1.20: "Tätigkeit" und "Intervention" und deren Auswirkungen auf die Dosisleistung als Funktion der Zeit

Es gibt eine Vielzahl von Optimierungstechniken und -verfahren, die prinzipiell auf die unterschiedlichsten Systeme anwendbar sind, auch auf Maßnahmen im Strahlenschutz. Die Anwendungen der meisten dieser Verfahren setzt explizit oder implizit eine (monetäre) Wertzuweisung für einzelne mögliche Optimierungsziele voraus. Ein derartiges Verfahren, neben vielen anderen, ist die Kosten-Nutzen-Analyse.

Die Optimierungstiefen bei den einzelnen Verfahren werden unterschiedlich je nach Anwendungsfall sein. Bei der Planung von neuen Anlagen werden zur Entscheidungsfindung über das Ausmaß von Schutzmaßnahmen wie zum Beispiel Abschirmung oder Luftaustauschraten usw. sehr viel detailliertere und verfeinerte Systembeschreibungen erforderlich sein und auch eingesetzt werden als bei der Festlegung von Grenzwerten durch Behörden oder beim Betrieb von Anlagen, wo beispielsweise Entscheidungen über Anzahl und Qualifikation des Personals oder Anzahl von Meßstellen zu treffen sind. Ergebnisse von Optimierungsverfahren durch Betreiber oder Behörden müssen zu einem einfachen Regelwerk führen, ge-

eignet als Vorgabe für den praktischen Arbeits-, Strahlen- und Umweltschutz vor Ort, wo im tagtäglichen Betrieb systematische Optimierungstechniken nicht eingesetzt werden können. Um schädigende Wirkungen von Strahlenexpositionen für den betroffenen Personenkreis quantifizieren zu können, verwendet man die Begriffe "Risiko" und "Schaden".

Das bei einer bestimmten Dosis bestehende Risiko wird als mittlere Wahrscheinlichkeit definiert, daß bei einem exponierten Individuum eine bestimmte Strahlenwirkung eintritt. Als "Schaden" (detriment) wird der mathematische Erwartungswert für das Ausmaß in einem exponierten Personenkollektiv bezeichnet unter Berücksichtigung der Wahrscheinlichkeit und der Schwere der unterschiedlichen Effekte.

Dies schließt deterministische und stochastische Strahlenschäden ein. Bei der Einhaltung bestehender Dosisgrenzwerte können deterministische Effekte ausgeschlossen werden. Die stochastische Komponente kann durch die kollektive effektive Äquivalentdosis hinreichend genau beschrieben werden. Die Kollektivdosis alleine reicht im Bereich „größerer Dosisbeiträge“ wie z. B. bei Radiotherapie oder kerntechnischen Unfallsituationen nicht zur Beschreibung des „Schadens“ aus. In diesen Fällen müssen die individuellen Daten in die Betrachtungen mit einbezogen werden.

Bei der Kosten-Nutzen-Analyse wird einem „Schaden“ ein monetärer Wert Y zugewiesen. Dieser ist:

$$Y = \alpha \cdot S$$

mit α : monetärer Wert pro Dosis
 S : Kollektivdosis

Die anderen Einzelbeiträge zum „Gesamtschaden“ sind von individuellen Dosen abhängig. Die Kosten dafür können wie folgt quantifiziert werden:

$$Y = \beta \sum_j N_j f_j(H_j)$$

Dabei ist:

H_j : effektive Äquivalentdosis in der Gruppe j
 N_j : Anzahl exponierter Personen in j
 $f(H)$: Verteilung der Dosis
 β : monetärer Wert der Dosis

Die Gesamtkosten für den durch die Strahlenexposition entstehenden Schaden sind:

$$Y_{ges} = \alpha \cdot S + \beta \sum_j N_j f_j(H_j)$$

Die Festlegung von α und β erfolgt durch den Anwender der Kosten-Nutzen-Analyse nach seiner Einschätzung. Der Nettonutzen B ist dann:

$$B = V - (P + X + Y)$$

- V: Nutzen aus der Anwendung
- P: Produktionskosten ohne Strahlenschutzmaßnahmen
- X: Kosten für Strahlenschutzmaßnahmen
- Y: monetärer Gegenwert für den Schaden

Geht man davon aus, daß P und V unabhängig von Strahlenschutzmaßnahmen sind, so wird der Nettonutzen maximiert, wenn die Summe der Beträge aufgrund von Strahlenschutzmaßnahmen X und des verursachten Schadens Y minimal wird: Dabei sind sowohl X als auch Y vom Umfang der jeweiligen Strahlenschutzmaßnahmen abhängig. Bei praktischen Anwendungen ist zu beachten, daß der erreichte Nutzen V vom Ausmaß der Strahlenschutzmaßnahmen beeinflusst werden kann. Strahlenschutzoptimierung setzt in der Regel auch voraus, daß Dosisgrenzwerte eingehalten werden, was den Optimierungsspielraum ggf. einengen kann.

Ein einmal auf diesem Wege ermitteltes Optimum ist abhängig von den zugrunde gelegten Risikofaktoren. Ein linearer Zusammenhang ohne Schwellenwert zwischen einer Strahlenexposition und dem Entstehen eines stochastischen Strahlenschadens impliziert (Abb. 1.20 + 1.21), daß ein bestimmter Dosisbeitrag ein bestimmtes Risiko (Wahrscheinlichkeit) für einen Strahlenschaden beinhaltet, unabhängig von früheren oder zukünftigen Dosisbeiträgen. Es ist daher möglich, aus Strahlenschutzgründen Dosisbeiträge aus einzelnen Tätigkeiten zu begrenzen und zwar unabhängig von Strahlenexpositionen aus anderen Quellen. Diese "Unabhängigkeit" einzelner Dosisbeiträge gilt jedoch nur dann, wenn die Summe unterhalb der Schwelle für deterministische Strahlenschäden bleibt. In vielen Fällen kann damit jede einzelne Quelle für eine Strahlenexposition für sich betrachtet werden.

Die Kosten zur Reduzierung des Risikos um einen konstanten Betrag sind abhängig von der Dosis. Der erforderliche Aufwand ist bei hohen Dosen geringer als bei niedrigen Dosen. Eine Erhöhung des Risikoeffizienten z. B. aufgrund neuer epi-

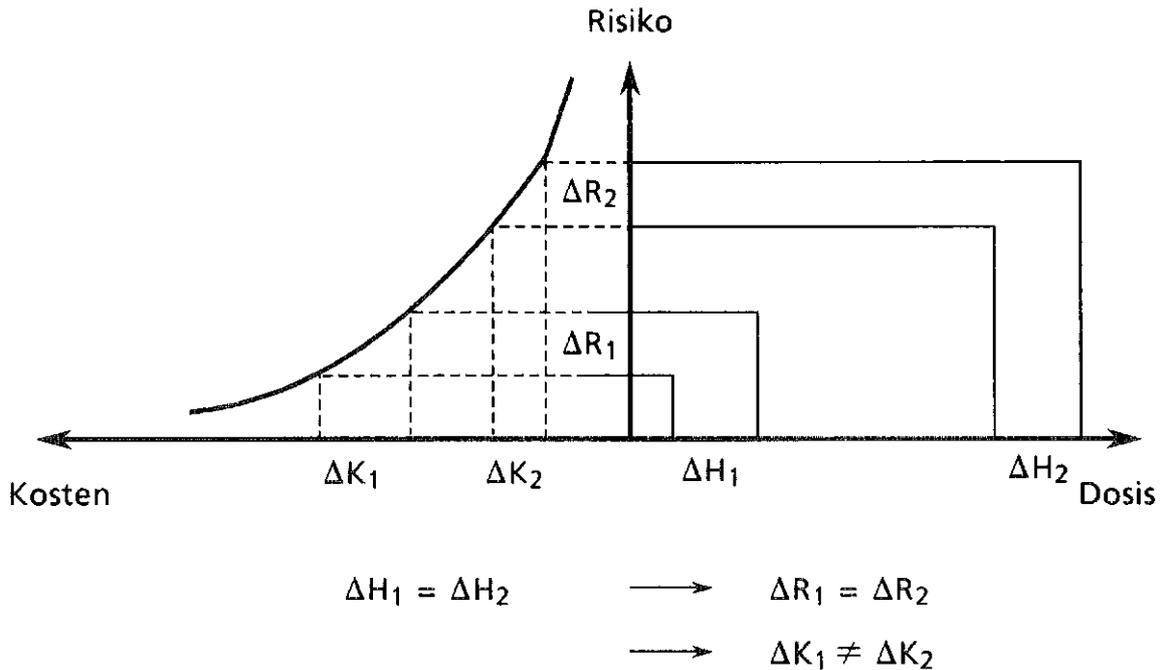


Abb. 1.21: Dosis-Risiko Zusammenhang und Kosten für eine Reduktion des Risikos

demiologischer Daten bewirkt eine Verschiebung der „optimalen“ Kollektivdosis zu kleineren Werten.

1.3.7 Begrenzung des Risikos: Festlegung von Dosisgrenzwerten

Optimierungsprozesse der beschriebenen Art sind nicht automatisch immer dazu geeignet, einen ausreichenden Schutz jedes einzelnen Individuums zu gewährleisten. Dies gilt besonders dann, wenn die Kollektivdosis minimiert wird, aber Schaden und Nutzen nicht gleich über das betrachtete Personenkollektiv verteilt sind. Für diesen Fall ist es erforderlich, individuell gültige Dosisgrenzwerte festzulegen. In diesem Sinne ergänzen Grenzwerte die Forderung nach "Rechtfertigung" und "Optimierung".

Primäres Ziel von Dosisgrenzwerten für die Einzelperson muß es sein, deterministische Strahlenschäden auszuschließen. Dosisgrenzwerte müssen daher unterhalb des Schwellenwertes für deterministische Schäden in den einzelnen Organen und Geweben liegen. Diese Forderung wird durch den Grenzwert für Organ- oder Gewebedosen erfüllt (ICRP 60):

$$H_p < 0,5 \text{ Sv/a}$$

$$H_p < 0,15 \text{ Sv/a} \quad \text{für Augenlinse}$$

Eine Begrenzung der Dosis bewirkt bei stochastischen Strahlenschäden ausschließlich eine Begrenzung der Wahrscheinlichkeit für dessen Auftreten, nicht aber das Ausmaß des Schadens selbst. Der Festlegung eines Grenzwertes für diesen Bereich muß daher eine Definition des akzeptierten Risikos vorausgehen. Diese Quantifizierung kann ein gesellschaftliches Problem darstellen. Die ICRP hat in ihrem Konzept verschiedene Risikobereiche definiert (Abb. 1.22, ICRP 60).

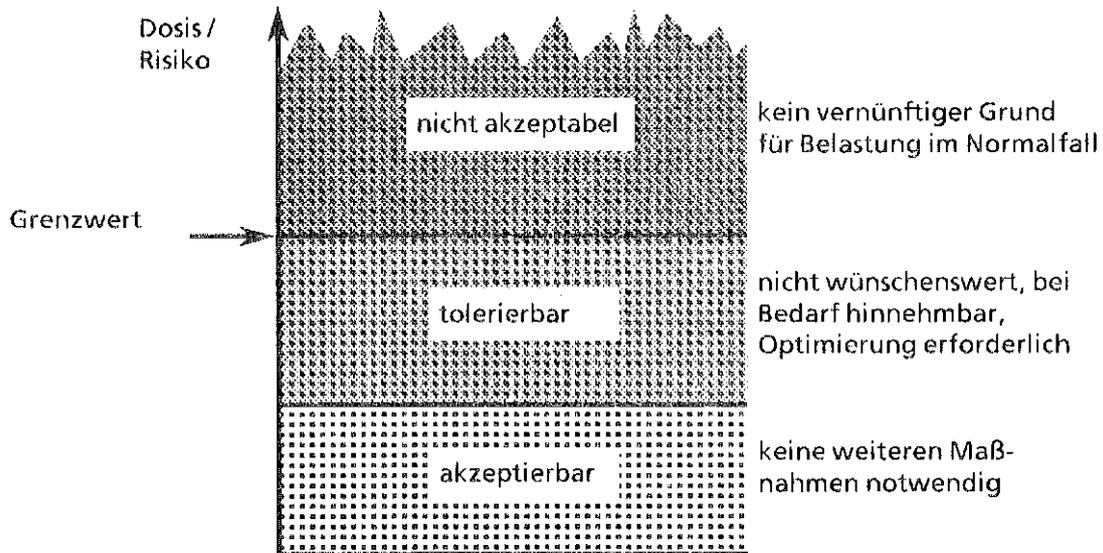


Abb. 1.22: Risikokonzep der ICRP

Aus der Definition einer Grenze zwischen tolerierbarem und nicht tolerierbarem Risiko ergibt sich unter Berücksichtigung eines Risiko-Koeffizienten direkt der jeweilige Grenzwert. Eine Strahlenexposition oberhalb dieses Grenzwertes ist aus keinem vernünftigen Grund im Normalfall (d. h. nicht z. B. in Unfallsituationen) zu akzeptieren.

Die ICRP sah bei der Überarbeitung der Grundsatzempfehlungen die Grenze zwischen noch tolerierbarem Risiko und nicht akzeptablem Risiko bei $5 \cdot 10^{-5}$ für die Bevölkerung und bei $8 \cdot 10^{-4}$ bei beruflich strahlenexponierten Personen, ohne jedoch diese Zahlen im Text explizit zu nennen.

Bei Zugrundlegung eines multiplikativen Risikomodells ergeben sich für berufliche Strahlenexpositionen von 10, 20, 30 und 50 mSv/a die in Abb. 1.23 dargestellten Raten strahleninduzierter tödlicher Krebshäufigkeiten/-risiken in Abhängigkeit vom Alter. Das Häufigkeitsmaximum tritt wie bei der Krebshäufigkeit allgemein gegen Ende des 7. Lebensjahrzehnts auf. Legt man ein mittleres berufsbedingtes Risiko von 10^{-3} zugrunde, was dem in „konventionellen“ Industriebereichen entspricht, so zeigt sich bei einer jährlichen Dosis von 50 mSv/a

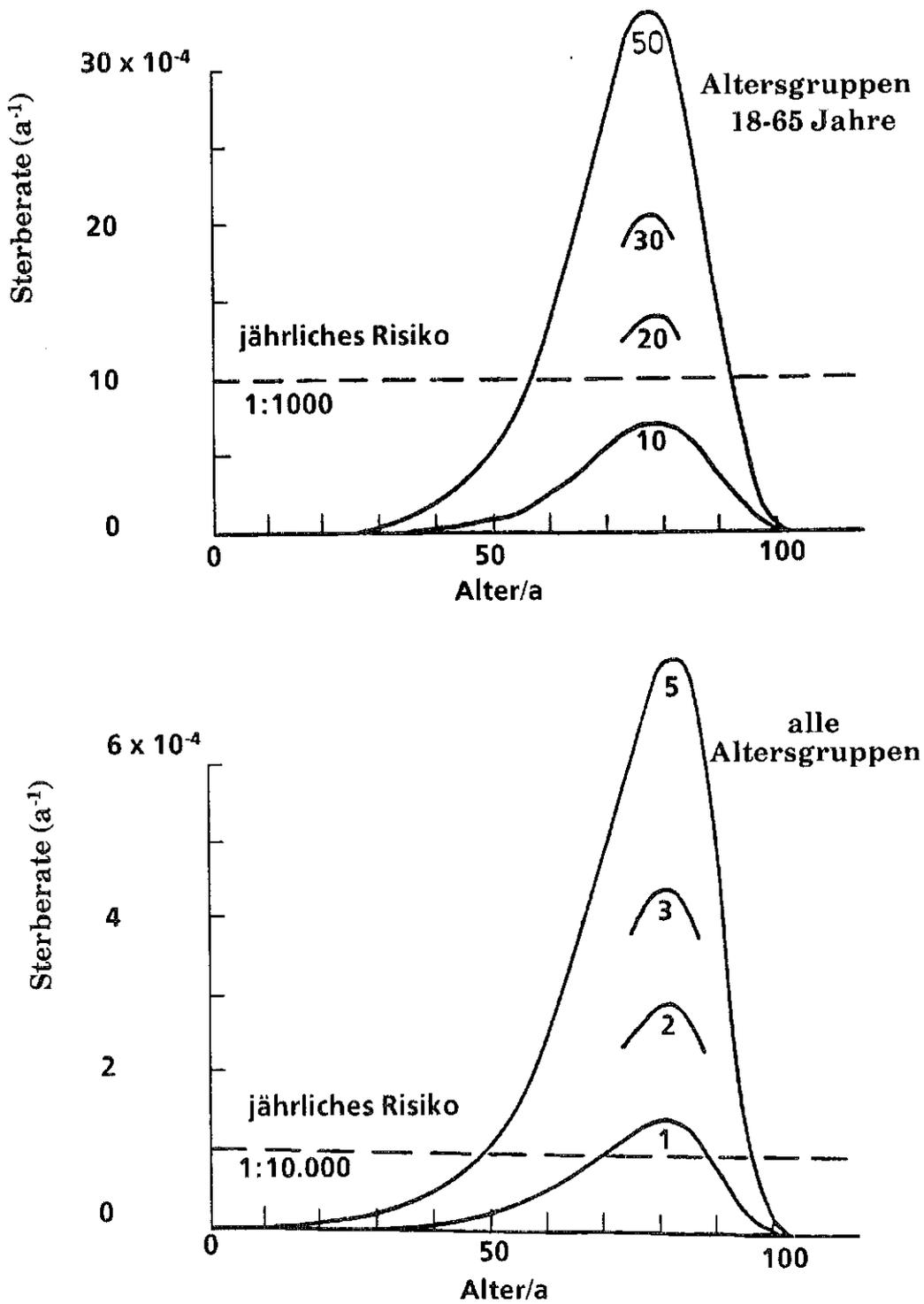


Abb. 1.23. Jährliches Sterberisiko als Funktion des Lebensalters durch strahleninduzierten Krebs bei verschiedenen jährlichen Expositionen (ICRP 60)

bei einem Alter von Mitte 50, bei 20 mSv/a bei Mitte 60, eine Überschreitung dieses Risikos. Im Gegensatz zu früheren Empfehlungen waren Bewertungskriterien nicht tödliche Krebsabschätzungen (Wichtung als 15 % der tödlichen) und genetische Schäden (Wichtung mit 20 %).

| | | | | | |
|--|------|------|------|------|--------------------|
| Effektive Jahresdosis, mSv/a | 10 | 20 | 30 | 50 | 50 (Stand 1977) |
| Berufliche Lebenszeitdosis, Sv | 0,5 | 1,0 | 1,4 | 2,4 | 2,4 |
| Wahrscheinlichkeit für zusätzlichen Todesfall in % | 1,8 | 3,6 | 5,3 | 8,6 | 2,9 |
| Gewichteter Beitrag für nicht tödlichen Krebs in % | 0,25 | 0,50 | 0,74 | 1,2 | - |
| Gewichteter Beitrag für genetische Schäden in % | 0,34 | 0,68 | 1,0 | 1,6 | 1,2 |
| Summe: | 2,4 | 4,8 | 7,0 | 11,4 | 4,1 |
| Verlorene Lebenszeit durch zusätzlichen Todesfall (Jahre) | 13 | 13 | 13 | 13 | 10-15 |
| Mittlerer Verlust an Lebenszeit im Alter von 18 Jahren (Jahre) | 0,2 | 0,5 | 0,7 | 1,1 | 0,3-0,5 |

Tab. 1.20: Ausmaß des Schadens bei verschiedenen Jahresdosisgrenzwerten, für berufliche Strahlenexposition (ICRP 60)

| | | | | | |
|---|------|------|------|------|-------------------|
| Effektive Jahresdosis, mSv/a | 1 | 2 | 3 | 5 | 5 (Stand 1977) |
| Lebenszeitdosis, Sv | 70 | 140 | 210 | 350 | 350 |
| Wahrscheinlichkeit für zusätzlichen Todesfall in % | 0,4 | 0,8 | 1,1 | 2,0 | 0,5 |
| Gewichteter Beitrag für nicht tödlichen Krebs in % | 0,05 | 0,10 | 0,14 | 0,26 | - |
| Gewichteter Beitrag für genetische Schäden in % | 0,1 | 0,2 | 0,28 | 0,5 | 0,3 |
| Summe: | 0,6 | 1,1 | 1,5 | 2,8 | 0,8 |
| Verlorene Lebenszeit durch zusätzlichen Todesfall (Jahre) | 13 | 13 | 13 | 13 | 10-15 |
| Mittlerer Verlust an Lebenszeit (Jahre) | 0,05 | 0,11 | 0,16 | 0,3 | 0,4-0,7 |

Tab. 1.21: Ausmaß des Schadens bei verschiedenen Jahresdosisgrenzwerten (ICRP 60)

Eine Gesamtübersicht über die gesundheitlichen Nachteile von beruflich exponierten Personen gibt Tab. 1.20.

Auf der Basis dieser Daten hat die ICRP einen Grenzwert für die jährliche berufliche Strahlenexposition von 20 mSv/a, gemittelt über einen Zeitraum von max. 5 Jahren, mit einem jährlichen Maximalwert von 50 mSv/a empfohlen.

Eine analoge Betrachtung für die Bevölkerung (Abb. 1.23, Tab. 1.21) führte zu einer Grenzwertempfehlung von 1 mSv/a, ebenfalls gemittelt über 5 Jahre. Man geht bei der ICRP von einer Grenze für nicht akzeptierbare Risiken von zwischen 10^{-5} und 10^{-4} aus, wobei als entscheidend das Lebensalter für das zusätzliche Risiko gesehen wird. In jungen Jahren wird ein zusätzliches Risiko als schwerwiegender als im hohen Alter gesehen. Eine Einordnung dieser Risikodaten ist durch einen Vergleich mit den anderen natürlichen und zivilisatorischen Risiken des alltäglichen Lebens möglich (Abb. 1.24).

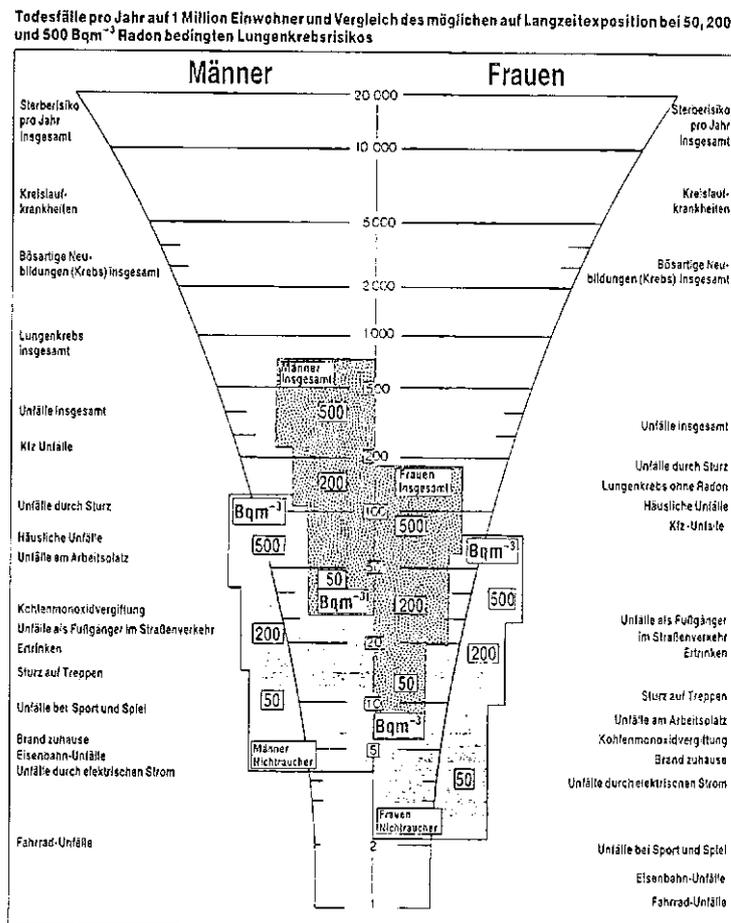


Abb. 1.24: Vergleich des möglichen Lungenrisikos durch Radon in Häusern mit anderen, zivilisatorischen und natürlichen Risiken unseres Lebens (Stand 1986, Ja 90 modifiziert)

1.3.8 Übertragbarkeit des Systems "Strahlenschutz" auf äquivalente Fragen im "konventionellen" Arbeits- und Umweltschutz

Es ist Aufgabe aller Strahlenschutzüberlegungen, Mensch und Umwelt beim Umgang mit ionisierender Strahlung vor möglichen, negativen Folgen zu bewahren. Seit den Anfängen der Arbeiten mit Strahlenquellen und offenen Radionukliden ist nach vielen und immer noch stattfindenden Iterationen ein ganzes System von Verfahren, Verhaltensweisen und Grenzwerten entstanden. Betrachtet man die strahlenbiologische Wirkungskette Abb. 1.11 und vergleicht die biologische Reaktion der Zelle nach der Energieabsorption mit der Wirkungskette von anderen Noxen, so besteht Ähnlichkeit in der Abfolge der einzelnen zellulären Reaktionen. Einzel- und Doppelstrangbrüche der DNA sind beispielsweise durch ionisierende und nichtionisierende Strahlung aber auch durch die Einwirkung verschiedener chemischer Stoffe möglich. Tab. 1.22 gibt einen Überblick über mögliche DNA-Schäden durch die Einwirkung unterschiedlicher Agenzien.

In jüngster Zeit sind immer mehr Probleme beim Umgang mit anderen Noxen aktuell, weil bewußt geworden, die mit einem System von Arbeits- und Umweltschutzmaßnahmen angegangen werden können, wie es sich für Strahlenschutzfragen bewährt hat.

Wichtig für die Bewertung des Gefährdungspotentials einer Noxe ist die Kenntnis von Dosis-Wirkungszusammenhängen. Zur Quantifizierung der Exposition haben sich im Strahlenschutz verschiedene Dosisbegriffe bewährt wie Energiedosis zur Beschreibung der vom Gewebe absorbierten Strahlungsenergie, oder Äquivalentdosis zur Beschreibung der biologischen Wirkung der absorbierten Energie im Gewebe und die effektive Äquivalentdosis zur Beschreibung der gesamten Exposition einer Person oder die Kollektivdosis als eine über ein Personenkollektiv integrierte Dosis zur Erfassung der Gesamtexposition in einer Bevölkerungsgruppe. Potentielle Grenzwerte, abgeleitet aus einem akzeptierten Risiko, lassen sich auf diese Weise vergleichsweise einfach festlegen und deren Einhaltung auch meßtechnisch überprüfen.

Diese Vorgehensweise läßt sich zum Beispiel im Arbeits- oder Umweltschutz auf die Exposition mit Lärm / Schall, Wärme / Hitze oder auch auf den Umgang mit Chemikalien übertragen. Dabei entspricht die Schallexposition einer "Bestrahlung" von außen, eine Exposition durch Chemikalien ist immer eine innere Exposition. Die physikalische / chemische Definition der "Dosisgröße" kann sich je nach Art der Noxe problematisch gestalten.

| Agens | Art des DNA-Schadens | Anzahl an Zellschäden pro Dosis D ₃₇ *) |
|------------------------|---|--|
| Ionisierende Strahlung | Einzel-/ | 1000 |
| | Doppelstrangbruch | 40 |
| | lokale Mehrfachschäden | 440 |
| | DNA-Proteinquerverbindungen | 150 |
| UV-Licht | Tymidin-Tymidin-Dimere | 400 000 |
| | Einzelstrangbrücke | 100 |
| Bleomycin A2 | Einzel-/ | 150 |
| | Doppelstrangbrüche | 30 |
| Wasserstoffperoxid | 0°C | < 2 600 000 |
| | 37°C | |
| Benzopyrene 4,5 oxid | Verknüpfung, Hemmung der RNA-polymerase | 100 000 |
| Aflatoxine | Verknüpfung, Hemmung der RNA-polymerase | 10 000 |
| 1-Nitropyrene | Verknüpfung, Hemmung der RNA-polymerase | 400 000 |

*) D₃₇: Dosis, die die Überlebensrate der exponierten Zellen auf 37% reduziert

Tab. 1.22: DNA-Schäden durch verschiedene Noxen (Wa 88)

Entscheidend ist bei einem bestimmten chemischen Stoff nicht unbedingt die aufgenommene Menge als vielmehr die von ihm im Gewebe gebildeten reaktiven Metaboliten (Ja 91), die durch ihre Wechselwirkung mit der DNS mutagene oder kanzerogene Effekte zeigen können. In Analogie zur Definition der Dosis im Strahlenschutz könnte man die effektive chemische Dosis durch das zeitliche Integral über die Anzahl im Targetgewebe erzeugten reaktiven Metaboliten bezogen auf die Masse des Targetgewebes definieren:

$$\text{Chemische Dosis } D(T) = \int_0^T \frac{\text{Zahl der DNA-reaktiven Metabolite}}{\text{Masse des Targetgewebes}} dt$$

Eine der Äquivalentdosis entsprechende biologisch wirksame Dosis kann bei Berücksichtigung der genetischen Wirkung der spezifischen Metaboliten abgeleitet werden (Abb. 1.25, Ja 91).

Derzeit ist die Kenntnis der Bildungsrate reaktiver Metaboliten und deren genotoxischer Wirksamkeit, eine Voraussetzung zur Ableitung von Dosis-Wirkungszusammenhängen, noch gering. Gleiches gilt für Risikoabschätzungen auf der

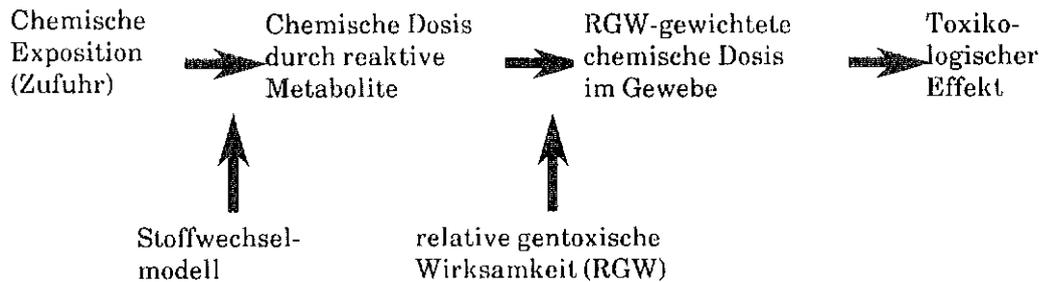


Abb. 1.25: Mechanistisches Modell zur Entwicklung von Beziehungen zwischen Exposition, Körperdosen und der biologischen Wirksamkeit von Chemikalien (Ja 91)

Grundlage von epidemiologischen Daten. Dies gilt insbesondere vor dem Hintergrund der Vielzahl bekannter oder noch unbekannter gentoxischer Chemikalien und anderer Noxen. Es ist davon auszugehen, daß es für Mutagene und Kanzerogene keine Schwellwerte gibt analog den stochastischen Strahlenschäden.

Grundsätzlich sind die Strahlenschutz-Grundprinzipien:

- Rechtfertigung,
- Optimierung und
- Einhaltung von Individualgrenzwerten

auch auf den Schutz vor anderen zivilisatorischen Noxen übertragbar, was in Teilbereichen auch geschehen ist. Die Technische Anleitung Luft enthält die Anweisung, die im Abgas enthaltenen Emissionen krebserzeugender Stoffe unter Beachtung des Grundsatzes der Verhältnismäßigkeit soweit wie möglich zu begrenzen, eine Formulierung analog den Anforderungen für Emissionen aus kerntechnischen Anlagen. Im Strahlenschutz werden Grenzwerte zur Verhinderung von deterministischen Schäden durch die Begrenzung der Äquivalentdosis in einzelnen Organen und Geweben und Grenzwerte der effektiven Äquivalentdosis zur Begrenzung der Wahrscheinlichkeit für stochastische Schäden unterschieden (Tab. 1.23). Ausgehend von diesen primären Dosisgrenzwerten werden sekundäre Grenzwerte für die Aktivitätszufuhr durch Inhalation und Ingestion von Radionukliden abgeleitet. Für beruflich strahlenexponierte Personen kommen Richtwerte für die Aktivitätskonzentration in Luft am Arbeitsplatz hinzu.

Für die berufliche Exposition durch Chemikalien am Arbeitsplatz zeichnet sich ein ähnliches System von Grenz- und Richtwerten ab (Tab. 1.23). Für nicht gentoxische Chemikalien werden durch eine Kommission der Deutschen Forschungsgemeinschaft "Maximale Arbeitsplatzkonzentrationen (MAK-Werte)", für gentoxische Chemikalien "Technische Richtkonzentrationen (TRK-Werte)" auf der Basis von tierexperimentellen Toxizitätstests festgelegt. MAK-Werte entsprechen

| Schutzziel | Art und Bezeichnung des Grenzwertes | |
|---|---|---|
| | Strahlung | Chemikalien |
| Verhütung von nicht-stochastischen Schäden | Grenzwert der Äquivalentdosis in einzelnen Geweben bzw. Organen | Maximale Arbeitsplatzkonzentration in Luft (MAK-Wert) |
| Begrenzung des Risikos von stochastischen Schäden | Grenzwert der effektiven Dosis für den Gesamtkörper | Technische Richtkonzentration in Luft (TRK-Wert) |

Tab. 1.23: Vergleich des Systems der Grenz- und Richtwerte bei beruflicher Exposition durch Strahlung und Chemikalien (Ja 91)

der Konzentration, bei der langfristig kein beobachtbarer schädigender Effekt festgestellt werden konnte, entspricht also einer aus dem deterministischen Grenzwert abgeleiteten maximalen Radionuklidkonzentration in Luft am Arbeitsplatz. TRK-Werte entsprechen den aus Dosisgrenzwerten / Aktivitätszufuhren für stochastische Schäden abgeleiteten maximalen Radionuklidkonzentration in Luft am Arbeitsplatz.

Im Gegensatz zum Strahlenschutz werden derzeit keine Grenz- oder Richtwerte für die Exposition von Personen aus der Bevölkerung festgelegt. Hier erfolgt eine Begrenzung der Konzentration oder die Festlegung von Höchstmengen in Luft, Nahrungsmittel und in Trinkwasser, z. B. in Form von "Maximalen Immissionskonzentrationen (MIK-Werte)".

Diese Regelungen ermöglichen nur in sehr begrenztem Umfang eine Aussage über die tatsächliche Belastung der Bevölkerung und der damit verbundenen gesundheitlichen Risiken. "Stochastische Schäden" und damit die Begrenzung des Risikos dafür fehlen im Gegensatz zum Strahlenschutz derzeit noch gänzlich. Ein Nachholbedarf besteht.

1.4 Anforderungen an die Meßtechnik

Der meßtechnische Nachweis von radioaktiver Strahlung basiert auf Wechselwirkungsprozessen, d. h. Energieübertragungsvorgängen von der Strahlung auf Materie. Bei Detektoren wie Gasionisations-, Szintillations-, Halbleiter-, Thermolumineszenz- und Radiophotolumineszenzdetektoren geschieht diese Energieübertragung in "makroskopischen" Dimensionen, in mehr oder weniger großen Volumenbereichen des Detektors. Diese Energieübertragung läßt sich in erster Näherung durch folgende Prozesse beschreiben:

- Erzeugung von sekundären Ladungsträgern i. a. Elektronen:

$$- \frac{dE}{dx} |_{\text{Ionisation}}$$

- Energieübertragung von Teilchenstrahlung durch ("mechanische") Stoßvorgänge:

$$- \frac{dE}{dx} |_{\text{Stoß}}$$

- Erzeugung von Sekundärstrahlung in Form von Bremsstrahlung bzw. Cerenkov-Strahlung:

$$- \frac{dE}{dx} |_{\text{Strahlung}}$$

Die gesamte Energieübertragung längs des Bahnelements dx im Detektor ist die Summe aus folgenden Einzelbeiträgen:

$$- \frac{dE}{dx} = \left(- \frac{dE}{dx} \right)_{\text{Ionisation}} + \left(- \frac{dE}{dx} \right)_{\text{Stoß}} + \left(- \frac{dE}{dx} \right)_{\text{Strahlung}}$$

Diese Detektoren erfassen die gesamte, im Detektorvolumen übertragene Energie. Damit wird es z. B. möglich über die Wahl des Detektorvolumens die Empfindlichkeit zum Strahlungsnachweis zu beeinflussen. Eine weitere Einflußgröße ist u. a. die Auswahl von Materialien geeigneter Ordnungszahlen. Dadurch wird es möglich auch Strahlung mit einer niedrigen Energieabgabe dE/dx nachzuweisen.

Für Anwendungen im praktischen Arbeits-, Strahlen- und Umweltschutz gibt es eine ganze Reihe hervorragender, in der Praxis bewährter Meßverfahren auf der Grundlage der erwähnten Wechselwirkungsprinzipien. Das gilt sowohl für elektronische Verfahren als auch für Festkörperdetektoren. Weiterentwicklungen auf diesem Gebiet dienen vor allem der technischen oder wirtschaftlichen Verbesserung einzelner Gerätetypen. Auf dem Gebiet der Festkörperdetektoren ist mit der amtlichen Bauartzulassung eines neuen Radiophotolumineszenzdosimeters ein entscheidender Durchbruch gelungen. Mit Hilfe eines flachen, quaderförmigen silberaktivierten Phosphatglases ist es möglich, beim Abtasten des Glases mit einem gepulsten UV-Laser alle aus dosimetrischer Sicht relevanten Größen für β - und Photonenstrahlung zu bestimmen. Entscheidend war die Möglichkeit nach gepulster UV-Laser-Anregung über unterschiedliche Zeitkonstanten der Signale, den störenden Vordosisanteil vom Nutzsignal zu trennen. Der Nachweis von Photonen ist mit diesem Verfahren in einem Energiebereich von 20 keV bis 1,3 MeV mit einer Unsicherheit von $<5\%$ möglich. Insgesamt ist dieses Verfahren hin-

sichtlich seiner dosimetrischen Eigenschaften den Thermolumineszenz- und Film-dosimeterverfahren weit überlegen.

Meßtechnischer Optimierungsbedarf liegt beim Nachweis von Neutronen im Energiebereich zwischen 10 und 250 keV und von α -Teilchen mit Hilfe von Festkörperdosimetern. Neutronendosimeter sind erforderlich, um auch bei Neutronenfeldern unterschiedlicher Energie eine dosimetrische Aussage zu machen, Festkörperdosimeter zum Nachweis von α -Teilchen werden vor allem zur integrierenden Messung von Radon und Radon-Zerfallsprodukten in Luft eingesetzt. Letztere sind Voraussetzung zum Beispiel zur Durchführung von Fall-Kontrollstudien zur Abschätzung des Risikos kleiner Dosen und zur Quantifizierung der tatsächlichen über längere Zeit integrierten mittleren Radonexpositionen in Häusern, im Freien und an Arbeitsplätzen wie zum Beispiel untertage. Als Detektoren werden für beide Arten von Dosimetern Kernspurdetektoren eingesetzt.

Nichtphotographische Kernspurdetektoren sind elektrisch nichtleitende Festkörper (Minerale oder Kunststoffe) oder zumindest Halbleiter. Die Energieabgabe eines Teilchens resultiert in Störungen im Kristallgitter oder in der Struktur des Festkörpers. Diese Störungen sind materialspezifisch mehr oder weniger stabil. Ob ein geladenes Teilchen eine auswertbare Kernspur hinterläßt ist im Gegensatz zu den oben genannten Detektoren nicht eine Frage der gesamten, integralen Energieabgabe in unmittelbarer Bahnnähe. Die räumliche Ausdehnung der Störung entlang der Teilchenbahn hängt ab von der kinetischen Energie des geladenen Teilchens. Bei niedriger Auftreffgeschwindigkeit gibt das Teilchen seine Energie durch viele in unmittelbarer Bahnnähe ablaufenden Stoßprozesse ab. Ein Teilchen mit hoher Geschwindigkeit erzeugt längs seiner Bahn Elektronen großer Energie und großer Reichweite im Detektor. Eine Teilchenbahn kann als Kernspur ausgewertet werden, wenn die Energieabgabe in einem eng begrenzten Volumenbereich um diese Bahn einen bestimmten kritischen Schwellenwert, d. h. eine Mindeststörung der Detektorstruktur übersteigt. Der Durchmesser dieser Kernspuren beträgt ca. $5 \cdot 10 \cdot 10^{-9}$ m (Fl, 69). Sie reagieren schneller als andere Bereiche des Materials auf bestimmte Lösungsmittel, was dazu benutzt wird, in einem Ätzvorgang die Kernspuren als konische oder zylindrische Löcher auf eine Größe von $1 - 30 \cdot 10^{-6}$ m zu vergrößern. Auf diesem Effekt beruht die Auswertung der "binär gespeicherten Information: Kernspur vorhanden, Kernspur nicht vorhanden" in Form von Vergrößerung der Bahn des ursprünglichen Teilchens als Kernspur und deren anschließende i. a. optische meßtechnische Erfassung in Form von z. B. Flächendichte oder geometrischer Form der Kernspuren.

Auf dem gleichen Mechanismus beruht die ausschließliche Nachweismöglichkeit von Strahlung mit hohem "Linearen Energietransfer" (LET, vgl. A1), wie α -Teilchen, Protonen, neutroneninduzierten Rückstoßkernen, energiereichen Ionen u.a. Es existiert eine interne Energieschwelle zum Nachweis, die von Materialeigenschaften des Festkörpers abhängig ist. Aus dosimetrischer Sicht ist aber genau diese (hohe LET) Strahlung die mit der größten biologischen Wirksamkeit und daher von großer Bedeutung.

Ein als Kernspurdetektor geeignetes Material muß folgende Eigenschaften erfüllen:

- Hohe Empfindlichkeit für das nachzuweisende Teilchen
- Geringe Empfindlichkeit für leichte Teilchen und Photonen
- Hohe Stabilität von Kernspuren, kein Fading.

Zur Zeit sind einige 100 verschiedene Kernspurdetektormaterialien bekannt. Hauptanwendungsgebiet für Kernspurdetektoren sind dosimetrische Untersuchungen, so der Nachweis von α -Teilchen oder neutroneninduzierten Rückstoßkernen im Bereich des Strahlenschutzes. Weitere Anwendungsgebiete sind in den Bereichen Mineraliendatierung, Produktüberwachung, Mikrofilterherstellung, Hochenergiephysik sowie Astrophysik zu finden.

Durch Anlegen eines elektrischen Wechselfeldes während des Ätzvorgangs wird es möglich, die Kernspuren weiter so zu vergrößern, daß diese ohne optische Hilfsmittel mit dem bloßen Auge zu sehen sind (To 70). Ein derartiges elektrochemisches Ätzverfahren wird allgemein als vorteilhaft angesehen, wenn eine begrenzte Anzahl von Kernspuren auf einer größeren Fläche auszuwerten sind. Wird während des Ätzvorgangs kein elektrisches Feld angelegt - man spricht hier von einem chemischen Ätzvorgang im Gegensatz zum elektrochemischen Ätzvorgang - ist es erforderlich, mehrere Teilflächen im Mikroskop bei großen Vergrößerungen auszuwerten. Ein elektrochemisches Ätzverfahren hat den Nachteil, im Gegensatz zum chemischen Ätzverfahren auf Spurendichten bis max. 2000 Spuren/cm² begrenzt zu sein. Bei höheren Flächendichten an Kernspuren kommt es durch Überlappungen von Kernspuren zu einem Sättigungseffekt. Anstatt einer optischen Auswertung nach dem Ätzvorgang ist auch eine Auswertung durch die Messung elektrischer Parameter während des Ätzvorgangs möglich. Die Kapazität der Ätzzelle ändert sich mit der Anzahl und der Größe der Kernspuren im Isolator. Die absolute Änderung und der zeitliche Gradient der Änderung der Kapazität liefert die gleiche Information wie die Ergebnisse einer optischen Auswertung, die Flächendichte der Kernspuren sowie deren Größenverteilung. Dieses

Verfahren kann den aufwendigen zweiten Auswerteschritt, die optische Auswertung, ersetzen.

Im folgenden werden nicht photographische Kernspurdetektoren, die erforderlichen Auswerteverfahren und -techniken, deren dosimetrischen Eigenschaften und Anwendungsbeispiele aus den Bereichen Arbeits-, Strahlen- und Umweltschutz näher betrachtet.

2. Kernspurdetektoren

Ein elektrischer Isolator ist dann als Kernspurdetektor geeignet, wenn zum einen durch den Einschlag von Kernstrahlen stabile, latente Spurenbahnen entstehen und zum anderen die Ätzgeschwindigkeit v_B an der Oberfläche kleiner ist als die Ätzgeschwindigkeit v_T entlang der Kernspur (Abb 2.1). Damit besteht die Möglichkeit zur Vergrößerung dieser Kernspuren bis zu einem mit einfachen optischen Hilfsmitteln zu erfassenden Größenbereich. Vom Detektor mit der Ausgangsdicke d_0 wird durch den Ätzvorgang in der Zeit t eine Schicht der Dicke $v_B \cdot t$ abgetragen, die kleiner ist als die in der gleichen Zeit erreichte Bahnlänge $v_T \cdot t$ der Kernspur. Die verbleibende meßbare Länge der geätzten Kernspur ist l .

Die Ätzgeschwindigkeiten sind abhängig von der chemischen Zusammensetzung des Detektors, der Konzentration und Mischung des Ätz- und Lösungsmittels sowie von der Temperatur. Es gibt eine Vielzahl von Materialien, organische und anorganische, die die geforderten Eigenschaften erfüllen. Für dosimetrische Anwendungen haben sich Kunststoffdetektoren durchgesetzt.

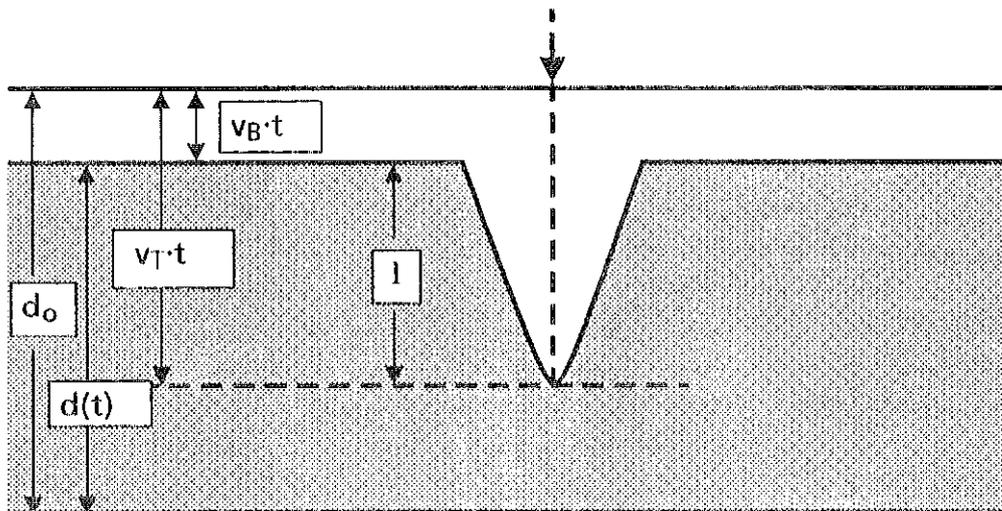


Abb. 2.1 Geätzte Kernspur für senkrecht einfallendes Teilchen

Eine sich prinzipiell hiervon unterscheidende Art von Kernspurdetektoren sind photographische Filme. Filmemulsionen sind in der Lage, Teilchenbahnen aufzuzeichnen. Nach der Entwicklung des Filmes erfolgt eine manuelle optische Auswertung. Hauptanwendungsgebiet für diese Detektoren war der Neutronennachweis. Heute ist dieses Verfahren durch modernere Nachweismethoden überholt und wird deshalb im folgenden nicht weiter betrachtet.

Die Empfindlichkeit von polymeren Kernspurdetektoren wird stark von den folgenden Faktoren beeinflusst:

- molekulare Struktur des Polymers,
- Reinheit des Monomers (St 86),
- Polymerisationsbedingungen (Pr 79, He 81, So 86),
- Gehalt an Antioxidantien und Heteroatomen (Be 86, Fu 87, Dr 87),
- Umweltbedingungen während der Bestrahlung,
- Ätzbedingungen.

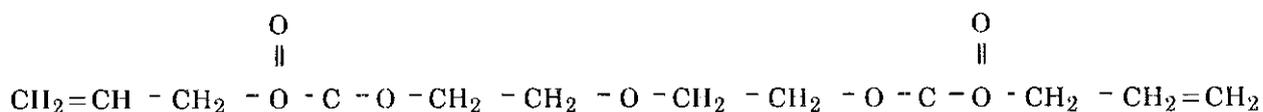
Polycarbonate sind chemisch verwandt mit Polyestern. Die Esterbildung ist eine der Hauptreaktionen bei der Polymerisation. Größte Bedeutung hat das Biphenyl-A-[2,2-bis-(4-hydroxyphenyl)-propan] als funktionaler Alkohol und Diphenylcarbonat. Es handelt sich hierbei um ein linear vernetztes, kristallines Produkt. Eine weitergehende Vernetzung kann als unerwünschte Nebenreaktion beim Diphenylcarbonat auftreten und die dosimetrischen Eigenschaften des Detektormaterials verändern.

Bei dem unter dem Namen CR 39 (Columbia Resin 39) bekanntgewordenen Kernspurdetektormaterial handelt es sich um einen durch Polymerisation von Allyldiglycolcarbonat (Bis-[2-allyloxycarbonyloxyethyl]-ether) gewonnenen Kunststoff. Gelegentlich wird er auch unter der Bezeichnung PADC (Poly-Allyl-Diglycol-Carbonat) verwendet. Dieser Kunststoff ist dreidimensional vernetzt, spröde, kratzfest und transparent. Er wurde ursprünglich für optische Zwecke entwickelt und findet als Material für Brillengläser, Linsen und Filter Verwendung. Für dosimetrische Zwecke wird von verschiedenen Firmen spezielles, "dosemeter grade" Material hergestellt, da das industriell hergestellte "standard grade" Material ungleichmäßige Ätzeigenschaften besitzt. Aber auch beim Detektormaterial kommt es wegen unterschiedlicher Herstellungsverfahren und nicht einheitlichen Zusätzen, sowie wegen verschiedener Lagerzeiten zwischen Herstellung und Verwendung zu großen Unterschieden bei Nulleffekt und Ansprechvermögen. Selbst bei Detektoren aus der gleichen Charge sind Inhomogenitäten zu beobachten (Al 87b, Gr 87).

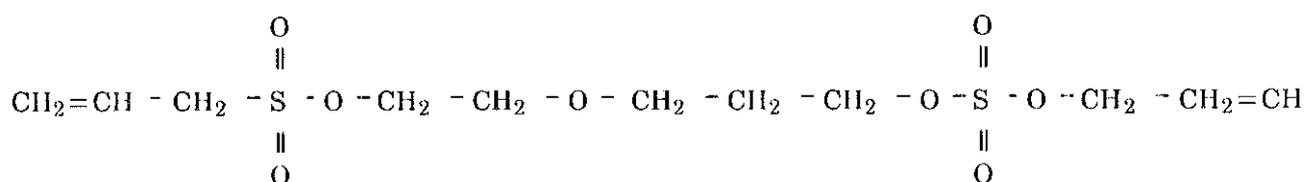
Eine deutliche Erhöhung der Empfindlichkeit von Polyallyldiglycolcarbonat wurde durch Co-Polymerisation des Monomers mit Diethylenglycolbisallylsulfonat erzielt (Fu 91). Ursache dafür ist die Erhöhung des Anteils von strahlungsempfindlichen Gruppen und die schwächeren Bindungen in der dreidimensional vernetzten Struktur des Polymers (Fu 85, Fu 86). Eine Erhöhung der Empfindlich-

keit kann durch die in Tab. 2.7 angegebenen Ausgangsmomere erreicht werden (Abb. 2.2, Fu 88).

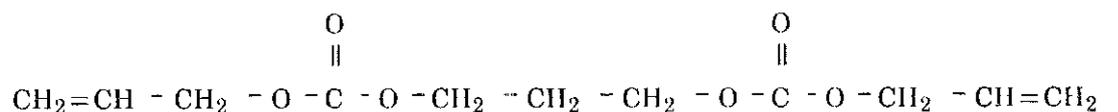
CR-39: Diethylene glycol bis (allyl carbonate)



DEAS: Diethylene glycol bis (allyl sulphonate)



Pr-AC: Propanediol bis (allyl carbonate)



Pr-AC: Propanediol bis (allyl carbonate)

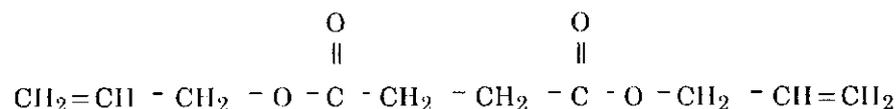


Abb. 2.2: Monomerstruktur verschiedener Ausgangsverbindungen für Kernspurdetektormaterialien (Fu 88)

Die zur Zeit für praktische Anwendungen, wie zum Nachweis von Neutronen und α -Teilchen, gebräuchlichsten Materialien sind in Tab. 2.1 aufgeführt. Um neue Detektormaterialien routinemäßig einsetzen zu können, müssen deren dosimetrische Eigenschaften hinreichend genau getestet und das Material bei gleichbleibend hoher Qualität zu vertretbarem Preis kommerziell erhältlich sein. Diese Voraussetzungen sind für die in jüngster Zeit entwickelten Detektormaterialien derzeit noch nicht erfüllt. Aus diesem Grund werden im folgenden ausschließlich die tatsächlich für Arbeits-, Strahlen- und Umweltschutzanwendungen eingesetzt-

ten Detektormaterialien betrachtet. Einige technische Daten sind beispielhaft für Biphenyl-A-Polycarbonate in Tab. 2.2 aufgelistet.

| Kunststoff | Handelsnamen | Hersteller |
|---------------------------|--------------|--|
| Zellulosenitrat | CN 80 | KODAK |
| | LR 115 | KODAK |
| Biphenyl-A-Polycarbonat | MAKROFOL | BAYER |
| | LEXAN | GENERAL ELECTRIC |
| Allyldiglycolpolycarbonat | CR 39 | AMERICAN ACRYLICS PERSHORE MOULDINGS u. a. |

Tab. 2.1: Handelsübliche Kernspurdetektormaterialien

| | |
|-----------------------------|-------------------------------------|
| Dichte | 1,20 gcm ⁻³ |
| Glastemperatur | 149°C |
| Schmelzpunkt | 215 ... 230°C |
| Wärmeausdehnungskoeffizient | 6 ... 7 · 10 ⁻⁵ cm/cm/°C |
| Dielektrizitätskonstante | 2,97 ... 3,17 |
| Verlustfaktor tan δ | 0,9 · 10 ⁻³ bei 60 Hz |
| spez. Widerstand | 2,0 · 10 ¹⁶ Ω vm |
| Wasseradsorption | 0,15 ... 0,18% |

Tab. 2.2: Elektrische und physikalische Eigenschaften von Biphenyl-A-Polycarbonat

2.1 Physikalisch-chemische Vorgänge bei der Kernspurbildung im Polymer

Bei der Kernspurbildung in Polymeren kann man drei Phasen unterscheiden:

- Abbremsen des einfallenden Teilchens und Wechselwirkung mit den Elektronen der Polymerverbindung mit Bildung von Sekundärelektronen; Zeitdauer der Wechselwirkung mit dem Targetatom $\sim 10^{-16}$ s (Mo 69),
- Delokalisierung von Anregungsenergie, Bildung von Radikalen und Radikationen, Zeitdauer 10^{-12} - 10^{-9} s (Be 70),
- verschiedene Parallelreaktionen der Primärprodukte, abhängig von Art und Struktur des Polymers und von Umgebungsbedingungen. Die Ein-

stellung eines chemischen Gleichgewichts wird aufgrund der geringen Beweglichkeit der Primär- und Folgeprodukte behindert. Daraus ergibt sich die Stabilität der latenten Kernspur.

2.1.1 Energieabgabe geladener Teilchen im Polymer

In einem sehr breiten Energiebereich bis hin zu kleinen Energien ist die Wechselwirkung mit Hüllenelektronen für die Energieabgabe des geladenen Teilchens von entscheidender Bedeutung. Gegen Ende der Teilchenbahn, wenn

$$\beta = \frac{v}{c} \leq 0.0046 z^{1/3}$$

mit v: Geschwindigkeit des geladenen Teilchens
 c: Lichtgeschwindigkeit
 z: Ordnungszahl des geladenen Teilchens

kommt auch der Coulombstreuung an Atomkernen eine gewisse Bedeutung zu (Rö 76). Dagegen sind Kernreaktionen als Möglichkeit der Energieabgabe bei aus radioaktiven Zerfällen stammenden geladenen Teilchen vernachlässigbar (Lü 82).

Die Energieabgabe des primären Teilchens dE längs eines Wegelements dx lässt sich nach Bethe wie folgt quantifizieren (Be 33):

$$\frac{dE}{dx} = \frac{e^4}{4 \pi \epsilon_0^2} \frac{NZ}{mc^2} \frac{z_{eff}^2}{\beta^2} \left\{ \ln \frac{2 m^2 \beta^2}{I_0 (1 - \beta^2)} - \beta^2 - \frac{c}{z} - \frac{\delta}{2} \right\}$$

mit e: Elementarladung
 ϵ_0 : Dielektrizitätskonstante
 N: Anzahl Atome pro Volumen des Targetmaterials
 Z: Kernladungszahl des Targetmaterials
 m: Ruhemasse des Elektrons
 z_{eff} : Kernladungszahl des geladenen Teilchens
 I_0 : Ionisierungsenergie
 δ : Dichtekorrektur

Die effektive Ladungszahl des primären Teilchens erhält man aus (Ba 63):

$$Z_{eff} = z \left| 1 - e^{-\frac{\beta}{z^{2/3}}} \right|$$

Eine Polymermatrix enthält Atome unterschiedlicher Kernladungszahl und Masse, die zur Abbremsung beitragen. In diesem Fall ist ein gewichteter Mittelwert als Ionisierungsenergie in der Bethe-Formel anzuwenden (Lü 82):

$$\ln(\bar{I}_0) = \frac{\sum_i N_i Z_i \ln I_i}{\sum_i N_i Z_i}$$

Chemische Bindungen können Abweichungen der Ionisierungsenergie bis zu 5% vom "Grundwert" verursachen. Ladungsaustauscheffekte verursachen geringe Unterschiede im Bremsvermögen verschiedener Kohlenwasserstoffe (Wi 72).

Der Radius einer Kernspur beträgt einige 10^{-9} m (Fl 75). Nimmt man eine kleinste Ionisierungsenergie von 5eV an, erhält man für den Radius der Kernspur r_K folgende Geschwindigkeitsabhängigkeit (Lü 82):

$$r_K = 0.1 (5,978 + \ln \beta)^{1/2}$$

Die Kernspur ist von einem Bereich umgeben, in dem eine weitere Energieabsorption durch Abbremsen der Sekundärelektronen erfolgt.

2.1.2 Strahlenempfindlichkeit organischer Moleküle

In der Strahlenchemie wird die Wahrscheinlichkeit zur Entstehung eines Radiolyseproduktes mit einem sogenannten G-Wert beschrieben. Dieser Wert gibt die Reaktionsausbeute pro 100 eV absorbiertes Energie an. Die Radikalbildung wird stark von der Möglichkeit der Energieverteilung über einen "größeren Molekülbereich" beeinflusst. Während bei der γ - oder Elektronenbestrahlung aliphatischer Kohlenwasserstoffe G-Werte um 3 bis 5 auftreten, liegen diese bei einfachen Aromaten bei 0,2 bis 0,3 und betragen bei konjugierten aromatischen Ringsystemen sogar nur 0,04 bis 0,05. Arylverbindungen sind also wesentlich strahlenresistenter als aliphatische Verbindungen.

Diese Unterschiede sind auf eine Differenz zwischen der Dissoziationsenergie der (C-H)-Bindung E_{CH} und der Energie des ersten angeregten Zustandes E_1 des Moleküls zurückgeführt. Die Lebensdauer höherer angeregter Zustände ist sehr kurz. Es erfolgt ein sehr schneller, strahlenloser Übergang in den ersten angeregten Zustand. Die Wahrscheinlichkeit für eine Dissoziation aus einem höheren Niveau ist daher gering. Bei aromatischen Systemen ist die Dissoziationsenergie der (C-H)-Bindung größer als die Energie des ersten angeregten Zustandes des Mole-

küls. Daher werden nur sehr kleine G-Werte beobachtet. Bei Aliphaten ist der Sachverhalt genau umgekehrt.

Die vergleichsweise hohe Energiedichte in der Spur eines schweren Teilchens und die resultierenden, lokalen Temperaturerhöhungen erzeugen Reaktionsbedingungen, die mit γ - bzw. Elektronenbestrahlung kaum vergleichbar sind. Es kann nicht ausgeschlossen werden, daß in der Spur eines schweren Teilchens mit hohem Ionisierungsvermögen die gleichen Reaktionsprodukte wie bei γ -Strahlung oder Elektronen auftreten. Die Ergebnisse vergleichender Infrarot-, Ultraviolett- und Elektronenspinresonanzuntersuchungen an Polycarbonaten nach Elektronenbestrahlung bzw. Beschuß mit Krypton-Ionen deuten darauf hin, daß unabhängig von der Teilchenart die gleichen Radiolyseprodukte gebildet werden. Deren Ausbeute ist abhängig von der Dosisleistung (Be 75, Ch 81).

2.2 Ätzverfahren

Durch den Angriff von Hydroxylionen an der Esterbrücke zwischen Phenyl- und Carbonylgruppe werden die C-O-Bindung gelöst und Carbonationen gebildet. Das entstehende Diphenylmethanderivat wird vom anwesenden Alkohol gelöst und aus dem Gleichgewicht entfernt. Die erforderlichen Hydroxylionen für die Hydrolysereaktion liefern Laugen hoher Basizität wie LiOH, NaOH, KOH, RbOH und CsOH, aber auch organische Amine (Abb. 2.3).

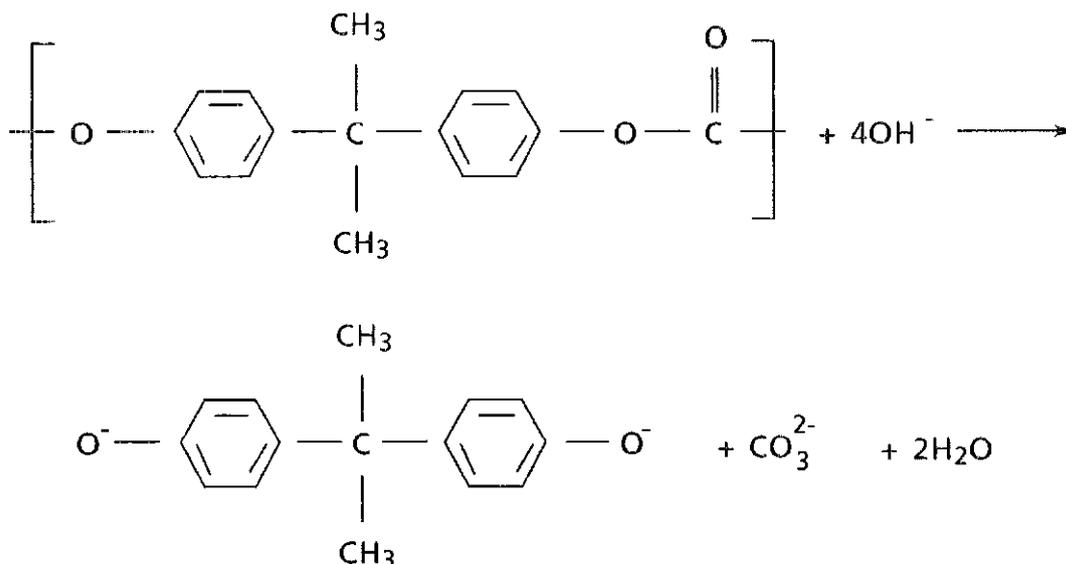


Abb. 2.3: Chemischer Ätzvorgang am Beispiel Biphenyl-A-Polycarbonat (Pa 73)

Bei Diethylenglycoldiallylcarbonat (CR 39) entsteht, neben dem polymeren Ätzprodukt, noch 2,2' Oxidiethanol (Abb. 2.4).

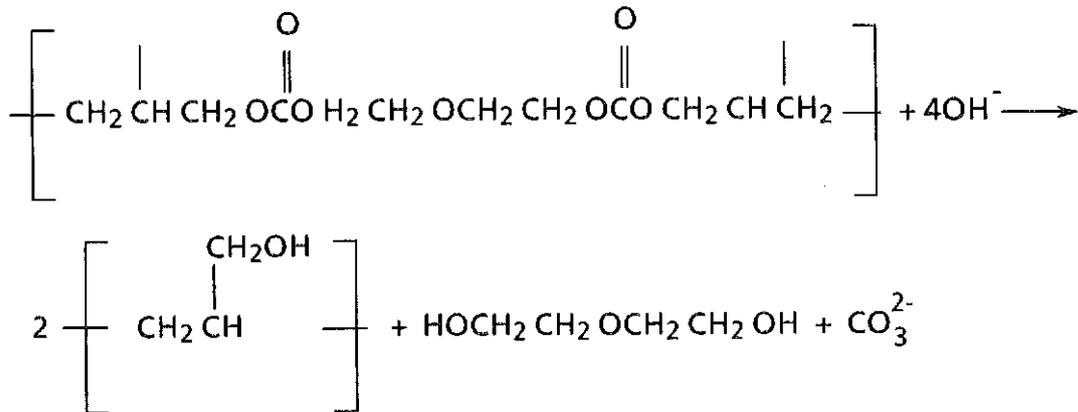


Abb. 2.4: Chemischer Ätzvorgang am Beispiel Diethylenglycoldiallylcarbonat (Gr 80)

Bei der hydrolytischen Aufspaltung des Polymers ist eine - wenn auch geringe - Gasbildung zu beobachten. CO₂ kann aufgrund des chemischen Milieus ausgeschlossen werden.

Die chemische Reaktionsrate (Ätzgeschwindigkeit) kann wie folgt beschrieben werden (Lü 82):

$$v = k \cdot a_{\text{OH}^-} \cdot a_{\text{H}_2\text{O}}$$

Dabei sind:

- v: Ätzgeschwindigkeit
- k: Konstante
- a_{OH⁻}: Aktivität der Hydroxylionen
- a_{H₂O}: Aktivität der Wassermoleküle

Die Ätzgeschwindigkeitskonstante ist eine vom jeweiligen Material abhängige Größe. Angaben zur Aktivität der Hydroxylionen und des Wassers für unterschiedliche Konzentrationen von NaOH und KOH enthält folgende Tabelle (Tab. 2.3, Ak 40, Lü 82). Die Ätzgeschwindigkeiten unterschiedlicher Hydroxide z. B. KOH oder NaOH sind vergleichbar, wenn anstatt der Konzentration die gleiche Aktivität a eingestellt wird.

Abb. 2.5 zeigt schematisch Kernspuren von Rückstoßprotonen nach verschiedenen Ätzzeiten. Die verschieden tiefen Kernspuren a (100 keV-Protonen) und b (200-keV-Protonen) beginnen nach dem jeweiligen Schichtdickenabtrag von der Oberfläche zur Zeit t₁ bzw. t₂ vergrößert zu werden. Die höherenergetische Kern-

| n [mol/l] | NaOH | | KOH | |
|--------------|------------------------------|--------------------------|------------------------------|-------------------|
| | a_{OH^-} [mol/l] | $a_{\text{H}_2\text{O}}$ | a_{OH^-} [mol/l] | a_{OH^-} |
| 0,25 | 0,178 | 0,993 | 0,178 | 0,993 |
| 0,5 | 0,33 | 0,985 | 0,33 | 0,985 |
| 1 | 0,63 | 0,965 | 0,70 | 0,965 |
| 2 | 1,30 | 0,930 | 1,55 | 0,923 |
| 3 | 2,13 | 0,887 | 2,8 | 0,873 |
| 4 | 3,3 | 0,842 | 4,7 | 0,815 |
| 5 | 4,8 | 0,793 | 7,5 | 0,753 |
| 6 | 7,2 | 0,738 | 11,4 | 0,687 |
| 7 | 10,3 | 0,681 | 17,2 | 0,613 |
| 8 | 14,3 | 0,620 | 25 | 0,54 |
| 9 | 19,0 | 0,557 | 39 | 0,46 |
| 10 | 24,0 | 0,500 | 57 | 0,39 |

Tab. 2.3: Aktivität der Hydroxylionen und des Wassers in Natron- und Kalilauge bei 343 K (Ak 40)

spur c (2 MeV-Proton) folgt aufgrund der sehr viel höheren Eindringtiefe in den Detektor zu einem sehr viel späteren Zeitpunkt.

Wird durch einen entsprechend großen Schichtabtrag von der Oberfläche diese Tiefe erreicht, dann verschwinden die Kernspuren mit kürzerer Länge a bzw. b und können folglich auch nicht mehr optisch erfaßt werden.

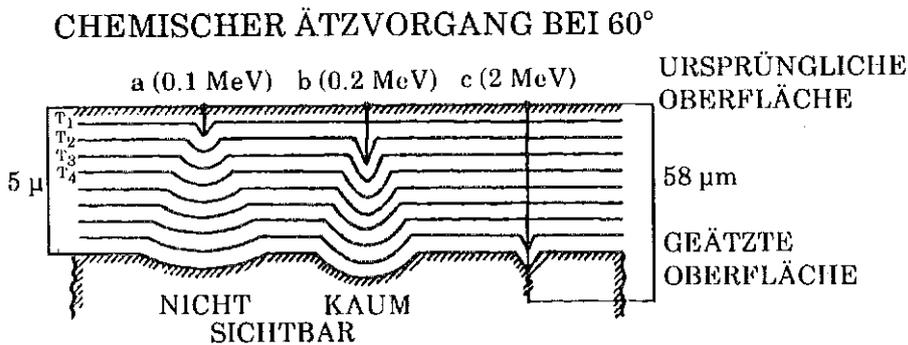


Abb. 2.5: Schematische Darstellung chemisch geätzter Kernspuren am Beispiel von Rückstoßprotonen nach verschiedenen Ätzzeiten (To 80)

2.2.1 Oberflächenätzgeschwindigkeit bei chemischer Ätzung

Beobachtete Unterschiede in der Ätzgeschwindigkeit für unterschiedliche Hydroxidlösungen gleicher Konzentration lassen sich mit obigem Ansatz erklären. Die Unterschiede entfallen, wenn an Stelle gleicher Konzentration der Lösungen gleiche Aktivitätsprodukte eingestellt werden. Die Kinetik des alkalischen Abbaus des Polymers an der Oberfläche wird nicht von der stöchiometrischen, sondern von der thermodynamisch wirksamen Konzentration der Reaktionspartner in der Hydroxidlösung bestimmt (Rm 72).

Die Abhängigkeit der Ätzgeschwindigkeiten von der Aktivität des Lösungsmittels und der Temperatur läßt sich durch die Arrhenius-Gleichung z. B. für die Oberflächenätzgeschwindigkeit v_B beschreiben:

$$v_B(T) = k_0 a_{OH^-} - a_{H_2O} \exp\left(\frac{-E_A}{\kappa T}\right)$$

- mit:
- E_A : Aktivierungsenergie
 - κ : Boltzmannkonstante
 - T : absolute Temperatur
 - K_0 : Aktivitätskoeffizient

Die Aktivierungsenergie E_A und der Aktivitätskoeffizient k_0 können sich aus Messungen der Temperaturabhängigkeit der Ätzgeschwindigkeit ermittelt werden (Lü 82). Der Aktivitätskoeffizient k_0 setzt sich zusammen aus der Geschwindigkeitskonstante für die alkalische Hydrolyse sowie aus je einem Faktor, der die Konzentration von Kettenabbrüchen an der Oberfläche und die Oberflächenrauigkeit berücksichtigt. Beispielsweise beträgt für Biphenyl-A-Polycarbonat die aus experimentellen Daten ermittelte Aktivierungsenergie E_A 82 kJ/mol (Abb. 2.6). Für dieses Detektormaterial ergibt sich somit folgende Beziehung für die Oberflächenätzgeschwindigkeit:

$$v_B = 6,7 \cdot 10^{11} \cdot (a_{OH^-} - 0,4) \exp(-9862,5 / T)$$

Eine Mindestaktivität ist erforderlich - die Geraden in Abb. 2.6 gehen nicht durch den Ursprung- um einen meßbaren Schichtdickenabtrag zu erzielen. Ein Beispiel für den Schichtdickenabtrag bei Biphenyl-A-Polycarbonat bei chemischer Ätzung mit einer KOH-Ethanol-Mischung (6,5n KOH und C₂H₅OH jeweils 50Vol.%, 35°C) ist in Abb. 2.7 dargestellt. Die Messung der Dickenabnahmen der einzelnen Detektoren erfolgte nach einem zusätzlichen elektrochemischen Ätzschritt

(vgl. 2.2.4.). Aus diesem Grund ergibt sich in Abb. 2.7 ein Zeitoffset von 1 h 45 Min., was der elektrochemischen Ätzeit entspricht.

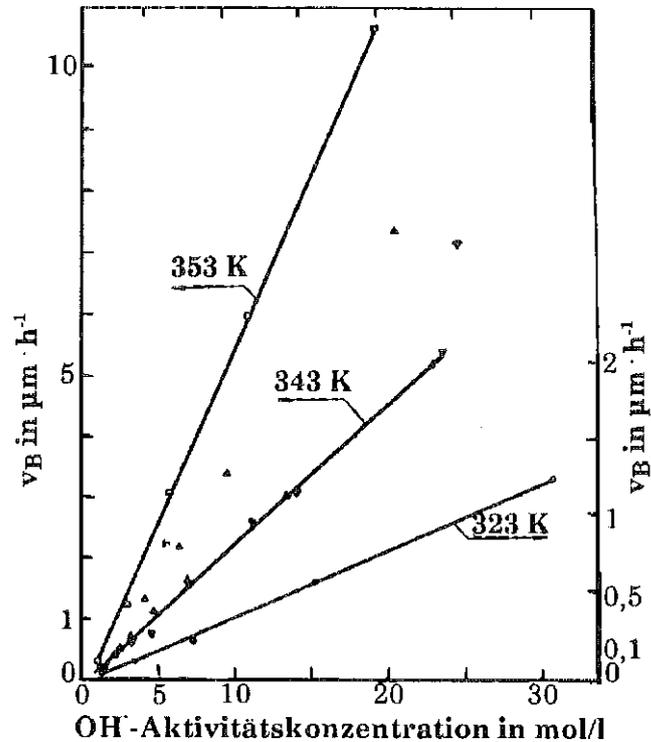


Abb. 2.6: Abhängigkeit der Oberflächenätzgeschwindigkeit für Biphenyl-A-Polycarbonat von der OH⁻-Konzentration in NaOH und KOH (Eg 75)

2.2.2 Kernspurätzgeschwindigkeit bei chemischer Ätzung

Bei der Oberflächenätzung wird der Abbau einer freien Polymerkette solange unterbrochen, bis das umgebende Material abgebaut ist (Lü 82). Der Ätzvorgang entlang einer Kernspur unterscheidet sich davon. Hier ergibt sich infolge des im Vergleich zur Kettenlänge kleinen Kernspurdurchmessers die Notwendigkeit, daß das Polymermaterial innerhalb des Kernspurdurchmessers nacheinander abgebaut wird. Die Möglichkeit einer seitlichen Umgehung ist wegen der mit dem Quadrat des Abstandes abnehmenden Schädigungsdichte nicht gegeben. Voraussetzung für den Abbau ist, daß das erforderliche hydratisierte Hydroxidion an die Esterbindung gelangen kann. Eine weitere Voraussetzung ist das Vorhandensein eines freien Volumens (Ct 59), das für die Bildung des Zwischenprodukts erforderlich ist. Dieses freie Volumen entsteht bei der Bildung der latenten Kernspur durch die Freisetzung von CO₂ und CO.

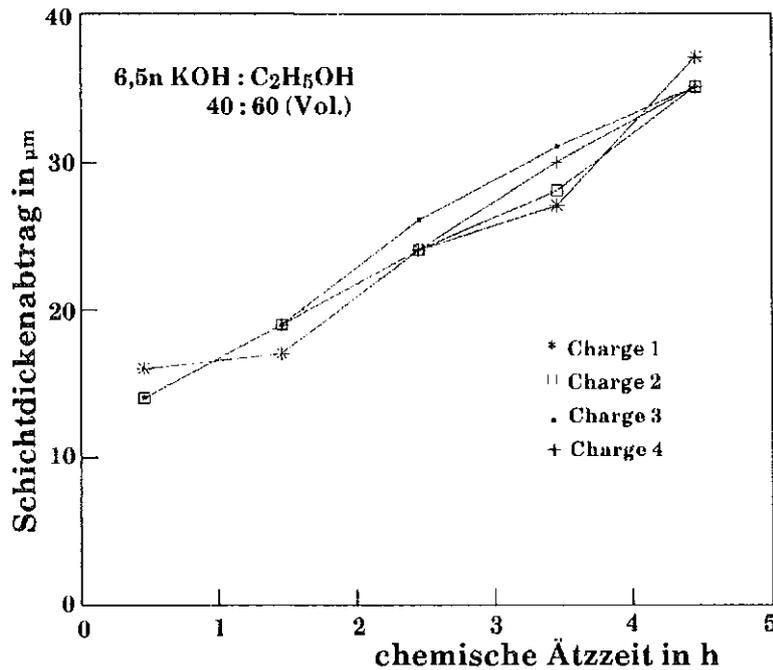


Abb. 2.7: Oberflächenabtrag bei unterschiedlichen Chargen Biphenyl-A-Polycarbonat als Funktion der chemischen Ätzeit

Die gegenüber der Oberfläche erhöhte Reaktionsgeschwindigkeit entlang der Kernspur ergibt sich aufgrund der höheren Dichte an freien Kettenenden im Bereich der Kernspur. Dabei tragen mehrere Komponenten zur Kernspurätzgeschwindigkeit v_T bei:

$$v_T = (k_B + k_T) a_{OH}^x \cdot a_{H_2O}$$

Dabei ist:

- k_B : Geschwindigkeitskonstante für die Oberflächenätzung,
- k_T : Geschwindigkeitskonstante für die Kernspurätzung.

Die Geschwindigkeitskonstanten hängen von der Teilchenart und Energie ab. Werte für den Exponenten der Hydroxidionenaktivität x betragen 1 für die Oberflächenätzgeschwindigkeit und zwischen 1 und 2 für die Kernspurätzgeschwindigkeit. Die Hydroxylionenaktivität im Bereich der Spitze der Kernspur ist zunächst kleiner als in der Außenlösung, da die Wandung des Ätzkanals im alkalischen Milieu aufgrund der fixierten $-COO^-$ -Gruppen eine negative Ladung erhält. Die Aktivität der Hydroxylionen im Ätzkanal ergibt sich aus dem thermodynamischen Gleichgewicht zwischen der Aktivität im Ätzkanal und in der Außenlösung unter der Bedingung der Elektroneutralität.

$$\overline{\alpha_K} \cdot \overline{\alpha_A} = \alpha^2$$

In konzentrierten Laugen wird eine konstante Kernspurätzgeschwindigkeit beobachtet, die nicht mehr von dem Produkt der Aktivitätskonzentration der Hydroxylionen und des Wassers abhängt. Wahrscheinliche Ursache hierfür ist, daß die Hydroxylionenaktivität an der Kernspurspitze unter den sich aus dem thermodynamischen Gleichgewicht ergebenden Wert sinkt. Der "Verbrauch" der Hydroxylionen kann nicht mehr ausgeglichen werden. Ersatz kann wegen der Elektroneutralität nur in dem Maße erfolgen, wie die Reaktionsprodukten aus der Kernspur entfernt werden. Die Einstellung eines quasistationären Zustands der Hydroxylionenaktivität wird durch die Diffusionskonstanten der Ionen der Reaktionsprodukte bestimmt (Lü 82).

2.2.3 Ermittlung kernphysikalischer Daten aus der chemisch geätzten Kernspur

Je nach Anwendungsfall können neben der Kernspurdichte auch Informationen über Teilchenenergie bzw. -einfallrichtung von Bedeutung sein, Informationen, die aus den geometrischen Daten der Kernspuren ermittelt werden können.

Aus einer einfachen geometrischen Betrachtung (Fl 75) ergeben folgende Zusammenhänge (Abb. 2.1) für die Länge der Kernspur l nach der Ätzzeit t :

$$l = (v_i - v_B)t$$

und für den Kernspurdurchmesser D :

$$D = 2 v_B t \sqrt{\frac{v_T - v_b}{v_T + v_B}}$$

Den kritischen Einfallswinkel Θ_{krit} für den Nachweis der Kernspur erhält man aus:

$$v_B < v_T \sin \Theta$$

wie folgt:

$$\Theta_{krit} = \arcsin \frac{v_B}{v_T}$$

Auch die Abhängigkeit der Kernspurätzgeschwindigkeit v_T von der Konzentration des Lösungsmittels läßt sich durch die Arrhenius-Gleichung beschreiben:

$$v_T(T) = k_T a_{OH^-} - a_{H_2O} \exp\left(\frac{-E^*_A}{kT}\right)$$

In Tab. 2.4 sind einige Beispiele für Aktivierungsenergien und zugehörige Häufigkeitsfaktoren angegeben (Ch 88).

| Detektor-material | Lösungs-mittel | E_A eV | $k_0 a_{OH^-} a_{H_2O}$ | E_A^* eV | $k_T a_{OH^-} a_{H_2O}$ |
|-------------------|--|--------------|-------------------------|---------------|-------------------------|
| Polycarbonat | 60% 6N KOH 40% C ₂ H ₅ OH | 0,34 | - | 0,63 | |
| CR 39 | NaOH | 0,74 ± 0,003 | - | 0,96 ± 0,09 | |
| MAKROFOL | 6,25 NaOH | 0,74 ± 0,003 | 1,86 · 10 ¹¹ | 0,52 ± 0,04 | 1,05 · 10 ⁹ |
| CN 85 | NaOH | 0,90 ± 0,05 | - | 0,89 ± 0,05 | |

Tab. 2.4: Häufigkeitsfaktoren und Aktivierungsenergien für verschiedene Detektormaterialien

2.2.4 Elektrochemisches Ätzverfahren

Bei einem elektrochemischen Ätzvorgang wird ein Kernspurdetektor während des chemischen Ätzens zusätzlich mit Hilfe eines elektrischen Wechselfeldes elektromechanischen Spannungen ausgesetzt (To 70). Es handelt sich dabei um Wechselfelder mit Feldstärken von einigen kV/cm und Frequenzen bis einigen zehn kHz. Als Folge dieser elektrischen Wechselfelder kommt es zur elektrischen Zerstörung in Teilbereichen der Polymere. Diese sind u. a. abhängig von mechanischen, thermischen und chemischen Eigenschaften des Materials. Bei elektrochemischen Ätzverfahren werden Prozesse, die aus dem Bereich elektrischer Isolierungen als Störeffekte bekannt sind, als Nutzeffekte ausgenutzt, um die "Störstellen" im Isolator, die Kernspuren, zu bestimmen.

Die Wechselwirkung von alternierendem elektrischem Feld mit dem Polymer, dem Elektrolyt und die Vorgänge an den Grenzschichten sind komplexe Prozesse. Eine Klassifizierung kann man durch primäre Einflüsse des elektrischen Feldes vornehmen. Die mechanischen Spannungen sind hauptsächlich verursacht durch Maxwell-Wagner-Spannungen und elektroosmotischen Druck. Thermische Spannungen sind die Folge dielektrischer Verluste und Stromwärme. Zusätzlich wird die Wirkung des elektrischen Feldes durch die chemische Aktivität des als Elektrolyt benutzten Agens / Lösungsmittels überlagert. Von untergeordneter Bedeutung sind Effekte verursacht durch Dielektrophorese, Elektrophorese, Elektrostriktion und Maxwell-Wagner-Polarisation (Lü 86).

Das sog. "treeing" als elektrisch induzierter Vorgang spielt sich unmittelbar vor einem elektrischen Durchschlag in einem Dielektrikum ab. Es handelt sich dabei um eine Schädigung des Dielektrikums in Form von feinen Rissen, die eine 'Baumstruktur' aufweisen. Nach Initialisierung an einer Stelle hoher, divergenter mechanischer Spannung verläuft der Prozeß in Form von wiederkehrenden elektrischen Teilentladungen weiter und kann, muß aber nicht unbedingt, zu einem elektrischen Durchschlag an dieser Schadensstelle des Dielektrikums führen. Erste Veröffentlichungen zum Themenkomplex "treeing" gehen auf den Anfang dieses Jahrhunderts zurück (Ra 12). Über lange Zeit ging man davon aus, daß bei der Entstehung dieser Baumstrukturen energiereiche, elektronische Vorgänge eine bedeutende Rolle spielen. Mittlerweile ist bekannt, daß Baumstrukturen bereits bei elektromechanischen Spannungen auftreten können, die mehr als eine Größenordnung kleiner sind als jene, die benötigt werden, um Elektronen mit ausreichender Energie zur Schädigung des Dielektrikums zu erzeugen (Au 89).

Maxwell-Spannungen und elektroosmotischer Druck haben unterschiedliche Ursachen. Maxwell-Spannungen entstehen im Polymer direkt vor der Spitze der Kernspur durch das elektrische Wechselfeld. Der Verlauf dieser lokalen mechanischen Spannungen ist identisch mit dem Verlauf des elektrischen Wechselfeldes und ist unabhängig von der Polarität des Feldes. Durch die Wirkung des elektrischen Feldes auf den Elektrolyt entsteht ein elektroosmotischer Druck. Entsprechend der Polarität des elektrischen Wechselfeldes wird der Elektrolyt in den Polymer gedrückt und umgekehrt (Sc 64). Im Bereich der Spitze der Kernspur können Feldstärken bis zu einigen MV/cm auftreten.

Aus den Erfahrungen mit Kabelisolierungen ist bekannt, daß "treeing" u. a. bei linearen und räumlich vernetzten Kunststoffen auftreten und durch Gleich- und Wechselfelder sowie durch Impulse verursacht sein kann. Neben mechanischen Eigenschaften wie der Elastizität des Dielektrikums spielt der Feuchtegehalt eine wichtige Rolle. Im wesentlichen sind zwei unterschiedliche Initialisierungsmechanismen "feucht" bzw. "trocken", zu unterscheiden (Au 89).

Elektrische Durchschlagfestigkeit ist nicht alleine vom Dielektrikum abhängig. Neben geometrischen Faktoren spielen das Elektrodenmaterial, die Grenzschicht-eigenschaften Elektrode - Dielektrikum, die "mechanische", elektrische, thermische und die chemische Vergangenheit sowie eine eventuelle Bestrahlung des Dielektrikums eine Rolle (Bu 89).

"Treeing" beim elektrochemischen Ätzzvorgang ist, vereinfacht dargestellt, ein Phänomen chemisch unterstützten Knackens ("Cracking") von Polymerstrukturu-

ren durch elektrisch verursachte mechanische Spannungen. Dieses Aufbrechen von Polymerstrukturen kann prinzipiell mit oder ohne Agens / Lösungsmittelunterstützung vor sich gehen.

Daß eine starke lokale elektrische Aufheizung zu Dampf- oder Gasbildung führen und Ursache für das "Treeing" als Folge mechanischer Spannungen und des chemischen Abbaus durch eine lokale Erwärmung sein kann, läßt sich durch eine Energiebetrachtung widerlegen (Lü 82).

Die Haupteinflußgröße neben dem chemischen Prozeß ist das elektrische Wechselfeld. Die Feldstärke im Bereich der mit dem elektrisch leitenden Elektrolyt gefüllten Kernspur läßt sich in erster Näherung nach einem Ansatz von Mason wie folgt abschätzen (Ma 59):

$$\frac{E_{Spitze}}{E_0} = \frac{2(d-l)}{r \ln \left(1 + \frac{4(d_0-l)}{r}\right)}$$

oder

$$E_{Spitze} = \frac{2U}{r \ln \left(1 + \frac{4(d-l)}{r}\right)}$$

Dabei sind:

| | |
|----------------|---|
| E_{Spitze} : | elektrische Feldstärke an der Spitze der Kernspur |
| E_0 : | el. Feldstärke im ungestörten Isolator |
| $(d-l)$: | Abstand Spitze-Gegenelektrode |
| r : | Radius der Spitze |
| d_0 : | Dicke des Isolators |
| l : | Länge der Kernspur |
| U : | anliegende Spannung |

Dieser Ansatz geht von tiefen hyperboloidförmigen Kernspuren aus, d. h.

$$\frac{d-l}{l} \ll 1$$

was zumindest bei der Messung von α -Teilchen und Rückstoßprotonen erst gegen Ende der elektrochemischen Ätzung annähernd erfüllt ist.

Die Randbedingungen bei dosimetrischen Anwendungen von Kernspurdetektoren wie dem Nachweis von Neutronen, Protonen und α -Teilchen sind andere. Die Bedingung der "tiefen Kernspur" ist zumindest zu Beginn des elektrochemischen Ätzvorgangs nicht erfüllt. Die Länge der Kernspur ist i. a. gering verglichen mit der Dicke des Detektors:

$$l \ll d$$

Die Abschätzung der elektrischen Feldstärke im Bereich der Spitze der Kernspur unter obiger Randbedingung ist mit einem Ansatz nach Smythe (Sm 50) möglich:

$$E_{\text{Spitze}} = E_0 \frac{2 \frac{l}{r}}{\ln \left(4 \frac{l}{r} \right) - 2}$$

Die Randbedingung des Smythe-Ansatzes einer sehr weit entfernten Gegenelektrode zur Kernspur ist zumindest zu Beginn des elektrochemischen Ätzvorgangs in erster Näherung erfüllt.

Die Reichweite von Rückstoßprotonen bei der Messung schneller Neutronen bei Polycarbonat ist in der Größenordnung von 10 μm , der Radius der nicht geätzten Kernspur ca. 0,01 μm (Fl 75). Für α -Teilchen ist die Reichweite in Polycarbonat je nach Energie um den Faktor 2 - 3 höher.

Charakteristisch für elektrochemisch geätzte Kernspuren ist, daß auch dicht benachbarte Kernspuren klar voneinander getrennt sind (Abb. 2.8). Daraus läßt sich ableiten, daß dem elektrischen Feldverlauf folgende Maxwell-Spannungen dominierend für das "treeing" sind und nicht elektroosmotische Vorgänge.

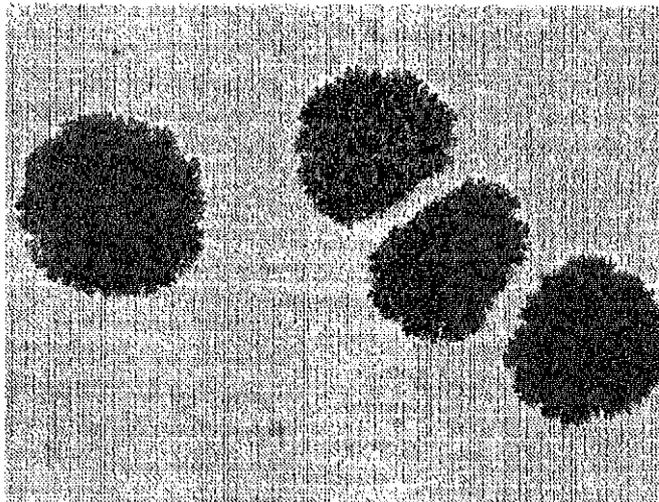


Abb. 2.8: Charakteristische Trennung eng benachbarter elektrochemisch geätzter Kernspuren

Wie beim chemischen Ätzprozeß werden auch beim elektrochemischen Ätzprozeß nahezu ausschließlich Alkalihydroxidlösungen als Elektrolyt verwendet. Im Gegensatz zum chemischen Ätzvorgang verschwinden die Kernspuren zum Beispiel von niederenergetischen Protonen beim elektrochemischen Ätzvorgang mit zunehmender Ätzzeit nicht (vgl. Abb. 2.7). Hier werden Kernspuren, die einmal

mit dem "treeing" begonnen haben, bis zum Ende des Ätzworganges weiter vergrößert (Abb. 2.9). Begrenzt ist dieser Wachstumsprozeß nicht vom Kernspurende im Detektor wie beim chemischen Ätzworgang, sondern allein durch das Erreichen der kritischen Restdicke des Detektors, deren Unterschreiten einen elektrischen Durchschlag und damit einen Kurzschluß zur Folge hat. Der elektrochemische Ätzworgang ist dadurch beendet.

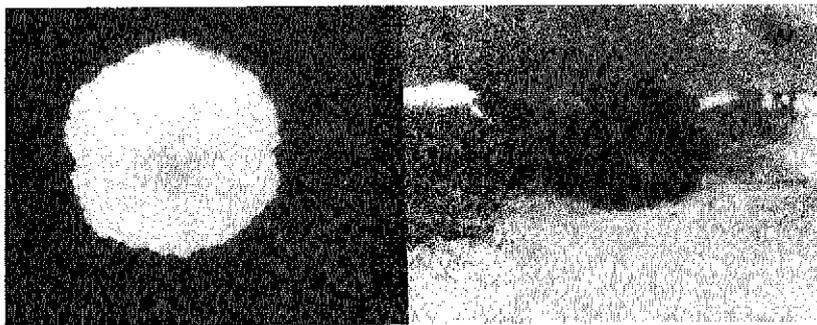
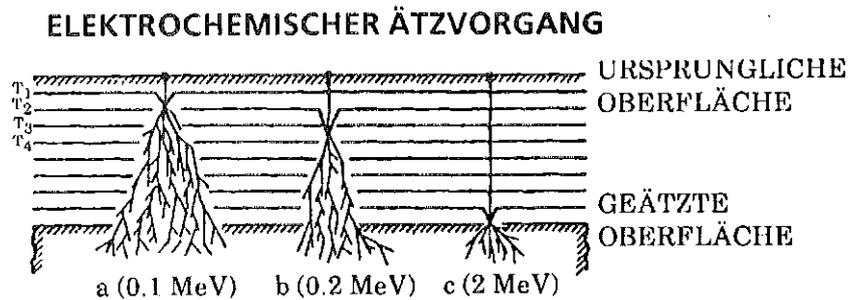


Abb. 2.9: Elektrochemisch geätzte Kernspuren:
- Schematische Darstellung am Beispiel von Rückstoßprotonen nach verschiedenen Ätzzeiten (T_0 86)
- Kernspur und deren Schnitt senkrecht zur Detektoroberfläche (Auflicht)

Als Konsequenz aus diesem Ätzverhalten ergibt sich die Abhängigkeit der Größe der Kernspuren von der verbleibenden Restätzzeit nach Beginn des "treeing".

Der elektrochemische Ätzworgang findet in unterschiedlichen Etappen statt (T_0 81). Zu Beginn erfolgt zunächst eine erste Vergrößerung der Kernspur oder der Störung der Oberflächenstruktur über die unterschiedlichen Ätzgeschwindigkeiten von Spur und Detektoroberfläche analog dem chemischen Ätzworgang. Eine Folge ist die Inhomogenität des elektrischen Feldes an dieser Stelle.

Wie beim chemischen Ätzworgang spielen beim elektrochemischen Ätzworgang Materialeigenschaften wie z. B. die Polymerstruktur und davon abhängig das Eindringvermögen des Elektrolyts in die Kunststoffoberfläche in Bereichen ohne

Kernspur eine bedeutende Rolle. An die Materialqualität sind hohe Anforderungen zu stellen. So können verursachende Störungen wie beispielsweise Mikroverunreinigungen (Wasser, Luft ...) zur "tree"-Bildung und damit zu einer Verschlechterung des Signal-Rauschverhältnisses führen, ohne daß eine Kernspur vorliegt.

Für den ersten Schritt des elektrochemischen Ätzverfahrens sind dieselben Parameter wie für das chemische Verfahren von Bedeutung. Für den zweiten Schritt spielen die elektrische Feldstärke und die Frequenz des Wechselfeldes eine entscheidende Rolle. Die in der Literatur zu findenden Daten über Parameter sind ausschließlich empirisch ermittelt.

2.2.5 Kernspurätzgeschwindigkeit bei elektrochemischer Ätzung

Es gibt eine ganze Reihe von Ansätzen die Wachstumsgeschwindigkeit der Baumstruktur der elektrochemisch geätzten Kernspuren in Richtung des elektrischen Feldes zu beschreiben. Dabei werden die unterschiedlichsten Einflußgrößen berücksichtigt wie geometrische Anordnung, elektrische Feldstärke, Frequenz, Art und Leitfähigkeit des Elektrolyts u. a. (As 77, Ka 73, Ba 74, Sr 78). Die Ergebnisse sind unterschiedlich (Ei 77, Di 83). Gemeinsam ist allen, daß die Wachstumsgeschwindigkeit zeitlich nicht konstant ist.

Das Wachsen der Baumstruktur beim elektrochemischen Ätzvorgang ist durch unterschiedliche Phasen gekennzeichnet. Während einer Anfangszeit $0 < t < t_d$ ist kein meßbares Wachstum der Baumstruktur vorhanden. Danach verläuft der Wachstumsprozeß in Phasen mit unterschiedlicher Geschwindigkeit, jeweils beschrieben mit den Wachstumsindizes m und n . Der Übergang von der einen Phase zur anderen findet zum Zeitpunkt k^{-1} statt. Mit Hilfe von 6 unabhängigen Parametern ist es möglich, das Kernspurwachstum oder die Kernspurtiefe L als Funktion der Zeit zu beschreiben. Diese Parameter sind im einzelnen (Abb. 2.10, Di 82, Di 83, Ko 83):

| | |
|------------|---|
| k^{-1} : | Übergangszeit |
| L_{00} : | Amplitudenparameter |
| n, m : | Wachstumsratenindizes |
| t_d : | „Totzeit“ bis zum meßbaren Beginn des Wachstums |
| t_1 : | Charakteristische Zeit für Asymptote bei Extrapolation der Wachstumsfunktion in den Bereich von Zeiten kleiner der Totzeit. |

Die Länge (Tiefe) der Kernspur als Funktion der Zeit ist:

$$L(t) = L_{\infty} \left(G(k(t - t_d + t_1)) - G(kt_1) \right)$$

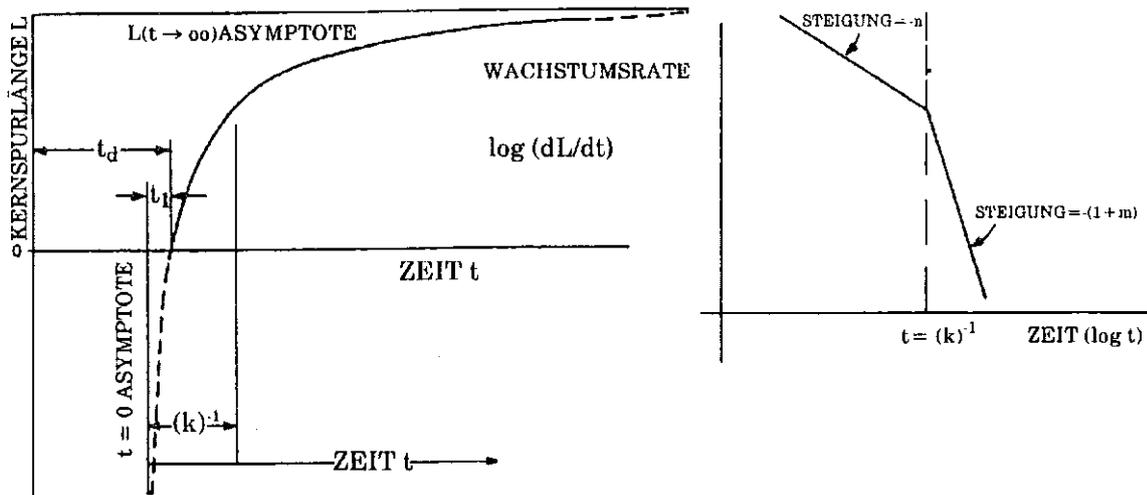


Abb. 2.10: Typischer Wachstumsverlauf elektrochemisch geätzter Kernspuren:
 - Definition unabhängiger Modellparameter am zeitlichen Verlauf der Tiefe der Kernspur
 - deren zeitliche Ableitung als Darstellung der Wachstumsgeschwindigkeit

Aus der Wachstumsgeschwindigkeit erhält man die Funktionen $G(y)$ und $R(kx)$ wie folgt:

$$G(y) = \int_0^y R(kx) d(kx)$$

$$\frac{dL(t)}{dt} = L_{\infty} k R(t - t_d + t_1)$$

Dabei hat die Funktion $R(kx)$ folgende Form:

$$R(kx) \approx \begin{cases} (kx)^{-n}, & kx < 1 \\ (kx)^{-(1+m)}, & kx > 1 \end{cases}$$

Die Tiefe der Kernspur für große Ätzzeiten ($t \rightarrow \infty$) ist:

$$L(t \rightarrow \infty) = f(n, m) \cdot L_{\infty} ; t_d = t_1 = 0$$

$$f(t \rightarrow \infty) = \frac{\Gamma(m) \Gamma(1-n) \Gamma(2-n)}{\Gamma(m-n+1)}$$

Die Wachstumsratenindizes n, m werden als Faktor $f(n, m)$ getrennt von Amplitudenparametern dargestellt. Eine analytische Beschreibungsmöglichkeit für $f(n, m)$ ist:

$$f(n, m) = \frac{\Gamma(m) \Gamma(1-n) \Gamma(2-n)}{\Gamma(m-n+1)}$$

wobei $\Gamma(z)$ die Gammafunktion bedeutet (Di 82).

Bei Biphenyl-A-Polycarbonat ergeben sich die in den Abb. 2.11 dargestellten Verläufe für die Durchmesser und die Tiefe der Kernspuren von 0,5 bzw. 3,5 MeV α -Teilchen. Für ein Ätzverfahren mit einem chemischen Vorätzschritt (hier 4 h) ergibt sich eine Totzeit t_d von 15 Minuten (Abb. 2.11 unten). Die beiden anderen Ätzbedingungen weisen einen elektrochemischen Zwischenschritt bei 33 kV/cm und 100 Hz auf, was den Beginn der Wachstumsphase aus dem „elektrochemischen Hauptätzschritt“ bei 3 kHz in die Phase bei 100 Hz vorverlegt. In Abb. 2.11 dargestellt ist ausschließlich die Zeit bei 33 kV/cm und 3 kHz.

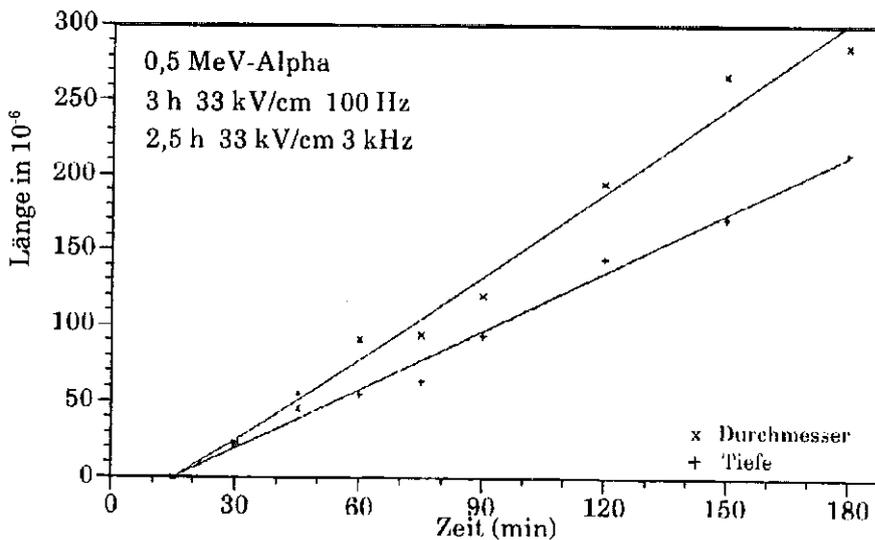
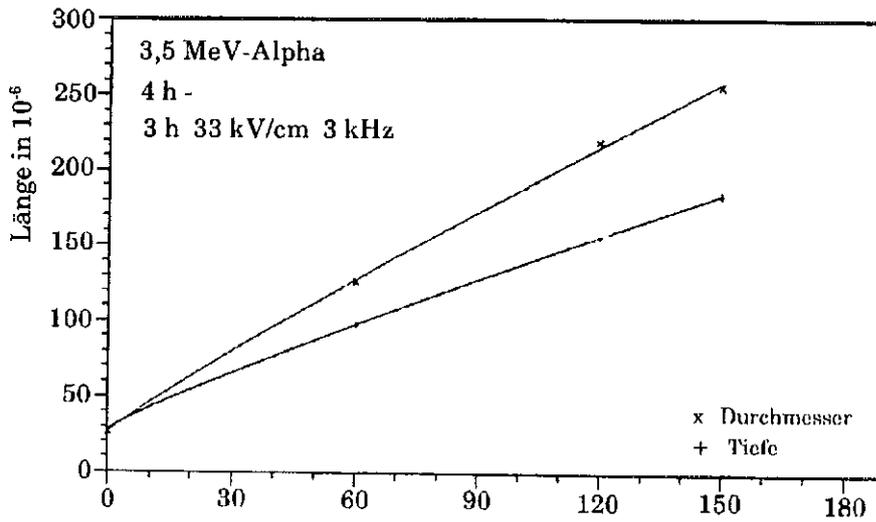
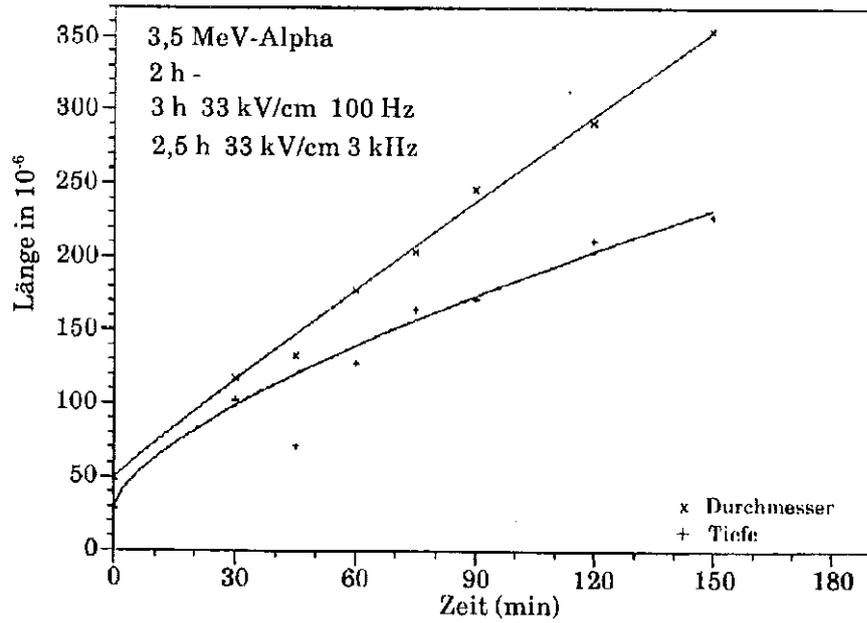


Abb. 2.11: Kernspurdurchmesser und -tiefe für 0,5 und 3,5 MeV α -Teilchen bei elektrochemisch geätztem Biphenyl-A-Polycarbonat (6n KOH : C₂H₅OH 50 : 50 %Vol.)

2.2.6 Beispiel für einen mechanischen Aufbau einer Ätzzelle

In der Literatur sind mehrere Lösungsvorschläge für elektrochemische Ätzzellen zu finden (So 77, To 81). Diese sind alle für gleichzeitiges Auswerten von wenigen Detektorfolien, meist nur zwei, entwickelt und damit nicht geeignet für die Auswertung von Großserien. Für einen Routineeinsatz wird ein Ätzesystem benötigt, das bei einfacher Handhabung einen hohen Durchsatz von Detektorfolien erlaubt.

Die am Kernforschungszentrum Karlsruhe entwickelte Ätzzelle besteht aus zwei Teilen, einem Ätzipaket und einem Rahmen. Zwischen jeweils zwei Platten mit Dichtungen (Abb. 2.12) werden zwei Detektoren eingelegt. Elf Ätzipakete für insgesamt 20 Detektorfolien werden mit einer Spindel zwischen zwei Druckplatten zu einem Ätzipaket zusammengepreßt (Abb. 2.13). Zum Anlegen der Wechselspannung wird das Ätzipaket in einen Rahmen gehängt (Abb. 2.14). Mit Hilfe von Federkontakten sind die einzelnen Elektroden mit der zur Erzeugung des elektrischen Feldes erforderlichen externen Spannungsversorgung verbunden. Schmelzsicherungen in Verbindung mit einem Vorwiderstand verhindern im Falle eines Kurzschlusses zwischen zwei Kammern durch Abschalten bzw. Strombegrenzung einer Elektrode den Ausfall des Gesamtsystems und damit den Verlust der restlichen nicht betroffenen Detektoren. Als Material für die Ätzzellen wird PVC verwendet, die Dichtungen sind aus Weich-PVC, die Elektroden und übrigen Metallteile aus kohlenstofffreiem Edelstahl, in einigen wenigen Fällen aus platinierterm Edelstahl (Ur 84).

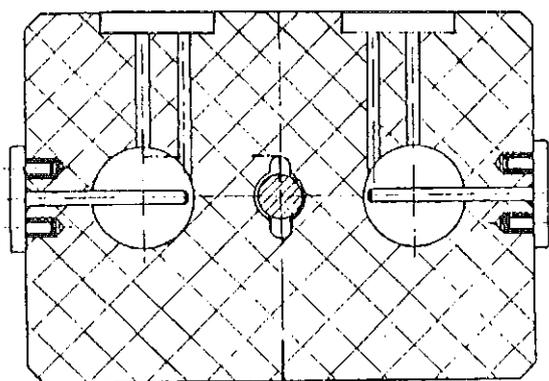


Abb. 2.12: Schnitt durch Ätzplatte

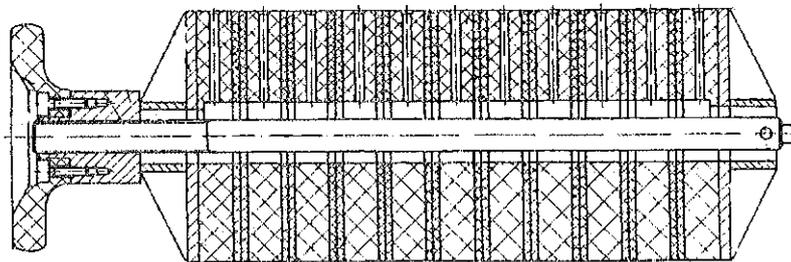


Abb. 2.13: Schnitt durch ein Ätzpaket

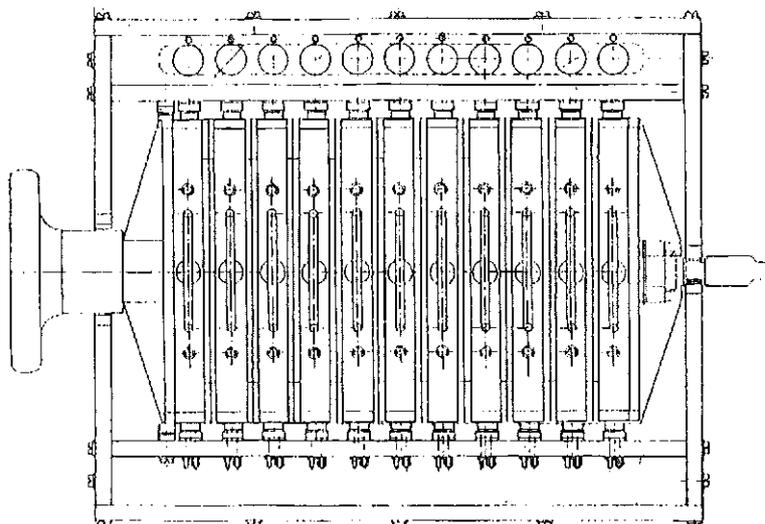


Abb. 2.14: Ätzpaket im Rahmen

2.3 Nicht strahlenbedingte Einflußgrößen bei Kernspurdetektoren

2.3.1 Umwelt- und Alterungseinflüsse

Nichtgeätzte, latente Kernspuren Kernspurdetektoren sind relativ stabil gegenüber Einflüssen von Feuchtigkeit und Temperatur. Nach einer Lagerung bis zu drei Jahren bei Zimmertemperatur zeigen Biphenyl-A-Polycarbonat-Detektoren bei anschließender chemischer Ätzung kein Fading im Gegensatz zu Zellulose-nitratdetektoren (Sa 74). Gleiches gilt auch für eine elektrochemische Auswertung, wie das Beispiel MAKROFOL belegt. In Abb. 2.15 sind Mittelwert und Streuung von je drei Detektoren angegeben, jeweils bezogen auf unmittelbar nach

der Bestrahlung geätzte Referenzdetektoren. Die Streuung der Referenzdetektoren beträgt für α -Teilchen ca. 7%. Biphenyl-A-Polycarbonatdetektoren zeigen auch nach einer Lagerung über einen Zeitraum von 40 Tagen im Temperaturbereich von 5° C bis 50° C bei relativen Luftfeuchten von 0% bis 95% und anschließender elektrochemischer Ätzung kein Fading latenter Kernspuren (Ur 84a). Erst bei Temperaturen nahe 100° C ist eine Abnahme des α -Ansprechvermögens innerhalb weniger Stunden zu beobachten (Abb. 2.16).

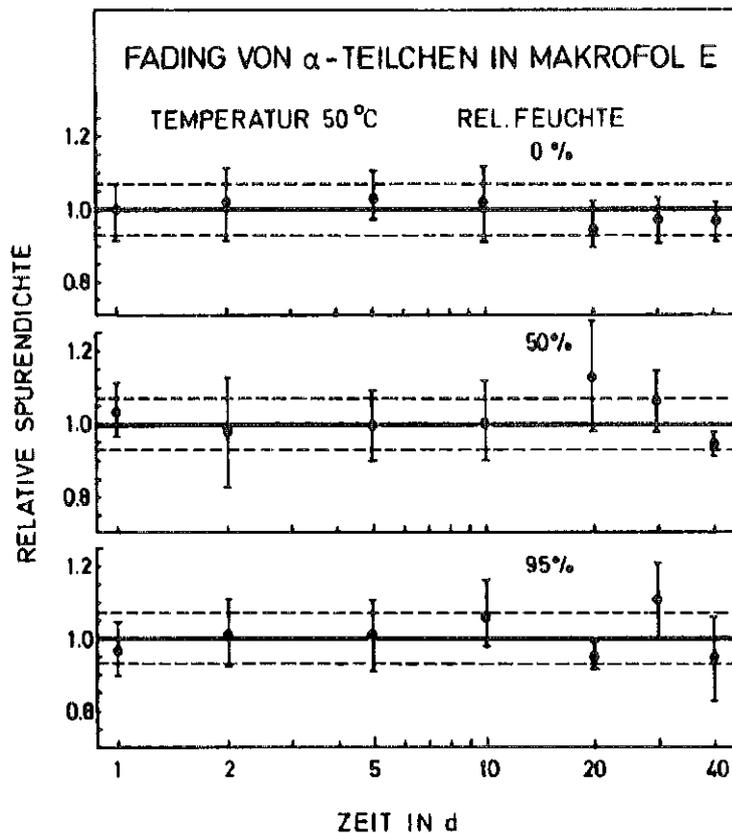


Abb. 2.15: Fading von α -Teilchenspuren in elektrochemisch geätztem MAKROFOL Detektor für verschiedene, relative Feuchtigkeiten bei 50 °C (Ur 84a)

Allyldiglycolpolycarbonat z. B. CR 39 besitzt produktionstechnisch bedingt auf beiden Seiten einen stark unterschiedlichen Nulleffekt. Für die Seite, die beim Polymerisationsprozeß in Kontakt mit der Form war, wird ein um den Faktor 10 bis 15 mal höherer Nulleffekt als für die abgewandte Seite berichtet (Ha 88, Ha 86a). Die Seite mit dem niedrigeren Nulleffekt ist jeweils experimentell zu ermitteln.

Nulleffektschwankungen innerhalb einer Produktionscharge und sogar innerhalb eines Blatts sind zu erwarten. Für eine Charge von Pershore Moulding LTD wur-

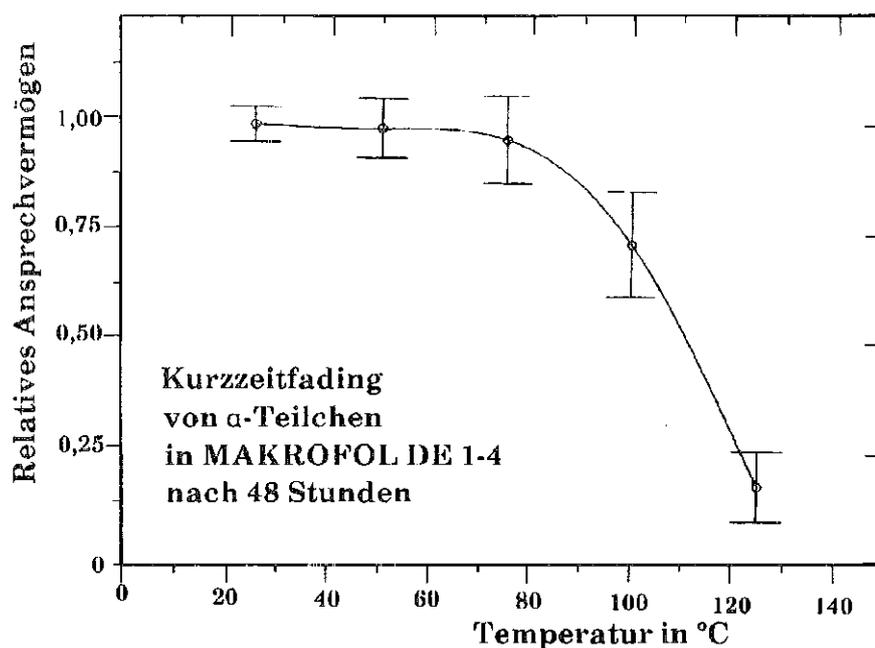


Abb. 2.16: Kurzzeit-Fading von α -Teilchen-Kernspuren in Biphenyl-A-Polycarbonat nach 48 h Lagerung bei verschiedenen Temperaturen

den in der Vergangenheit bei Detektoren "akzeptabler" Qualität 50 bis 250 Spuren pro cm^2 und für Detektoren "nicht akzeptabler" Qualität, die bis zu 40 % der Produktion ausmachen können, 400 bis 3000 Spuren pro cm^2 gemessen (Tab. 2.5, und 2.6, Na 88a), was das Material in der Praxis lange Zeit unbrauchbar machte. Erst in jüngster Zeit ist es gelungen, durch die Polymerisation des Monomers zwischen zwei oberflächenvergüteten, parallelen Glasplatten ein Detektormaterial mit zufriedenstellendem, konstantem Nulleffekt im Bereich von 20 - 30 Spuren pro cm^2 zu produzieren (Gu 91).

| Blatt Nr. | Nulleffekt (Spuren \cdot cm^{-2}) | |
|-----------|---|----------------|
| | Seite 1 | Seite 2 |
| 1 | 339 \pm 308 | 224 \pm 253 |
| 2 | 204 \pm 59 | 157 \pm 52 |
| 3 | 125 \pm 28 | 74 \pm 16 |
| 4 | 1381 \pm 24 | 3017 \pm 516 |
| 5 | 860 \pm 623 | 1247 \pm 956 |
| 6 | 887 \pm 3 | 980 \pm 131 |
| 7 | 113 \pm 67 | 57 \pm 14 |
| 8 | 191 \pm 99 | 82 \pm 8 |
| 9 | 111 \pm 2 | 73 \pm 63 |

Tab. 2.5: Beispiel für Schwankungen des Nulleffekts verschiedener Blätter einer Charge von Pershore Moulding CR 39 (Na 88a)

| Probe Nr. | Nulleffekt (Spuren·cm ⁻²) | |
|-----------|--|---------|
| | Seite 1 | Seite 2 |
| 1 | 766 | 802 |
| 2 | 1110 | 1289 |
| 3 | 1661 | 1112 |
| 4 | 854 | 1339 |
| 5 | 1097 | 1362 |

Tab. 2.6: Schwankungen des Nulleffekts verschiedener Cr 39 Detektoren aus der Mitte eines Blattes (Na 88a)

Der Sauerstoffgehalt der Umgebung bei der Lagerung des Detektormaterials spielt eine bedeutende Rolle für das Ansprechvermögen und den Nulleffekt. Langzeitversuche mit Aufbewahrungszeiten bis über 800 Tage in reiner Stickstoffatmosphäre und in Luft führten bei CR 39 zu folgenden Ergebnissen (Na 88a, Pi 89a):

- Lagerung in Stickstoff stabilisiert das Ansprechvermögen (Abb. 2.17);
- Lagerung in Luft reduziert das Ansprechvermögen unbestrahlter Detektoren bei Pershore Moulding um 35%, bei American Acrylics um 10% (Abb. 2.17);
- bei Pershore Moulding stieg der Background sowohl bei Lagerung in Luft als auch bei Lagerung in Stickstoff um ca. den Faktor 2;
- während er bei American Acrylics gleich blieb (Abb. 2.19);
- ein Fading konnte nicht beobachtet werden (Abb. 2.18);

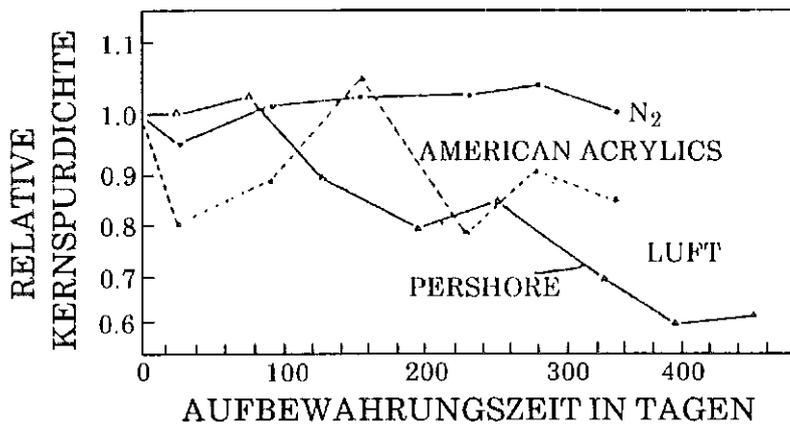


Abb. 2.17: Veränderung des Neutronenansprechvermögens in Abhängigkeit von der Lagerzeit in Luft und Stickstoff (Pi 89a)

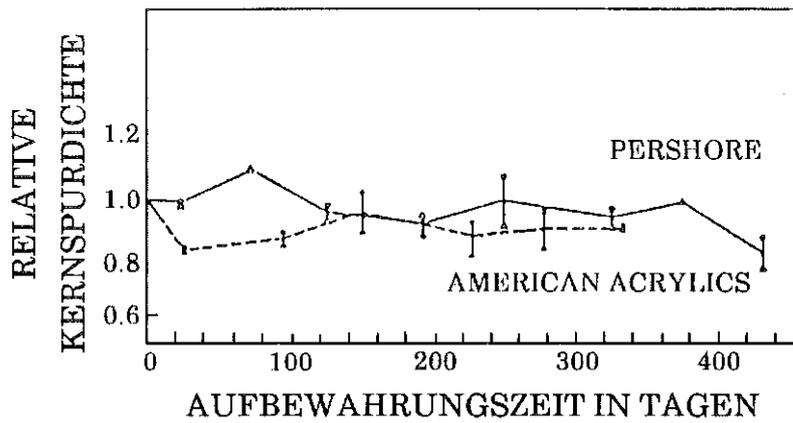


Abb. 2.18: Fading von CR 39 Detektoren in Abhängigkeit von der Lagerzeit in Stickstoff (Pi 89a)

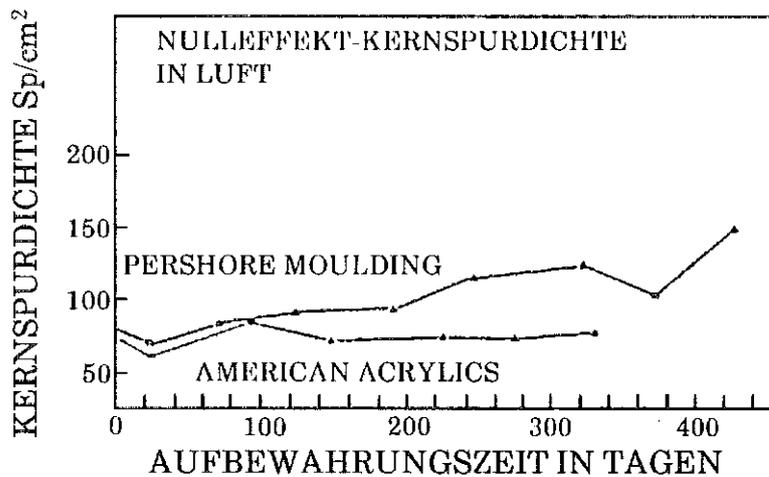
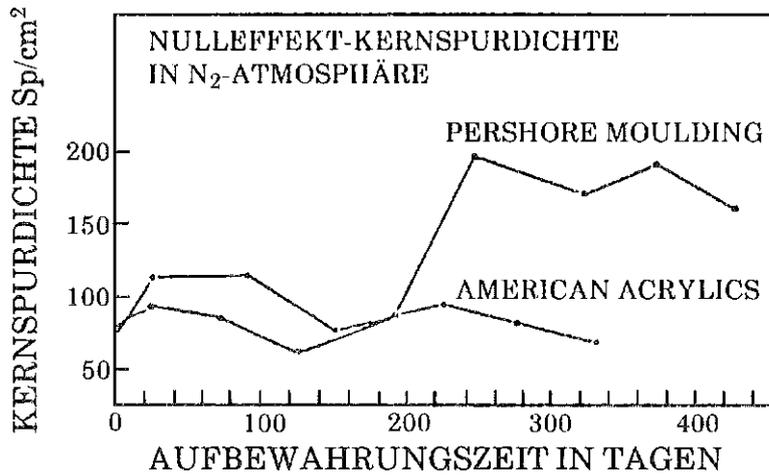


Abb. 2.19: Nulleffekt von CR 39 Detektoren in Abhängigkeit von der Lagerzeit in Luft und Stickstoff (Pi 89a)

Die nicht strahleninduzierte Kernspurdichte steigt bei höherer Lagerungstemperatur schneller als bei niedrigerer (Tab. 2.7, Ha 86b). Bei einer Temperatur von 40°C zeigen in Sauerstoffatmosphäre gelagerte Detektoren einen sehr geringen Nulleffekt, während dieser bei UV-exponierten Detektoren sehr hoch ist (Tab. 2.8).

Allyldiglycolpolycarbonat ist gegenüber γ -Strahlung unempfindlich. Lediglich für Dosen größer 3 kGy ist eine Zunahme der Oberflächenätzgeschwindigkeit zu beobachten (Ba 87).

| Temperatur (°C) | Nulleffekt (Spuren·cm ⁻²) |
|---|---------------------------------------|
| - 16 | 43 |
| 6.8 | 46 |
| 19 | 56 |
| 40 | (vgl. Tab. 2.9) |
| Auswertung unmittelbar nach Bestrahlung | 59 |

Tab. 2.7: Einfluß der Lagertemperatur auf den Nulleffekt (Ha 86b)

| Folie | Atmosphäre | Licht | Luftfeuchtigkeit | Nulleffekt (Spuren·cm ⁻²) |
|-------|------------|--------|------------------|---------------------------------------|
| 13 | Luft | dunkel | trocken | 62 |
| 14 | Argon | dunkel | trocken | 50 |
| 15 | Sauerstoff | dunkel | trocken | 23 ^a |
| 16 | Luft | dunkel | wechselnd | 64 |
| 17 | Luft | dunkel | feucht | 54 |
| 18 | Luft | UV | wechselnd | 218 ^b |

^a Spuren sind sehr klein

^b einige extrem große und viele kleine Spuren

Tab. 2.8: Nulleffekt für bei 40°C gelagerte Detektoren (Ha 86b)

Biphenyl-A-Polycarbonat (MAKROFOL) weist bei "guter" Qualität eine nicht durch Strahlung induzierte Flächendichte von 5 - 10 Spuren / cm² auf. Durch eine Lagerung an Luft erhöht sich der Nulleffekt auf 20 - 30 Spuren / cm², bei einer Vakuumverpackung des Detektormaterials haben sich nach einer Lagerung von mehr als einem Jahr Erhöhungen von ca. 20% ergeben. Die Bestimmung des Nulleffekts als Funktion der Tiefe durch elektrochemischen Ätzung mit unterschiedlichen Vorätzschritten hat eine konstante Flächendichte auch in Bereichen, die tiefer als die maximale Reichweite von α -Teilchen liegen, ergeben. Dies ist ein Hinweis dafür, daß die Ursache für diesen Nulleffekt in einer Verunreinigung des

Ausgangsmaterials vor dem Aufschmelzen der Folie bei der Produktion liegen muß. Eine thermische Behandlung von Biphenyl-A-Polycarbonat nahe 100°C ergibt eine Reduzierung des Nulleffekts. Diese Beobachtung steht im Einklang mit dem oben beschriebenen Verlust an α -Ansprechvermögen bei der Erwärmung des exponierten Detektors.

2.3.2 Einflüsse des Lösungsmittels und anderer Parameter auf die Reproduzierbarkeit des Ätzzvorgangs

Die Laugenkonzentration, Art und Anteil des Alkohols und die Temperatur sind die wesentlichsten Einflußgrößen auf die Reproduzierbarkeit der Meßergebnisse (vgl. Kap. 2). Der Einfluß verschiedener Alkoholanteile und verschiedener Temperaturen des Ätzprozesses mit 6,5n KOH verdeutlicht Abb. 2.20 am Beispiel der Reaktionsisotherme beim α -Nachweis in Biphenyl-A-Polycarbonat. Die Detektoren wurden im KfK-Radondosimeter (vgl. 7.3) exponiert. Als Alkohol wurde Ethanol verwendet. Eine annehmbare Reproduzierbarkeit des α -Ansprechvermögens innerhalb eines festen Energiebereichs erfordert eine exakte, reproduzierbare Einstellung der Ätzbedingungen.

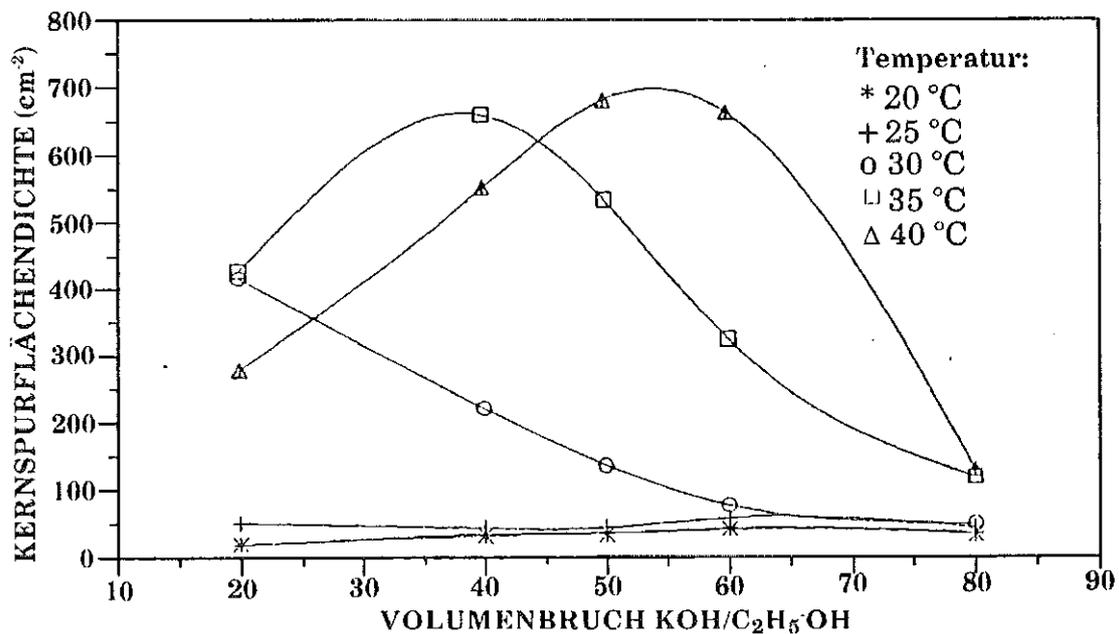


Abb. 2.20: Einfluß verschiedener Ethanolanteile und verschiedener Temperaturen auf die Spurendichte von im KfK-Radondosimeter bestrahltem Biphenyl-A-Polycarbonat (MAKROFOL) (Ur 91)

Eine ebenfalls starke Abhängigkeit besteht hinsichtlich der Hydroxidkonzentration (Abb. 2.21). Für stabile Ätzbedingungen ist eine 6,5 - 7,0 n KOH-Konzentration einzustellen, wie aus dem angedeuteten Plateau des Ansprechvermögens zu erkennen. Bei weniger als 6,5n Hydroxidkonzentrationen wirken sich bereits geringe Schwankungen erheblich auf das Ansprechvermögen aus.

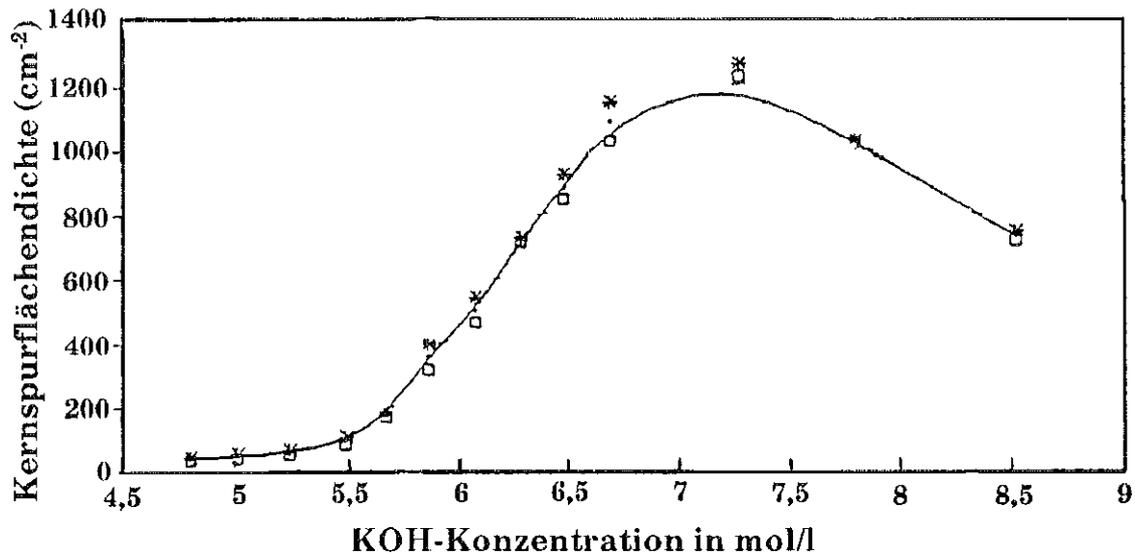


Abb. 2.21: Einfluß der Hydroxidkonzentration auf die Spurendichte von im KfK-Radondosimeter bestrahltem Biphenyl-A-Polycarbonat (MAKROFOL) (Ur 91)

Ein weiterer Unsicherheitsfaktor bei nicht ausreichend optimierten Ätzbedingungen kann die Einhaltung der Vorätzzeit sein. Wie sich Schwankungen auf das Ansprechvermögen auswirken können, verdeutlicht Abb. 2.22. Auch hier ist es sinnvoll, eine bei routinemäßiger Auswertung angewandte Vorätzzeit im Bereich geringer Steigung zu wählen.

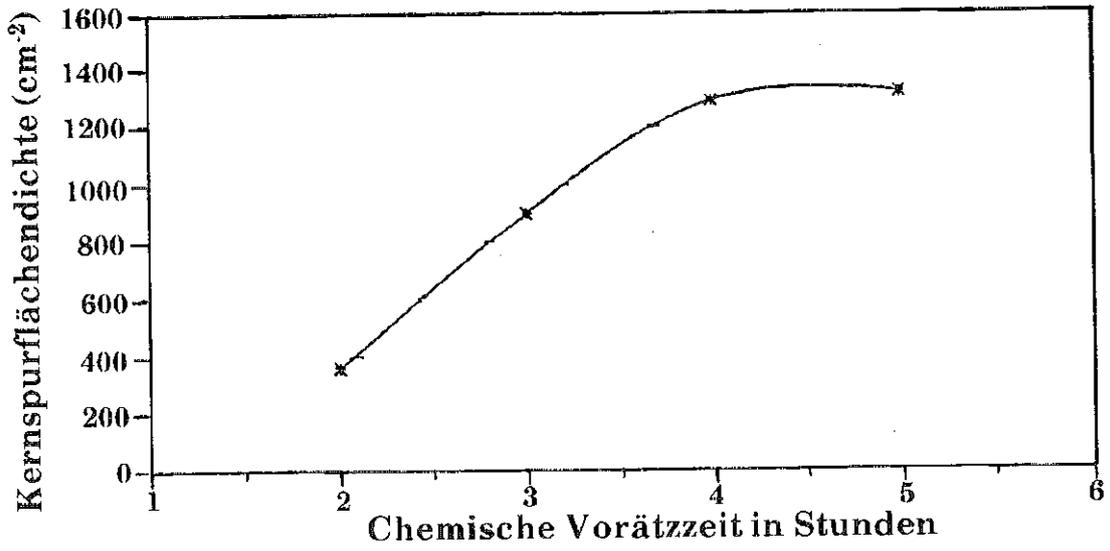


Abb. 2.22: Einfluß der Vorätzzeit auf die Spurendichte von im KfK-Radondosimeter bestrahltem Biphenyl-A-Polycarbonat (MAKROFOL) (Ur 91)

3. Flächendichte geätzter Kernspurdetektoren als Maß für die Exposition

Als Maß für die Dosis wird i. a. die Kernspurflächendichte und je nach besonderer Meßaufgabe zusätzlich deren Größenverteilung bestimmt. Hierfür sind verschiedene Vorgehensweisen üblich. Am häufigsten werden Kernspuren manuell gezählt z. B. mit Hilfe eines Mikrofiche-Lesegerätes entweder direkt auf dessen Schirm oder auf einer Papierkopie (Abb. 3.1). Gelegentlich werden auch in der Biologie verwendete Zellkoloniezählgeräte oder mehr oder weniger aufwendige Bildverarbeitungsmeßplätze eingesetzt. Eine weitere Möglichkeit zur Auswertung der Kernspuren besteht im Einsatz von Funken- oder Szintillationszählern.

3.1 Optische Kernspurzählung

Die optische Auswertung von Kernspuren ist das älteste und auch heute noch am weitesten verbreitete Verfahren. Dabei wird die Flächendichte geätzter Kernspuren durch Zählen innerhalb einer definierten Fläche bestimmt. Die Anforderungen an die zur Vergrößerung einzusetzenden optischen Geräte ist je nach Art und Größe der Kernspuren unterschiedlich. Bei chemisch geätzten Detektoren ist eine Vergrößerung um bis zum einigen Hundertfachen gebräuchlich. Dementsprechend aufwendig ist die Auswertung vor allem im Bereich kleiner Spurendichten in einer Vielzahl von Meßfeldern, um eine statistisch ausreichende Anzahl von Kernspuren zu erfassen. Vergleichsweise einfach bei geringer Vergrößerung ist die Auswertung von elektrochemisch geätzten Kernspuren. Hier reicht oft die Zählung der Kernspuren in einem einzigen Meßfeld aus. Zur Erfassung der Flächendichte werden unabhängig vom optischen System manuelle und automatisierte Verfahren eingesetzt. Entscheidend dafür, welches technische Verfahren in der Praxis verwendet wird, sind die zur Lösung des dosimetrischen Problems erforderliche Informationen wie Flächendichte, Kernspurgrößenverteilung, Einfallrichtung usw. und wirtschaftliche Kriterien.

Eine manuelle Auswertung für eine kleine Anzahl von Detektoren wird i. a. einer aufwendigen technischen Lösung vorgezogen. In Abb. 3.1 ist eine Bildkopie von α -Kernspuren in MAKROFOL bei 20facher Vergrößerung als Ausschnitt einer Microfiche-Kopie dargestellt. Das manuelle Zählen der Kernspuren auf der Papierkopie ist dem direkten manuellen Zählen am Bildschirm deutlich überlegen. Es bietet auf einfache Art die Möglichkeit gezählte Spuren zu markieren, das Zählergebnis durch ein mehrfaches Auszählen zu verifizieren und die Kopie als Beleg zu archivieren. Eine gewisse Vereinfachung bringen Markierstifte mit ein-

gebautem Zählwerk, die ein direktes Ablesen der Anzahl der Markierungsvorgänge erlauben.

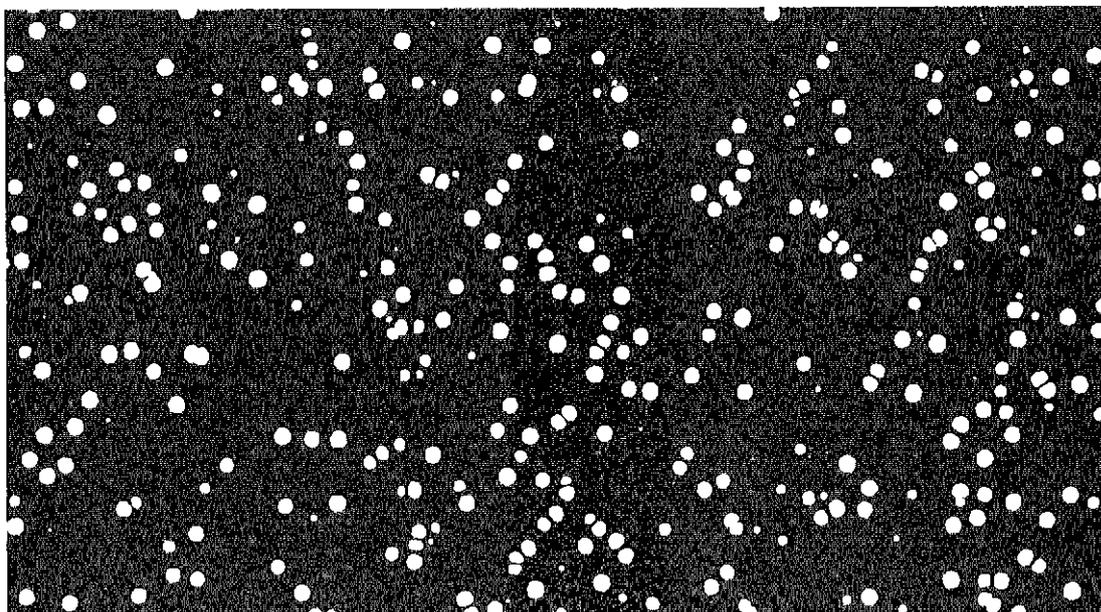


Abb. 3.1: Original-Bildkopie von elektrochemisch geätzten α -Kernspuren in MAKROFOL bei 20facher Vergrößerung

Für eine automatisierte optische Auswertung von Kernspuren sind mehrere Verfahren möglich. In der Praxis durchgesetzt haben sich zunächst in der Biologie eingesetzte Zellkoloniezählgeräte, dann Bildanalyseverfahren (Ur 83, Dr 91, Bo 91).

Als Beispiel für die Auswertung von Kernspuren mit Hilfe eines Zellkoloniezählgerätes ist in Abb. 3.2 der Unterschied zur Auswertung mit einem Microfichelesegerät dargestellt, bezogen auf eine Detektorfläche von 1 cm^2 , 3 cm^2 und 5 cm^2 für die Auswertung mit dem Zellkoloniezählgerät. Bei geringen Spurendichten ist die Meßunsicherheit bei Anwendung eines derartigen Zählgerätes gegenüber der manuellen Auswertung relativ groß (Faktor 2). Erst oberhalb 100 Spuren/cm^2 können befriedigende Meßergebnisse erwartet werden.

Die modernere Auswertetechnik ist der Einsatz von Bildanalysegeräten. Eine Videokamera tastet das Bild des Kernspurdetektors ab. Die rauhen Oberflächen der elektrochemisch geätzten Kernspuren streuen Licht und lassen deshalb im Durchlicht die Kernspuren dunkel auf hellem Untergrund, im Auflicht entsprechend umgekehrt erscheinen.

Zunächst werden die Videobilder über verschiedene Filter aufbereitet. Eine einzustellende Grauwertschwelle legt fest, welche Teilflächen des Bildes als Kernspur

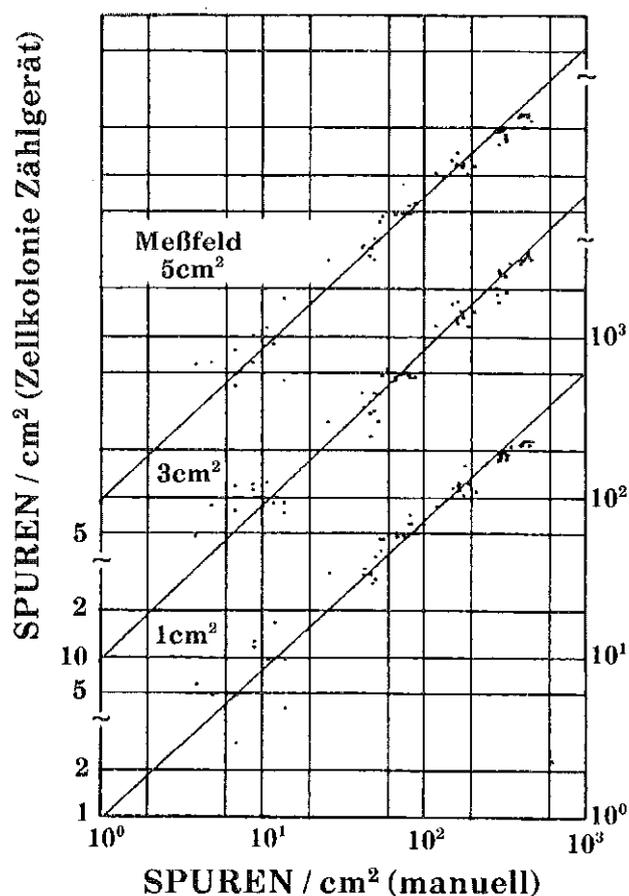


Abb. 3.2: Vergleich von manuell und mittels Zellkoloniezählgerät ausgewerteten Kernspuren in elektrochemisch geätzten MAKROFOL-Detektoren

zu betrachten und zu zählen sind bzw. welche zum Bildhintergrund gehören (Ur 84a).

Die jeweils optimale, für jeden einzelnen Detektor unterschiedliche Grauwertschwelle zur Trennung Kernspur und Hintergrund muß zu Beginn jeder Auswertung ermittelt werden. Ein mögliches Ablaufschema für eine automatische Grauwerteinstellung ist in Abb. 3.3 dargestellt. Dabei wird als Gütekriterium der Quotient zwischen Standardabweichung der Kernspuranzahl aus mehreren Einzelmessungen und der mittleren Kernspuranzahl verwendet. Das Minimum bei einer Mindestanzahl erkannter Kernspuren ergibt die beste Grauwertschwelle. Zusammen mit der Erhöhung der Grauwertschwelle wird von einigen Auswertegeräten eine Kontrastverbesserung durchgeführt. Dies kann bei Einstellung eines zu hohen Grauwertes dazu führen, daß zwei benachbarte Kernspuren zu einer Fläche im Bild verschmelzen. Die Streuung der Einzelmessungen bei einer bestimmten Grauwerteinstellung ist ein Maß für das dem Bild überlagerte Rau-

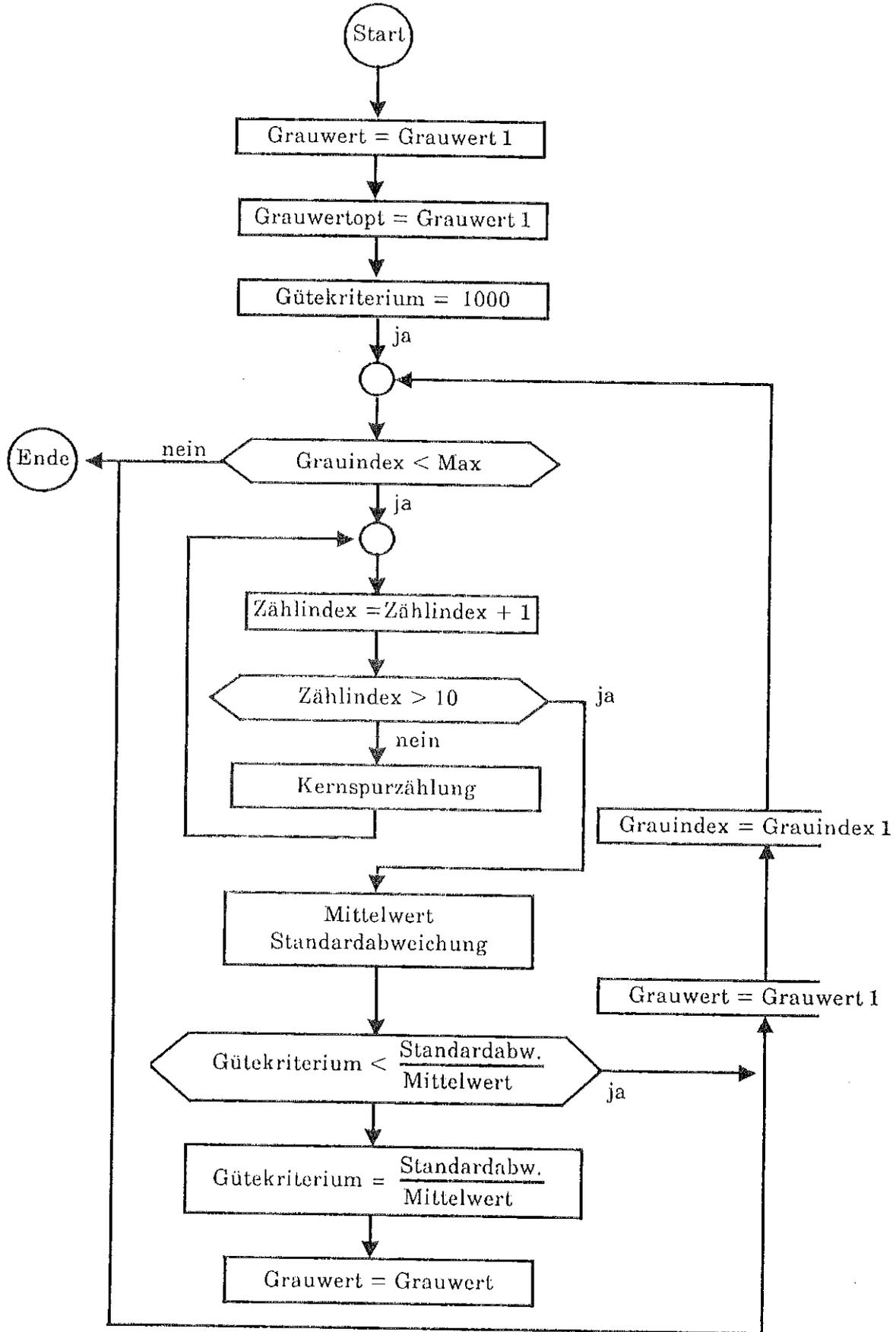


Abb. 3.3: Ablaufschema zur Einstellung eines optimalen Grauwerts

schen. Durch Anheben der Schwelle wird das Rauschen vermindert und die Reproduzierbarkeit der Einzelmessung erhöht. Der Quotient als Gütekriterium berücksichtigt beide gegenläufige Effekte. Durch schrittweise Verkleinerung der Kernspuren und Zählen wird die Summenhäufigkeit in den einzelnen Größenklassen gemessen und das Kernspurgrößenspektrum berechnet.

Ein genereller Nachteil aller optischer Auswerteverfahren ist das Eintreten eines Sättigungseffekts (Abb. 3.4) der Kernspurdichte bei hohen Spurendichten, was zu einer Unterschätzung der Exposition führt. Insgesamt ist die auswertbare Flächendichte bei elektrochemisch geätzten Kernspuren erheblich geringer als bei rein chemisch geätzten. Bei elektrochemisch geätzten Detektoren schneidet zunächst die manuelle Auswertetechnik im Vergleich mit den automatisierten Verfahren besser ab. Bei automatisierter Auswertung ohne Korrektur beginnt der nichtlineare Bereich bereits bei 1000 Kernspuren pro cm^2 . In diesem Kernspurdichtenbereich liegt u. a. darin begründet, daß Inhomogenitäten des elektrischen Feldes beim Ätzzvorgang eine große Streubreite von Kernspurdurchmessern hervorrufen, was z. B. durch mangelhafte optische Auflösung eng benachbarter Kernspuren zusätzlich verstärkt wird, die als einzelne größere Kernspur registriert werden.

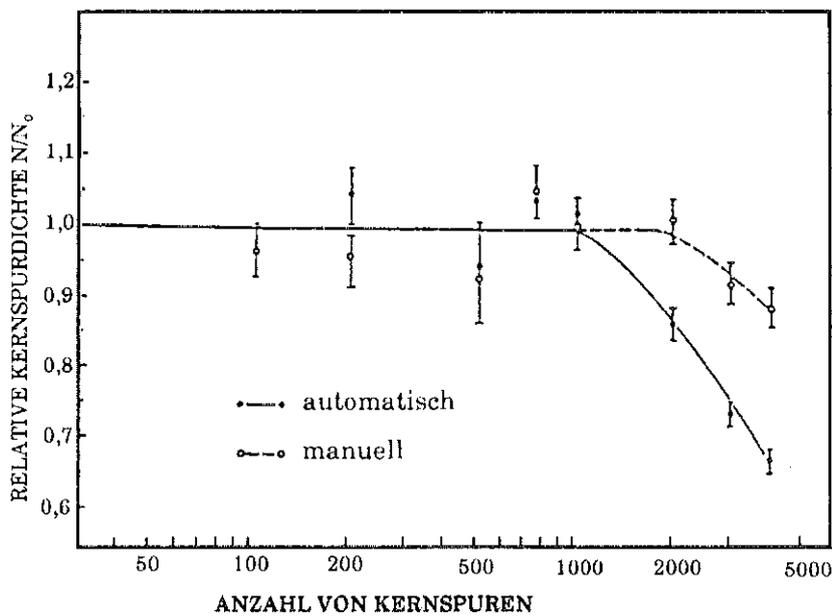


Abb. 3.4: Linearität / Sättigung bei der optischen Auswertung von Kernspuren (Pi 84)

Bildanalyseverfahren bieten die Möglichkeit der Messung der Kernspurgrößenverteilung und damit eine Erweiterung des Linearitätsbereiches durch die Trennung von Mehrfachkernspuren und deren entsprechende Berücksichtigung bei der Expositionsermittlung.

Das Größenspektrum z. B. von Kernspuren von (quasi-) monoenergetischen α -Teilchen läßt sich in erster Näherung durch eine Gaußverteilung beschreiben, wenn nur einfache Kernspuren vorliegen. Mit zunehmender Spurendichte treten immer mehr sich überlappende Kernspuren auf. Ein solches Größenspektrum läßt sich durch Überlagerung mehrerer Gaußverteilungen annähernd beschreiben. Als weitere Störgrößen treten nicht strahlungsinduzierte Kernspuren, sogenannte Nulleffektspuren mit einer eigenen charakteristischen Größenverteilung auf, die das Spektrum überlagern.

Die Anzahl der Kernspuren in der Größenklasse i ist:

$$Y_i = \sum_{j=1}^p A_j f_{ij} + e_i$$

Dabei bedeutet:

| | |
|------------|---|
| Y_i : | Anzahl der Kernspuren in der Größenklasse i |
| p : | Anzahl der Mehrfachüberlappungen |
| A_j : | Anzahl der j -fach überlappenden Kernspuren |
| f_{ij} : | Funktionswert der Gaußdichtefunktion für j -te Überlappung der Größenklasse i |
| e_i : | Nulleffektspurenzahl in der Größenklasse i (Rauschen) |

Die Identifizierung der einzelnen Gaußverteilungen im gemessenen Größenspektrum geschieht durch Korrelation des gemessenen Spektrums mit einem gaußverteilten Einheitsspektrum (Bl, 69). Für die Klasse τ des Korrelationspektrums erhält man:

$$g_\tau = \sum_{t=0}^{N-1-\tau} f_\tau Y_{t+\tau}$$

Dabei bedeutet:

| | |
|------------|--|
| g_τ : | Anzahl der Kernspuren in der Klasse τ des Korrelationspektrums |
| f_τ : | Anzahl der Kernspuren in der Klasse t des gaußverteilten Einheitsspektrums |

$Y_{t+\tau}$: Anzahl der Kernspuren in der Klasse $(t+\tau)$ des gemessenen Größenspektrums

N : Anzahl der Klassen des gemessenen Spektrums

Subtrahiert man vom Kanal $t+\tau$ des gemessenen Größenspektrums den über die Breite der Gaußverteilung des Einheitsspektrums von m Kanälen gemittelten Kanalinhalt A_t der benachbarten Kanäle des Größenspektrums, erhält man eine bessere Identifizierungsmöglichkeit. Die Lage der einzelnen Gaußverteilungen ist durch die Bereiche mit Kanalgehalten >0 im Korrelationsspektrum gegeben. Da die Kanalhalte im gemessenen Spektrum statistische Größen sind, ergibt die zusätzliche Subtraktion der einfachen Streubreite des gemittelten Kanalinhalts A_t eine weitere Verbesserung.

Das Korrelationsspektrum wird damit:

$$g_\tau = \sum_{t=1}^M f_t (Y_{t+\tau} - A_t - \sqrt{A_t})$$

$$\text{mit } A_t = \frac{1}{M} \sum_{n=t}^{t+M} Y_n$$

In Abb. 3.5 sind die einzelnen Spektren, gemessenes Größenspektrum, gaußverteiltes Einheitsspektrum sowie der die Lage der einzelnen überlagerten Gaußverteilungen beschreibende positive Teil des Korrelationsspektrums dargestellt.

Das Maximum des Korrelationsspektrums ist in dem Kanal des Maximums des Einheitspeaks verschoben gegenüber der Lage der Maxima der einzelnen Gaußverteilungen des Ausgangsspektrums. Die Integrale A_j und die Breiten σ_j der einzelnen Gaußverteilungen werden mit Hilfe des obigen Modellansatzes bestimmt. Zur einfacheren Berechnung werden dabei lineare Taylorpolynome um die Punkte A_{j0} , σ_{j0} verwendet. Dabei ist A_{j0} das auf den Kanalinhalt des j -ten Maximums normierte Integral des Einheitsspektrums und σ_{j0} dessen Streubreite:

$$A_{j0} = Y(K_{oj}) \sum_{i=1}^N f_{ji}$$

Die Gleichung des linearisierten Modells ist:

$$Y_i = \sum_{j=1}^p \frac{\delta Y_i}{\delta A_j} (A_{j0}, \sigma_{j0}) (A_j - A_{j0}) + \frac{\delta Y_i}{\delta \sigma_j} (A_{j0}, \sigma_{j0}) (\sigma_j - \sigma_{j0})$$

Aus dem gemessenen Größenspektrum werden mit dem Minimum-Varianzschätzverfahren die gesuchten Integrale A_j und die Halbwertsbreiten σ_j berechnet. In

Abb. 3.6 ist das gemessene Spektrum dem berechneten Spektrum gegenübergestellt.

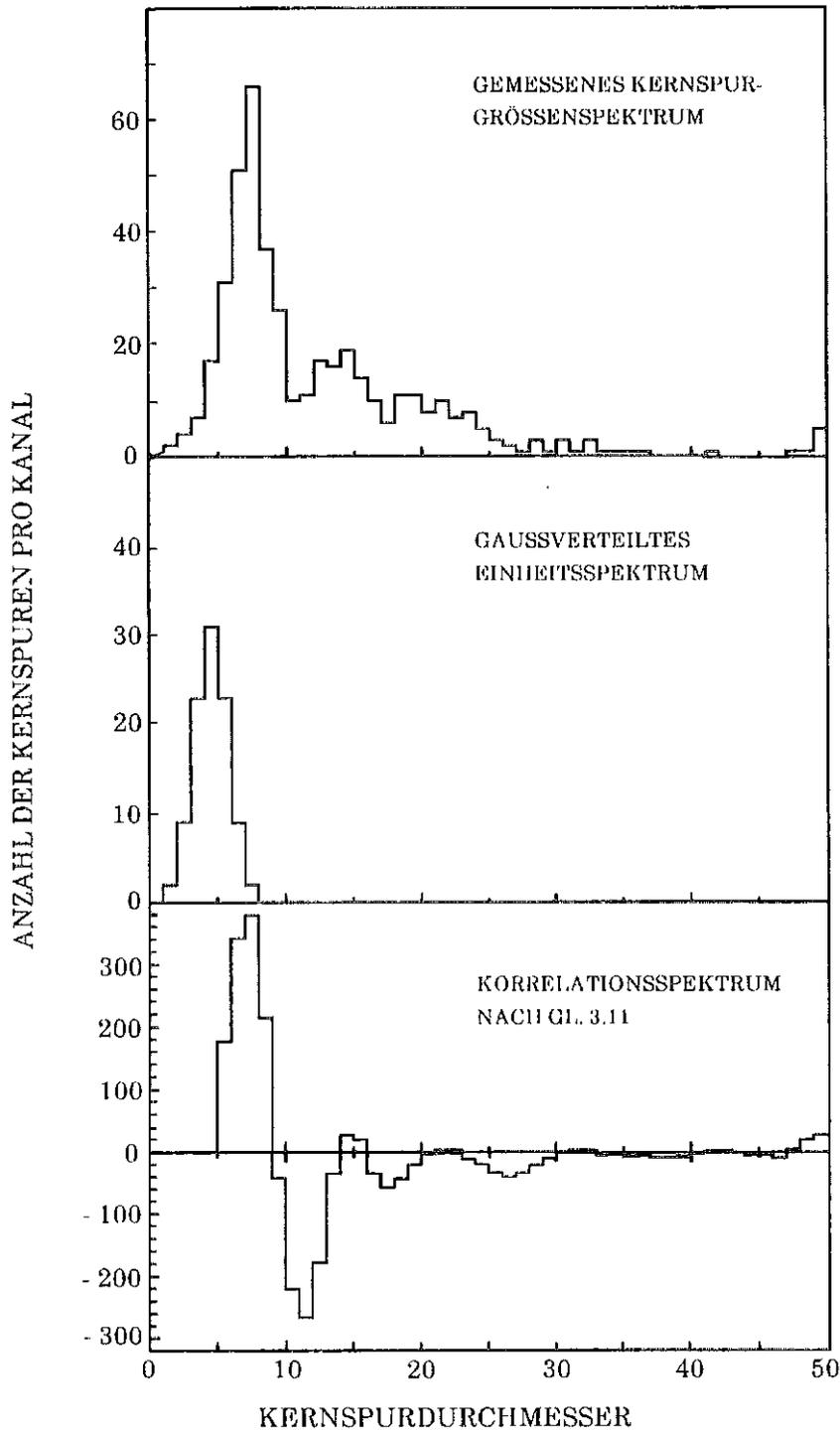


Abb. 3.5: Auffinden der Größenverteilungen von Einfach- und Mehrfachkernspuren durch Korrelation des gemessenen Spektrums mit einem gaußverteilten Einheitsspektrum

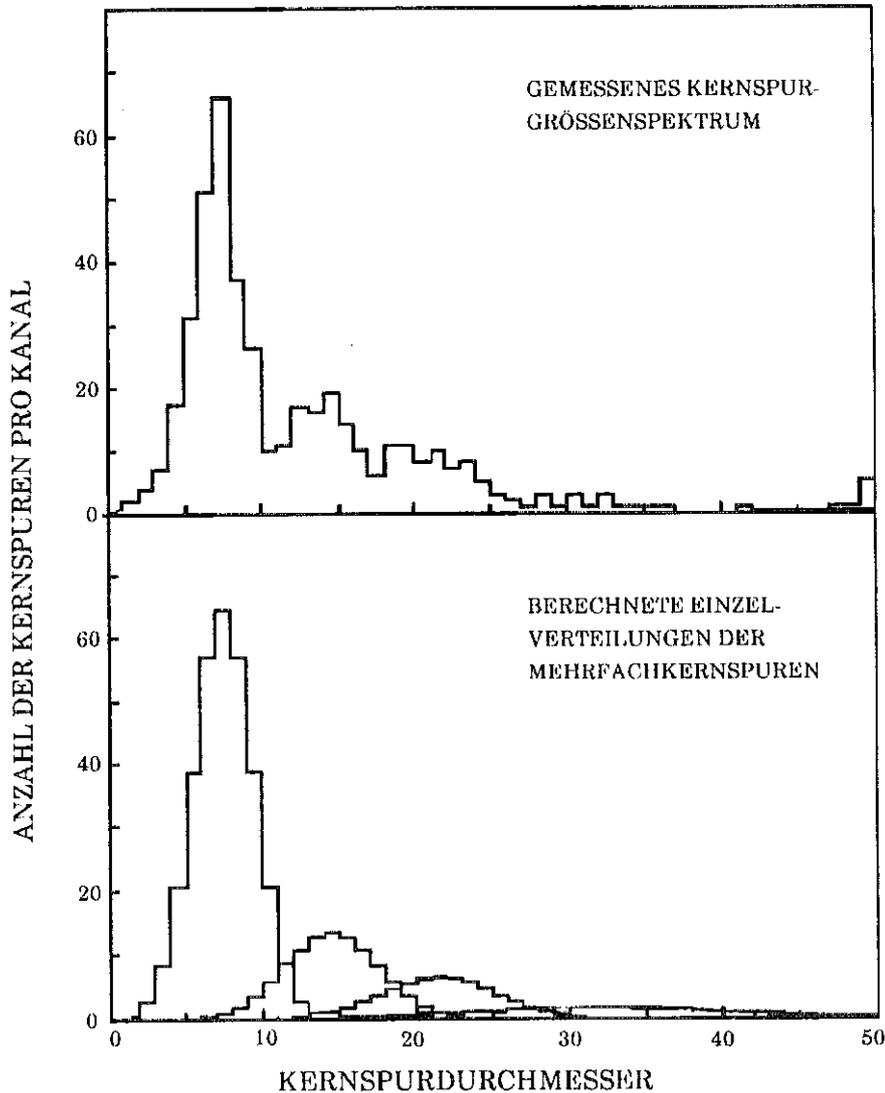


Abb. 3.6: Vergleich des gemessenen Spektrums mit dem mit Hilfe des Modells berechneten Spektrum

Aber auch der Einsatz dieses Verfahrens führt oberhalb einer gewissen Sättigungsdichte, die im wesentlichen von der angewandten Ätzbedingung abhängt, zu keiner Verbesserung des Meßbereiches mehr. Wohl bietet dieses Verfahren aber den Vorteil, wenn ein Größenbereich strahleninduzierter Kernspuren bekannt ist, Untergrundspuren zu diskriminieren und damit das Signal-Rausch-Verhältnis zu verbessern.

3.2 Funkenzähler

Eine der ersten Schritte zu einer automatischen Auswertung von Kernspuren waren die sog. Funkenzähler ("Spark Counter") (Cr 68, Cr 70, Ma 73). Durch einen chemischen Ätzzvorgang werden die auszuwertenden Kernspuren in einem dünnen Detektor durchgeätzt. Diese "perforierte" Folie bildet auf einer Seite mit einer dünnen aluminisierten Folie bedeckt den Zwischenraum zwischen den Platten eines Kondensators. Abb. 3.7 zeigt eine typische Anordnung und deren äußere Beschaltung. Es kommt zu einer Funkenentladung entlang einer Kernspur. Dabei verdampft die Aluminiumschicht im Bereich dieser Kernspur, was zur Beendigung dieses Vorgangs für diese eine Kernspur führt. Dieser Vorgang wiederholt sich quantitativ für alle durch den Detektor durchgeätzten Kernspuren. Ein Zähler registriert die Anzahl dieser Entladungsvorgänge und damit die Flächendichte der Kernspuren.

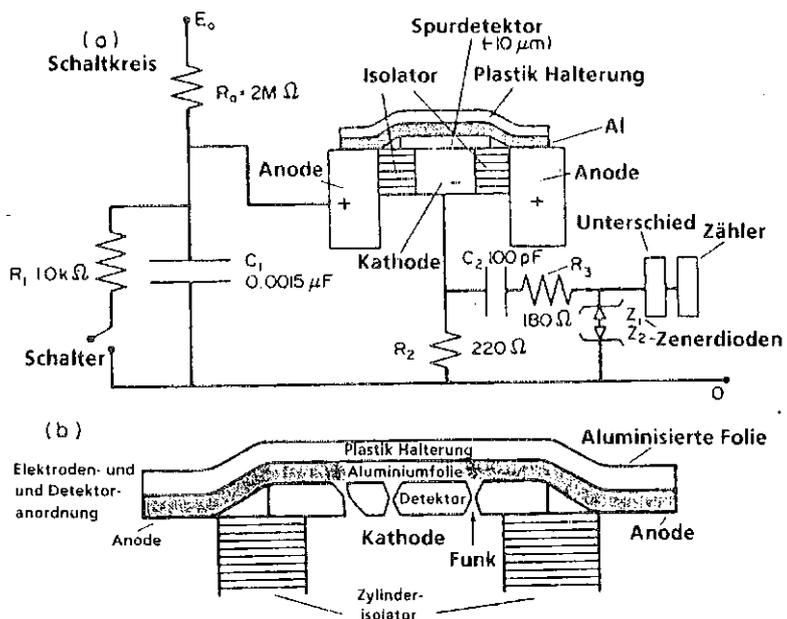


Abb. 3.7: Beispiel für Detektor - Elektrodenanordnung bei einem Funkenzähler

Dieses Auswerteverfahren ist schnell und einfach zugleich, die erforderlichen Geräte preiswert. Die aluminisierte Folie weist die gleiche Kernspurverteilung wie der Detektor auf, allerdings mit einem Durchmesser von ca. $100 \mu m$. Dies ermöglicht eine nachträgliche optische Auswertung bei vergleichsweise geringer Vergrößerung. Gebräuchliche Detektordicken sind bei $10 - 20 \mu m$. Die erforderlichen Spannungen betragen in der Größenordnung von $500 V$. Nach dem Erreichen der

erforderlichen Durchschlagsspannung ist das Zählergebnis in einem weiten Bereich spannungsunabhängig.

Prinzipiell besteht die Möglichkeit, einen Detektor mehrfach auf diese Art auszuwerten. Zur Verbesserung der Reproduzierbarkeit werden die Detektoren zunächst bei der doppelten Spannung "vorbehandelt", um die Bahnen von möglicherweise nicht komplett durchgeätzten Kernspuren bis auf die Rückseite des Detektors durchzubrechen.

Das Hauptanwendungsgebiet für diese Auswertetechnik ist die Messung von Spaltfragmenten. Die verfügbaren Detektormaterialien in diesem Dickenbereich sind in der Regel nicht zum Nachweis von α -Teilchen geeignet. Eine zu geringe Empfindlichkeit des Materials und zu kurze und zu breite Teilchenbahnen sind Gründe hierfür.

Dieses Verfahren ist nicht ohne Nachteile. Das Verdampfen der leitenden Aluminiumschicht mit einem Durchmesser von ca. 100 μm kann dazu führen, daß eng benachbarte Kernspuren, die innerhalb dieser jetzt nicht leitenden Fläche liegen, nicht erfaßt werden. Dies führt dazu, daß bereits im Bereich von 100 - 1000 Kernspuren pro cm^2 Überlappungs-, d. h. Sättigungseffekte auftreten können. Ein weiterer Nachteil dieses Verfahrens ist, daß nur Kernspuren, deren Einfallswinkel ausreicht, um ein Durchätzen der Teilchenbahn zu ermöglichen, erfaßt werden können (vgl 2.2.3). Dieses Problem tritt auch bei elektrochemischer Ätzung auf.

3.3 Szintillationsverfahren

Wesentliche Nachteile von Funkenzählern ist die Dickenbegrenzung für das einsetzbare Detektormaterial und das Fehlen der Nachweismöglichkeit für α -Teilchen. Diese Nachteile hat das folgende Verfahren nicht. Die (elektro-) chemisch geätzten Kernspuren werden mit einem geeigneten Szintillatormaterial, z. B. mit Silber aktiviertem Zinksulfid $\text{ZnS}(\text{Ag})$ in einer Ölemulsion gefüllt, die Detektoroberfläche anschließend gereinigt. Der Detektor wird danach zwischen eine α -Quelle und einen geeigneten Photovervielfacher gebracht. Die von der α -Strahlenquelle erzeugten Lichtphotonen werden als Maß für die Kernspurflächendichte gezählt (Ha 82). Die Zählausbeute von nicht bestrahlten, nicht geätzten Detektoren dient dabei als nicht strahleninduzierte Untergrundrate. Der schematische Aufbau eines derartigen Auswertegerätes ist in Abb. 4.8 dargestellt.

Dieses Verfahren setzt genügend groß geätzte Kernspurkrater zur Aufnahme des Szintillators und nicht zu hohe Kernspurdichten voraus. Hauptanwendungsgebiet für diese Technik sind Auswertungen großer Serien von mit Neutronen oder

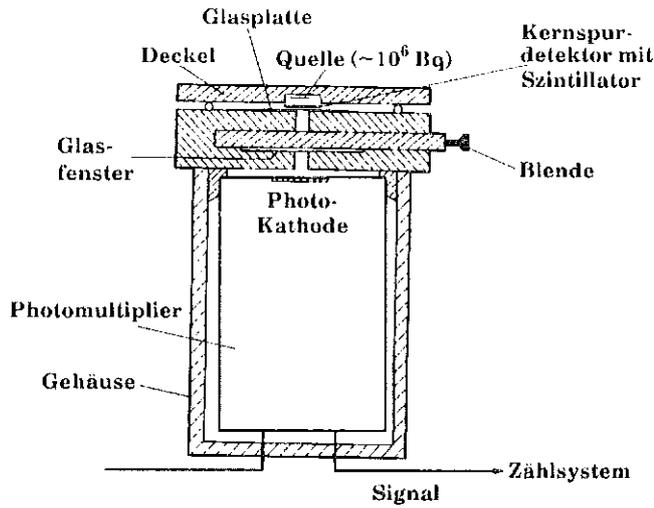


Abb. 3.8: Szintillationsverfahren zur Auswertung von geätzten Kernspuren (Ha 82)

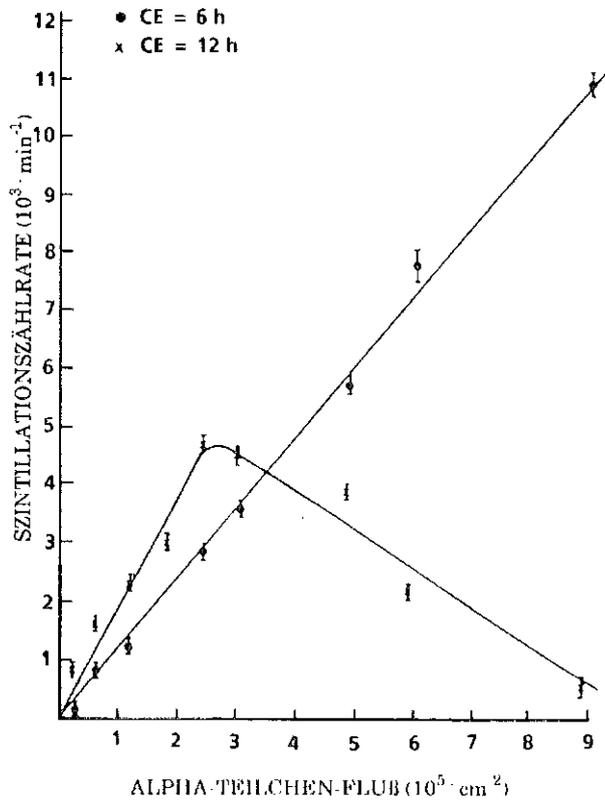


Abb. 3.9: Szintillationszählrate als Funktion der Fluenz von α -Teilchen in einem unterschiedlich lange chemisch geätzten CR 39-Detektor (Ha 82)

α -Teilchen bestrahlten Detektoren zum Beispiel aus Personen- oder Umweltdosimetern.

Die Szintillationsausbeute ist für mit α -Teilchen bestrahlte, chemisch geätzte CR 39 - Detektoren in Abb. 3.9 als Funktion der Teilchenfluenz dargestellt (Dj 88). Daraus geht hervor, daß die Zählausbeute in einem bestimmten Bereich linear bezüglich der Teilchenfluenz ist. In diesem Beispiel ist das Ansprechvermögen im linearen Teil für die längere Ätzdauer größer, der lineare Meßbereich jedoch kleiner. Dies ist in dem mit zunehmender Ätzdauer größer werdenden Öffnungsdurchmesser der geätzten Kernspur begründet. Ein Grund für die Abnahme des Ansprechvermögens bei längerer Ätzdauer kann im "Abflachen" der Kernspuröffnungen liegen, was zu einer Entfernung des Szintillatormaterials bei der Reinigung der Detektoroberfläche auch aus den Kernspuren führen kann. Die Abhängigkeit von der Teilchenfluenz ist damit nicht erklärt.

3.4 Bestimmung der Strahlenexposition

Gemessen werden soll die über die Meßzeit T integrierte Strahlenexposition X:

$$H = \int_0^T H(t) dt$$

Dabei ist

H (t): Dosisleistung zur Zeit t
T: Expositionszeit

Als Meßwert liefert das Dosimeter die der Strahlenexposition proportionale Anzahl von Kernspuren N pro Detektorfläche A. Proportionalitätsfaktor ist das Ansprechvermögen ϵ des Detektors für ein bestimmtes Dosimetergehäuse. Nimmt man einen linearen Zusammenhang zwischen Strahlenexposition und Flächendichte der Kernspuren auf dem Detektor an, so erhält man

$$\epsilon = \frac{\frac{N}{A} - \frac{N_0}{A_0}}{H}$$

Dabei ist

N_0 : Anzahl nicht strahleninduzierter Kernspuren, Null-effekt
 A_0 : ausgewertete Detektorfläche

Aus mehreren Kalibrierungen wird ϵ ermittelt. Bei der Auswertung eines Dosimeters wird die über die Expositionszeit T integrierte, mittlere Exposition H

durch Division der Nettospurendichte durch das Ansprechvermögen ermittelt.

$$H = \frac{\frac{N}{A} - \frac{N_0}{A_0}}{\varepsilon}$$

In Abb. 3.10 sind als Beispiel die Ergebnisse von einigen Kalibrierungen des KfK Radondosimeters in verschiedenen internationalen Standardlabors gegenübergestellt (vgl. Kap. 6.3). Diese Daten werden zur Ermittlung des Ansprechvermögens ε herangezogen.

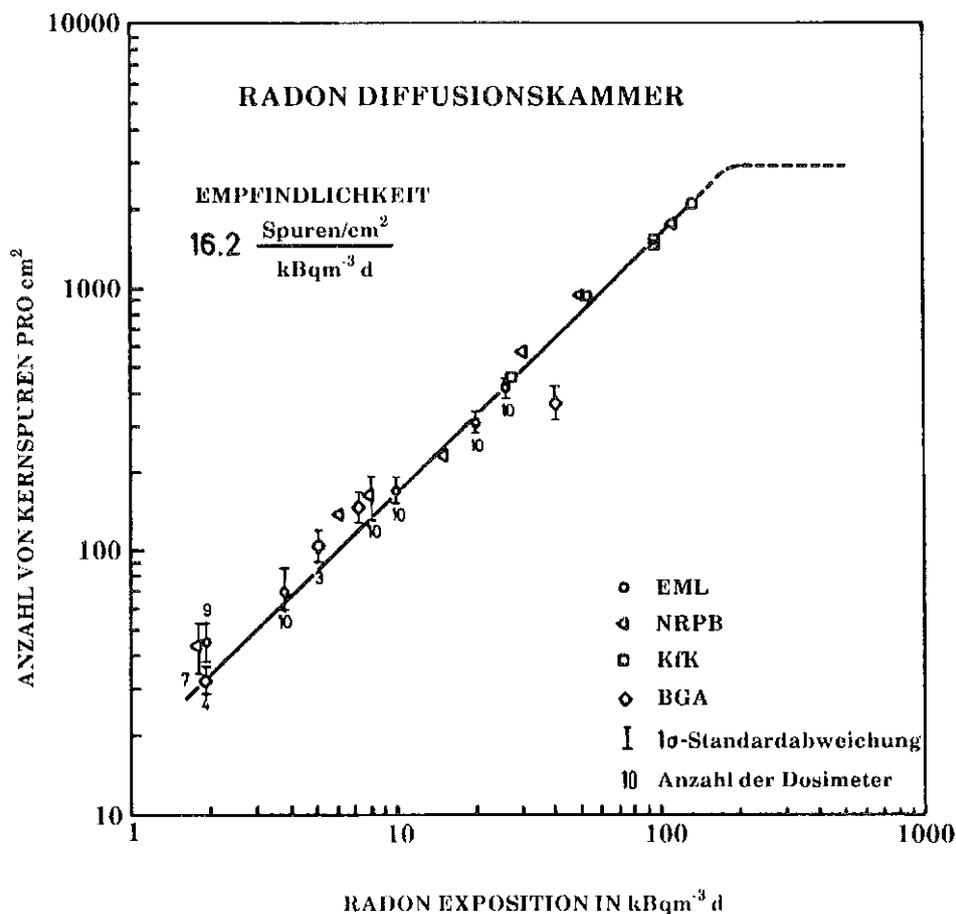


Abb. 3.10: Beispiel für eine Kalibrierung eines Radondosimeters

3.5 Meßunsicherheit

Beim Zählen von Kernspuren wird häufig der statistische Zählfehler als Meßunsicherheit angesehen. Es hat sich jedoch gezeigt, daß bei der Bestimmung der relativen statistischen Meßunsicherheit vor allem Fehlereinflüsse zu berücksichtigen sind, die sich aus der Qualität der Detektorcharge, der angewandten Ätzmethode

und den Ätzbedingungen ergeben. Dies sind im unteren Meßbereich die Streuung der Untergrundspurenzahl sowie bei hoher Kernspurendichte die Streuung des Ansprechvermögens bzw. der Meßwertanzeige innerhalb einer Charge. Die relative statistische Meßunsicherheit der Kernspurzählung läßt sich wie folgt abschätzen:

$$S(N) = \frac{(N + N_o + S_o^2 + S_i^2 N^2)^{1/2} \cdot 100}{N}$$

Dabei sind:

- $N_0, N + N_0$: Anzahl von Kernspuren von unbestrahlten und von bestrahlten Kernspurdetektoren
- S_0 : gemessene Standardabweichung der Untergrundspurenzahl N_0 verursacht durch die Chargenqualität
- S_i : relative Standardabweichung verursacht durch die Streuung der Detektorempfindlichkeit sowie der Einflüsse des Ätz- und Auswerteverfahrens und der Kalibrierung

Die relative statistische Meßunsicherheit läßt sich als Funktion der Kernspurenzahl experimentell ermitteln, wenn beispielsweise jeweils 10 unbestrahlte und 10 ausreichend hoch bestrahlte Detektoren ausgewertet werden. Mit Hilfe der obigen Gleichung kann die relative Standardabweichung als Funktion der Kernspurenanzahl bestimmt werden.

Abb. 3.11 zeigt die relative statistische Meßunsicherheit der Kernspurdetektoren LR 115, Cr 39 und MAKROFOL, die innerhalb des Radondosimetergehäuses in einer vorgegebenen Radonatmosphäre exponiert wurden. Es wird deutlich, daß der statistische Zählfehler $(N)^{1/2}$ durch andere Meßunsicherheiten überdeckt wird.

Die Reproduzierbarkeit von Messungen mit Kernspurdetektoren wurde für verschiedene Radonexpositionsbedingungen getestet und mit der berechneten Meßunsicherheit verglichen. Dafür wurden jeweils 10 Dosimeter gleichzeitig in Häusern, im Freien und bei Kalibrierungen bestrahlt. Die ermittelten Standardabweichungen sind in Abb. 3.12 zusammen mit der theoretisch zu erwartenden Meßunsicherheit angegeben.

Wie auf Grund des statistischen Fehlers und der Streuung des Nulleffekts zu erwarten, ist die Reproduzierbarkeit bei kleinen Radonexpositionen relativ schlecht. Bei mittleren Expositionen ist diese annähernd vergleichbar mit dem statistischen Zählfehler, bei hohen Expositionen erreicht diese einen unteren Sättigungswert. Die Streuung wird nicht wie von der Zählstatistik zu erwarten immer besser, was bei der Ermittlung der Meßunsicherheit berücksichtigt wird.

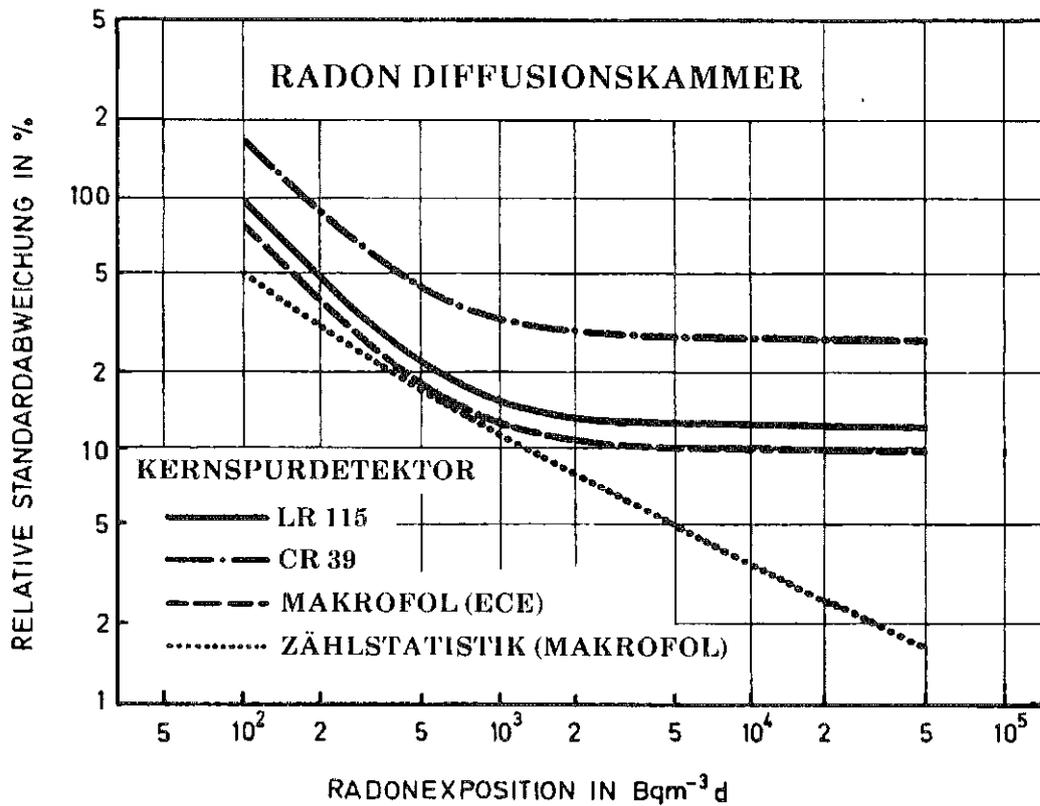


Abb. 3.11: Beispiel für die Meßunsicherheit bei MAKROFOL, LR 115 und CR 39 Kernspurdetektoren in Abhängigkeit von der Radonexposition im Vergleich zum statistischen Zählfehler, exponiert im KfK-Radondosimeter

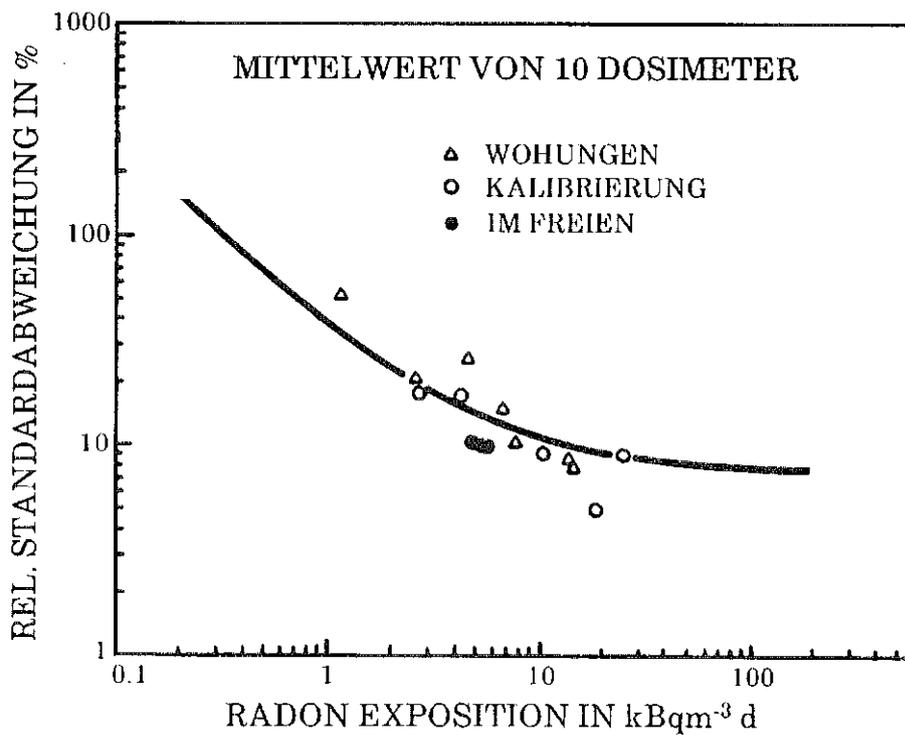


Abb. 3.12: Meßunsicherheit als Funktion der Radonexposition im Vergleich mit gemessenen Werten (MAKROFOL).

4. Auswertung elektrischer Größen während des Ätzvorgangs als Maß für die Exposition

Kernspurdetektoren registrieren integrierend über den Expositionszeitraum alle Teilchen, die in der Lage sind Spuren zu erzeugen. Durch Anwendung eines geeigneten Ätzverfahrens werden diese Kernspuren vergrößert. Die Flächendichte der vergrößerten Kernspuren ist ein Maß für die Strahlenexposition. Beim Einsatz eines elektrochemischen Ätzverfahrens stellt der Kernspurdetektor eine sich mit der Ätzzeit ändernde Kapazität dar, deren Absolutwert neben von den geometrischen und Materialeigenschaften von der Anzahl der Kernspuren und damit von der Strahlenexposition des Detektors abhängt.

Die Detektorkapazität C_F von n Kernspuren wird als Parallelschaltung von n Kernspurkapazitäten C_{KS} und einem Plattenkondensator mit reduzierter Fläche A_r betrachtet. In einem bestimmten Abstand r von der Kernspurachse verläuft das elektrische Feld wieder senkrecht zur Folienrückseite. Die reduzierte Fläche A_r wird aus der Differenz der Ätzfläche A und n Kreisflächen mit dem Radius r gebildet (Abb. 4.1).

$$C_F = \epsilon_0 \epsilon_r \frac{A - n \pi r^2}{d} + n C_{KS}$$

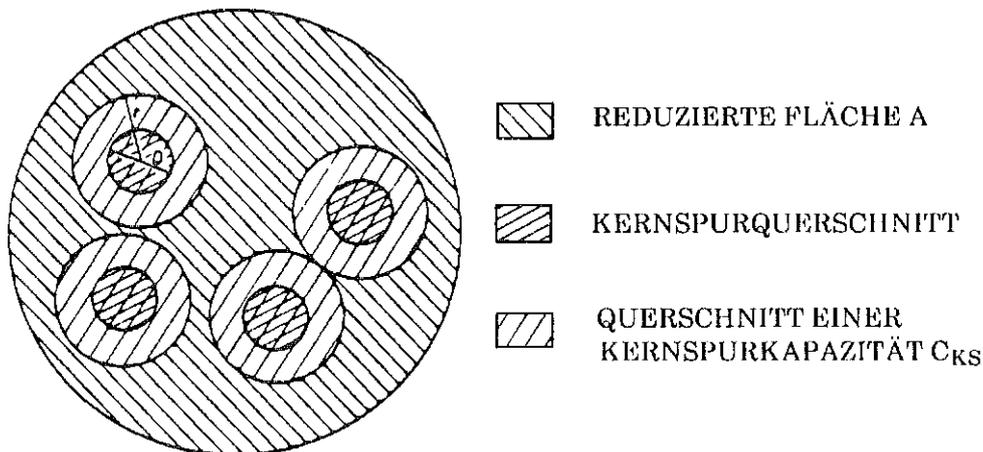


Abb. 4.1: Reduzierte Fläche des Plattenkondensators eines Kernspurdetektors (nicht maßstabsgetreu)

Zur Ermittlung der Exposition des Detektors kann die Messung des strahleninduzierten Kapazitätsanteils verwendet werden (Ki 89, Ur 93). Die Vorgehensweise ist in Abb. 4.2 dargestellt:

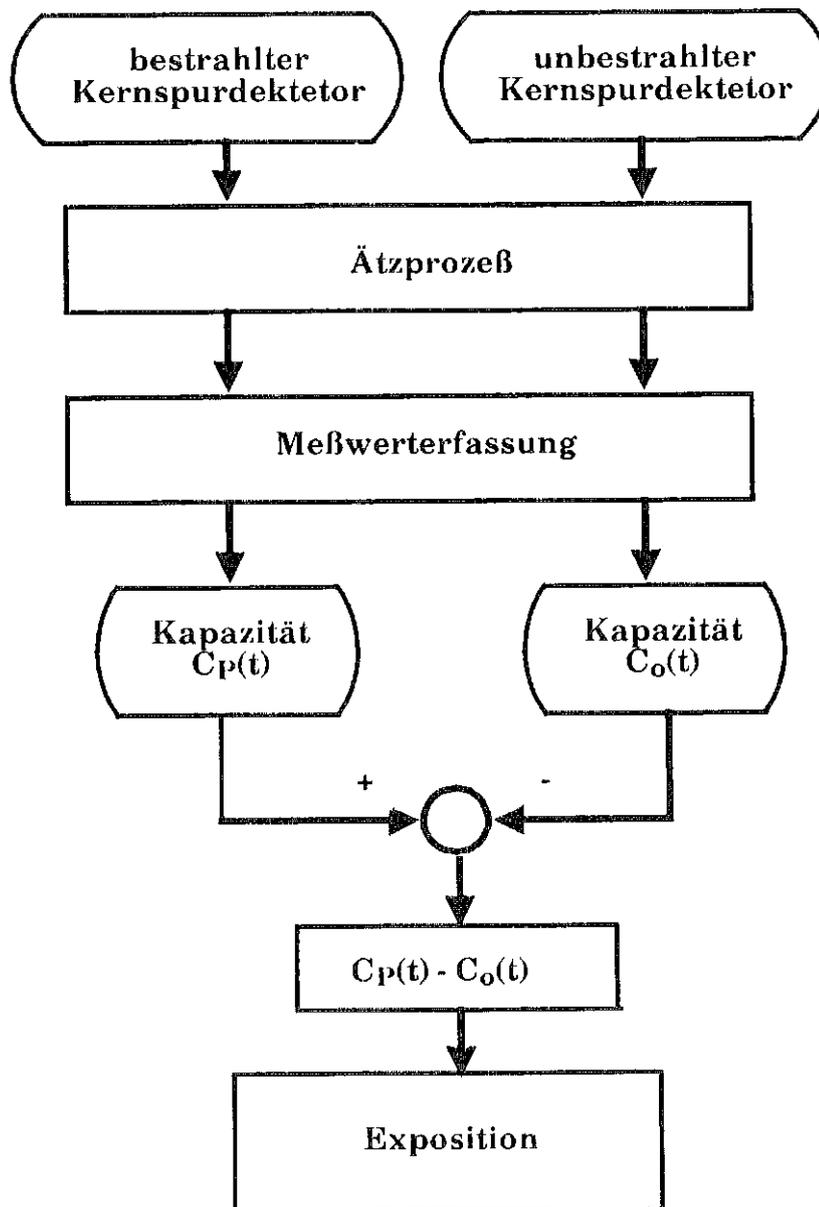


Abb. 4.2: Schematischer Verlauf der Dosimetrauswertung

Das zur Auswertung der Kernspurdetektoren benötigte Ätzsystem besteht aus mehreren Komponenten. Dies sind in der Minimalausstattung eine Ätzzelle (vgl. 2.2.6), eine Spannungsversorgung zur Erzeugung des elektrischen Feldes in der Ätzzelle (Frequenzgenerator) sowie ein die Temperatur konstant haltender Wärmeschrank.

Die Kernspurdetektoren befinden sich zwischen jeweils zwei Dichtungen. Die Elektroden des Ätzpakets sind über einen mit Federkontakten ausgestatteten Versorgungsrahmen mit dem Netzteil verbunden. Über die Messung der Phasenverschiebung der Spannungen zwischen Versorgungsspannung und Spannung

über der Ätzzelle läßt sich die gesuchte Kapazität bestimmen. Das Auswertesystem wird hierfür um eine Komponente zur Erfassung der Nulldurchgänge der Spannungen für jede einzelne Ätzzelle mit Kernspurdetektor, einen (Frequenz-) Zähler sowie einen Meßwerterfassungs- und Steuerungsrechner ergänzt. Der prinzipielle Aufbau eines derartigen Systems ist in Abb. 4.3 dargestellt.

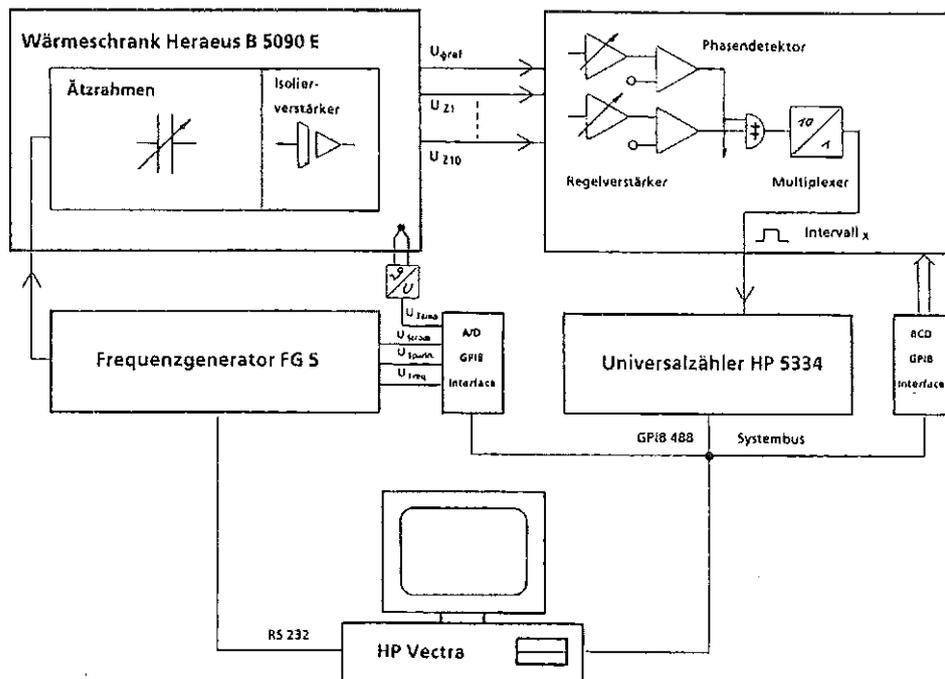


Abb. 4.3: Aufbau eines elektrochemischen Ätzsystems zur Messung der strahleninduzierten Kapazität als Maß für die Exposition

4.1 Das Ersatzschaltbild eines Kernspurdetektors und seine äußere Beschaltung in der Ätzzelle

Das Ersatzschaltbild eines elektrochemischen Ätzsystems ohne Kapazitätsmessung ist in Abb. 4.4 skizziert. Der Elektrolyt als Ätzflüssigkeit wirkt wie eine flüssige Elektrode, und somit der Kernspurdetektor wie das Dielektrikum eines Plattenkondensators. Eingangswiderstände ($1.5\text{ M}\Omega$) dienen der Strombegrenzung im Falle eines Kurzschlusses der Ätzzelle.

Zur Vermeidung eines unnötig hohen Signal-Rausch-Verhältnisses wird der einseitig exponierte Kernspurdetektor auch nur einseitig geätzt. Die Rückseite des Kernspurdetektors wird über einen gut leitenden, aber die Anforderungen an eine Ätzflüssigkeit (hohe Hydroxylionenkonzentration) nicht erfüllenden Elektrolyten mit der Elektrode verbunden. Das Ersatzschaltbild einer Elektrode ist in Abb. 4.5 wiedergegeben (Kr 80). Dabei ist R_E der Elektrolytwiderstand, C_D die

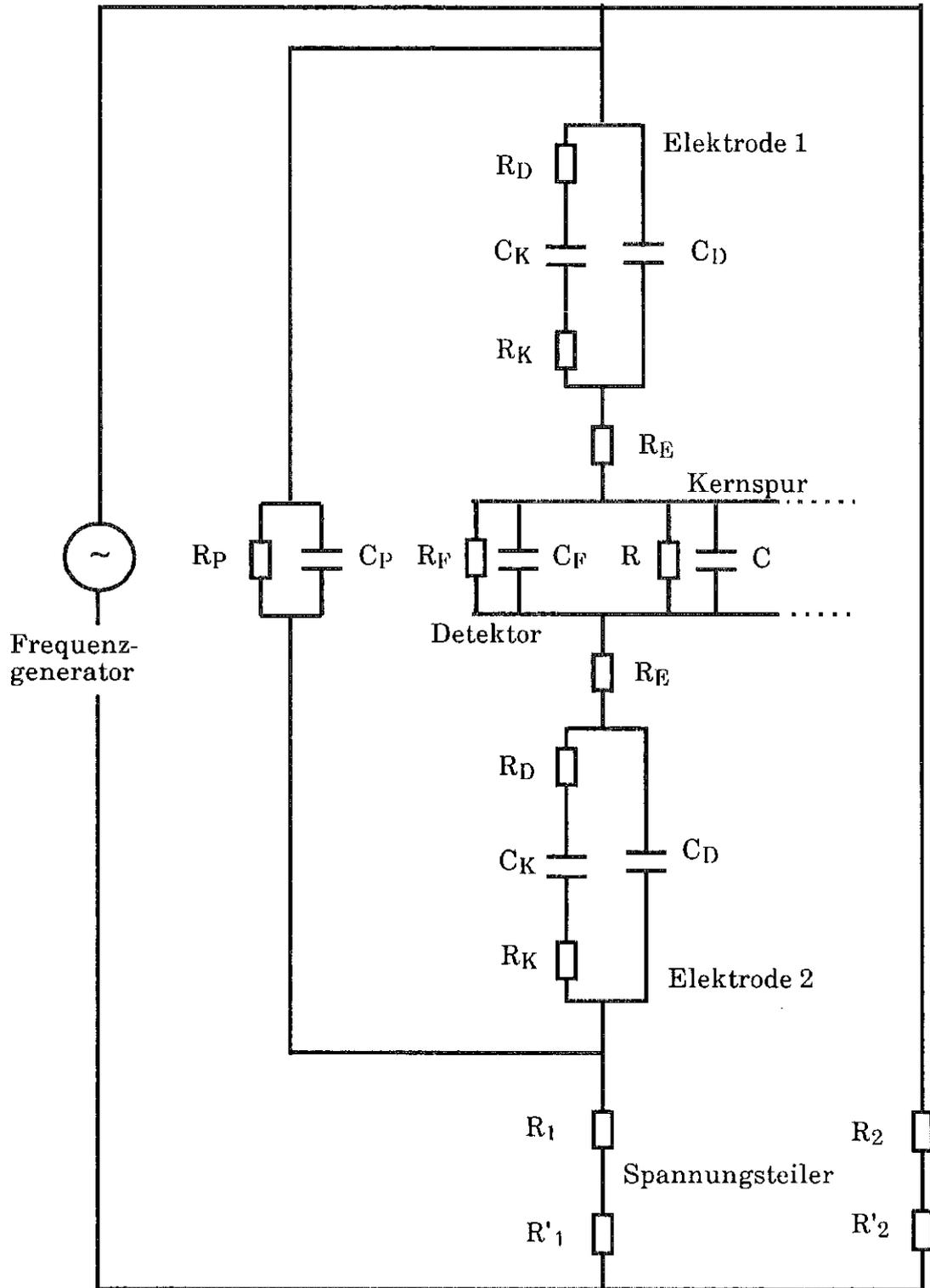


Abb. 4.4: Ersatzschaltbild der Ätzzelle und seine äußere Beschaltung

Doppelschichtkapazität und R_D der Durchtrittswiderstand. R_K und C_K bilden zusammen die Warburg-Impedanz.

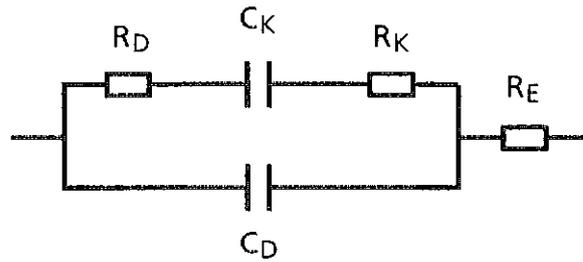


Abb. 4.5: Vollständiges Elektrodenerersatzschaltbild

Eine Abschätzung der Doppelschichtkapazität ergibt für nicht bemehrtes Platin als Elektrodenmaterial (Ve 61):

$$C_D = 10 - 40 \mu\text{F}/\text{cm}^2 \cdot A$$

Dabei ist A der Teil der Elektrodenfläche, an dem der Phasenübergang stattfindet. Beträgt die Elektrodenfläche beispielsweise $A = 1,77 \text{ cm}^2$, so erhält man für die Doppelschichtkapazität beider Elektroden:

$$17 \mu\text{F} < C_D < 71 \mu\text{F}$$

Die Warburg-Impedanz läßt sich wie folgt bestimmen (Ha 81):

$$Z_K = \frac{\left(R_K + \frac{1}{j\omega C_K} \right)}{A}$$

$$Z_K = \frac{R T_o}{An^2 F^2} \frac{1-i}{c^\circ \sqrt{2\omega}} \left(\frac{1}{\sqrt{D_{red}}} + \frac{1}{\sqrt{D_{ox}}} \right)$$

Dabei sind:

- R: universelle Gaskonstante,
- T_o : absolute Temperatur,
- F: Faradaykonstante,
- n: elektrochemische Wertigkeit,
- c° : Konzentration im Ruhezustand,
- ω : die Kreisfrequenz,
- D: Diffusionskoeffizient.

Mit $D_{ox} = D_{red}$ wird der Warburg-Widerstand R_K :

$$R_K = \frac{R T_o}{An^2 F^2} \frac{2}{c^\circ (2\omega D)^{0,5}}$$

und die Warburg-Kapazität C_K :

$$C_K = \frac{1}{\omega R_K(\omega)}$$

Die elektrochemische Wertigkeit setzt sich aus der Ladungszahl z der Ionen und der stöchiometrischen Äquivalentzahl v zusammen.

$$n = v_+ z_+ = v_- z_-$$

Für den Diffusionskoeffizienten gilt (Eg 68):

$$\frac{1}{D} = \left(\frac{1}{u} + \frac{1}{v} \right) \frac{F}{2 R T_o}$$

u ist die Beweglichkeit der Kationen und v die der Anionen. Bei $T = 18^\circ\text{C}$ gilt

$$\text{für } K^+ : \quad u = 6,6 \cdot 10^{-4} \text{ cm}^2/(\text{sec V}),$$

$$\text{für } OH^- : \quad v = 18,2 \cdot 10^{-4} \text{ cm}^2/(\text{sec V}).$$

Damit erhält man für den Warburg-Widerstand R_K :

$$R_K = \frac{1}{A(v_+ z_+)^2 c^o} \left(\frac{R T_o (u+v)}{\omega F^3 u v} \right)^{0,5}$$

Für den Durchtrittswiderstand R_D gilt (Ha 81):

$$R_D = \frac{R T_o}{A n F j_o}$$

Dabei ist:

j_o : Austauschstromdichte,

$$j_o = F k_o c_{ox}^a c_{red}^{(1-a)}$$

k_o : Reaktionsgeschwindigkeitskonstante,

für α gilt $0,4 < \alpha < 0,6$.

Das Elektrodenmaterial Platin reagiert nicht, folglich ist $k_o = 0$. R_D strebt für beide Elektroden gegen unendlich.

Der Elektrolytwiderstand R_E ist (Do 75):

$$R_E = \frac{1}{\kappa} \frac{d}{A}$$

mit: κ : spezifische Leitfähigkeit,

d : Abstand Elektrode - Kernspurdetektor

A : Ätzfläche in der Zelle.

Die spezifische Leitfähigkeit in Abhängigkeit von der Temperatur T ist:

$$\kappa(T) = \kappa_o [1 + a(T-18^\circ\text{C}) + b(T-18^\circ\text{C})^2]$$

mit: κ_o : spezifische Leitfähigkeit bei $T = 18^\circ\text{C}$ (La 60),

$$a = 0,19/^\circ\text{C},$$

$$b = 32 \cdot 10^{-6} / (^\circ\text{C})^2 \quad \text{für KOH.}$$

Die molare Leitfähigkeit Λ für 0,5 molare Kalilauge bei einer Temperatur von $T = 18^\circ\text{C}$ beträgt:

$$\Lambda = 197 \, \Omega^{-1} \text{ cm}^2 \text{ mol}^{-1}$$

und

$$\kappa(T = 35^\circ\text{C}) = 159,5 \text{ mS/cm.}$$

Die gemessene Leitfähigkeit ist:

$$\kappa(T = 34,7^\circ\text{C}) = 126 \text{ mS/cm.}$$

Die Abweichung kommt dadurch zustande, daß über eine zu große Temperaturspanne extrapoliert wurde. Der gemessene Wert wird durch den molaren Leitwert Λ ($T = 30^\circ\text{C}$) = 248 S cm²/mol bekräftigt (La 60). Mit $d = 10$ mm nimmt der Elektrolytwiderstand R_E der Folienrückseite den Wert $R_E = 4,5 \, \Omega$ an.

Die Mischung aus Ethanol und Kalilauge ergab bei der spezifischen Leitfähigkeitsmessung den Wert:

$$\kappa(T = 34,8^\circ\text{C}) = 450 \text{ mS/cm} \quad .$$

Der Elektrodenabstand zur Folie beträgt 19 mm. Somit ergibt sich der Elektrolytwiderstand R_E des Ätzmittelgemisches zu $R_E = 2,4 \, \Omega$.

Eine Zusammenfassung obiger Ergebnisse reduziert das Elektrodenersatzschaltbild beider Elektroden auf eine Reihenschaltung des Elektrolytwiderstands R_E mit der Doppelschicht Kapazität C_D . Der Grund liegt in den unendlich großen Durchtrittswiderständen R_D , so daß die Warburg-Impedanzen den Strom am Phasenübergang nicht beeinflussen können. Mit dem vereinfachten Elektrodenersatzschaltbild (Abb. 4.6) erhält man das reduzierte Ersatzschaltbild für die Ätzzelle (Abb. 4.7).

Für den rechten Zweig in Abb. 4.7 gilt:

$$Z_r = R_E + \frac{1}{j\omega C_D} + \frac{\frac{R_F}{j\omega C_F}}{R_F + \frac{1}{j\omega C_F}} + \frac{1}{j\omega C'_D} + R'_E$$

Oben ermittelte Werte ermöglichen folgende Vereinfachung:

$$Z_r \approx R_E + R'_E + \frac{1}{\omega^2 R_F C_F^2} - \frac{j}{\omega C_F}$$

Für den linken Zweig wird Z_l zu:

$$Z_l = R_p \frac{1 - j\omega R_p C_p}{1 + (\omega R_p C_p)^2}$$

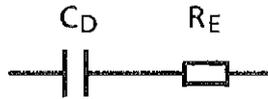


Abb. 4.6: Reduziertes Elektrodenersatzschaltbild

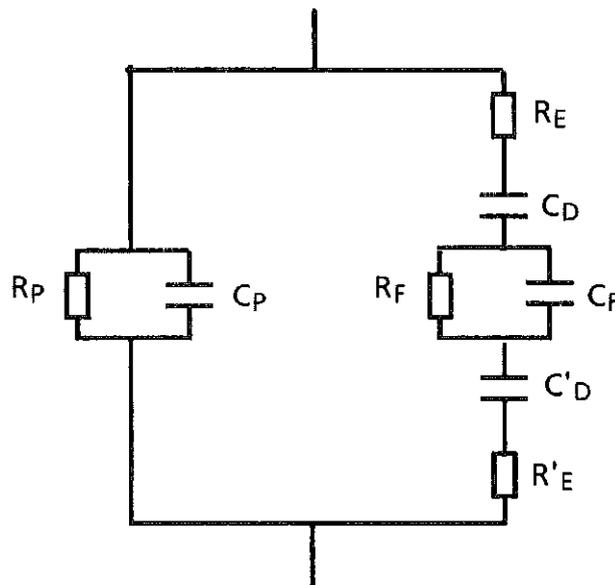


Abb. 4.7: Schaltbild der Ätzzelle unter Berücksichtigung des reduzierten Elektrodenschaltbildes

Der Widerstand R_p ist so hochohmig, daß er vernachlässigt werden kann. Auch der Realteil von Z_r ist im Vergleich zum Widerstand R_{ph} vernachlässigbar klein. Er wird zu Null gesetzt. Damit erhält man das reduzierte Schaltbild der Ätzzelle mit ihrer Beschaltung (Abb. 4.8).

Zur Messung der Phasendifferenz wird in Serie zur Ätzzelle ein Widerstand R_{ph} geschaltet. Sein Wert liegt im $M\Omega$ -Bereich. Die Spannung kann aus dem gemessenen Phasenwinkel berechnet werden. Für jeden einzelnen Kernspurdetektor in der Ätzzelle ist eine "Meßschaltung" erforderlich. Abb. 4.9 verdeutlicht als Blockschaltbild die notwendige Instrumentierung zur Messung der (zeitlichen) Änderung der strahleninduzierten Kapazität.

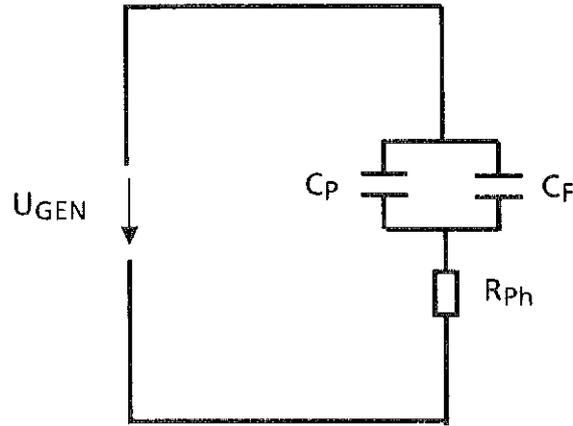


Abb. 4.8: Reduziertes Schaltbild der Ätzzelle und ihrer Beschaltung

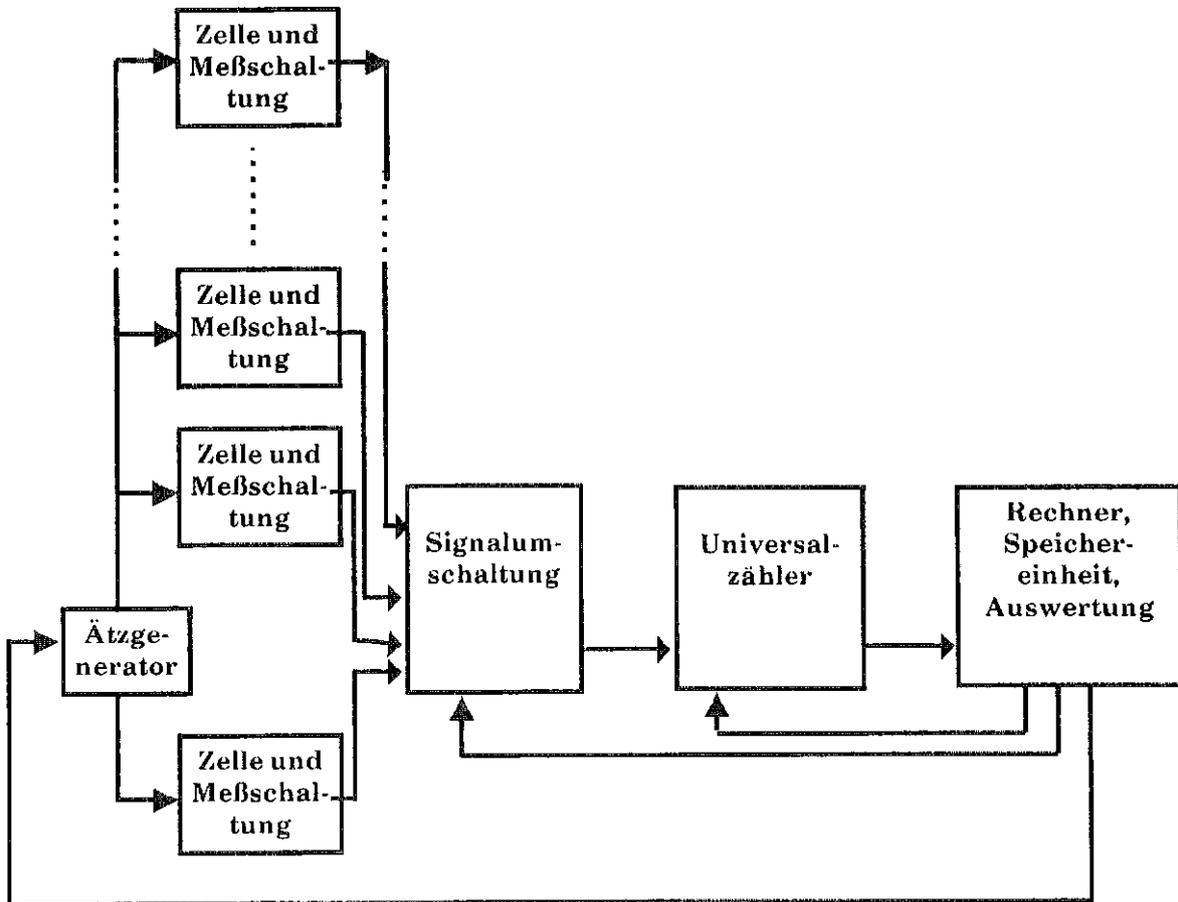


Abb. 4.9: Blockdiagramm der Instrumentierung zur Erfassung der Kapazitätsänderungen der Detektoren

4.2 Meßwerterfassung und -auswertung

Zu erfassender Meßwert ist die Phasenverschiebung eines R-C-Gliedes zwischen Versorgungsspannung und der Spannung über der Ätzzelle des einzelnen Kernspurdetektors. Um die erforderlichen elektrischen Feldstärken im Bereich zwischen 20 und 40 kV/cm zu erreichen, werden bei Detektordicken von 100 - 500 µm elektrische Spannungen von bis zu 2 kV mit Frequenzen bis zu 10kHz benötigt. Die Phasenverschiebung wird durch Nullpunktdetektion der Generatorspannung und der Spannung am Widerstand R_{ph} in Reihe zur Ätzzelle gemessen. Der dafür erforderliche schaltungstechnische Aufwand ist in Abb. 4.10 als Blockdiagramm dargestellt.

An den Hochspannungsteilern erfolgt der Signalabgriff zur Nullpunktdetektion. Bei der Zellenbeschaltung ist der Hochspannungsteiler identisch mit dem Widerstand R_{ph} , welcher die Phasenverschiebung beeinflusst. Die Signale werden mit Trennverstärkern von der Hochspannungsebene ausgekoppelt. Die Amplituden werden stabilisiert und den Komparatoren zugeführt. Danach erfolgt eine logische Verknüpfung der Komparatorausgangssignale.

Um die zu erwartenden Kapazitätsänderungen sicher messen zu können, soll der Phasenwinkel $\phi = 30^\circ$ nicht überschreiten. Daraus ergibt sich die Dimensionierung der Schaltung. Aus dem gemessenen Phasenwinkel ϕ erhält man die zu ermittelnde strahleninduzierte Kapazität C_F wie folgt: Mit:

$$U = U_{gen} \cdot \sin \Phi$$

gilt:

$$\phi = \arctan \frac{1}{\omega R_{ph} (C_F + C_p)}$$

Zum Schutz der Instrumentierung bei Kurzschlüssen und etwaiger Störungen auf der Hochspannungsseite ist eine galvanische Trennung der Signale durch einen Isolationsverstärker sinnvoll. Um Störeinflüsse zu minimieren wird als Referenz nicht das Massepotential sondern eine Referenzspannungsquelle (mV) benutzt (Abb. 4.11).

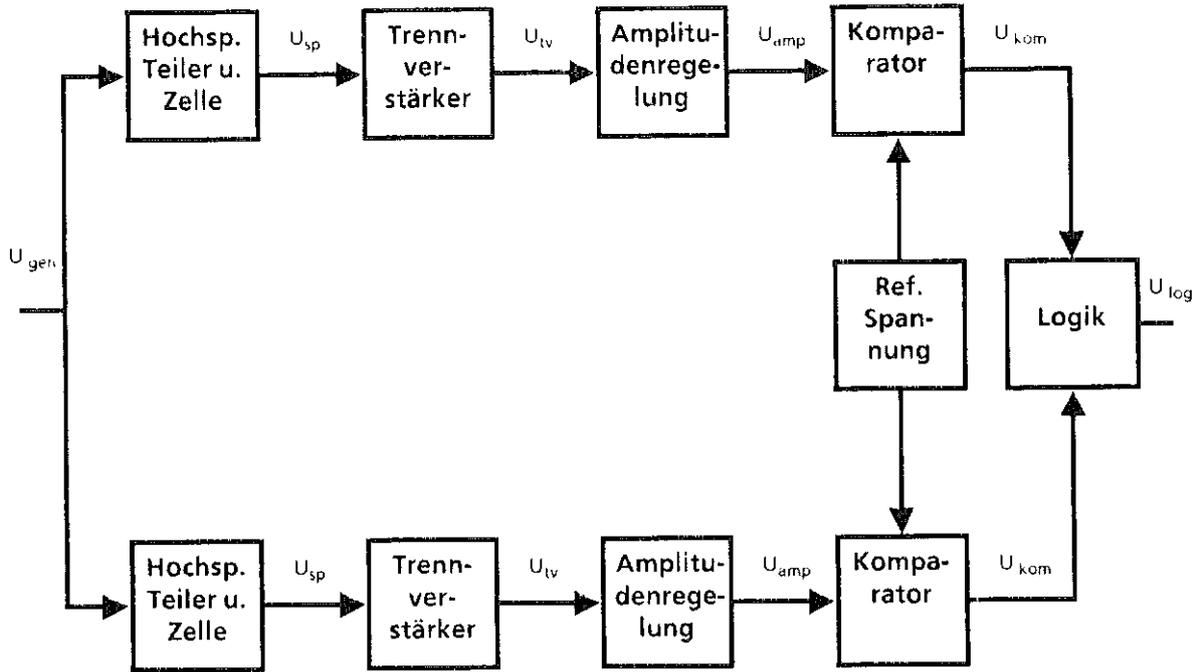


Abb. 4.10: Blockdiagramm der Meßschaltung

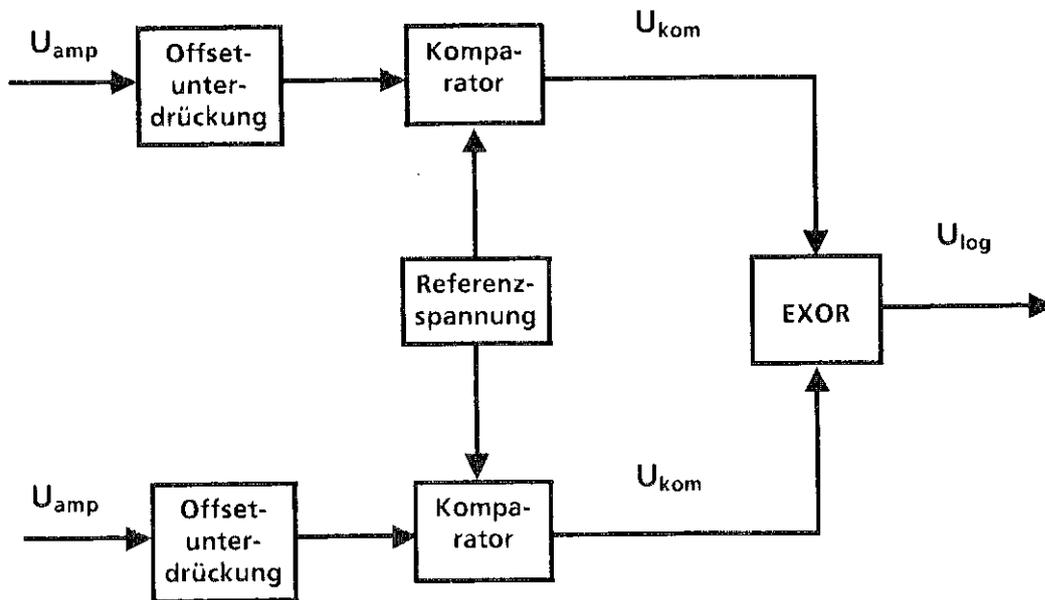


Abb. 4.11: Blockdiagramm der Phasendetektion

Die Impulsdauer t_z der Exklusiv-Oder-Signale wird gemessen. Damit erhält man den Phasenwinkel aus:

$$\Phi = 2\pi f t_z$$

mit: f : Frequenz des Wechselfeldes.

Die Summe der Kapazitäten C_p und C_F ist:

$$C_p + C_F = 1 / (\omega R_{ph} \tan \Phi)$$

Durch die Differenzbildung von bestrahltem und unbestrahltem Detektor entfällt die Berücksichtigung der nicht strahleninduzierten Kapazität C_p . Das Differenzmeßverfahren macht eine Signalumschaltung erforderlich.

Auf diese Art und Weise erhaltene zeitliche Kapazitätsverläufe je eines elektrochemisch geätzten, bestrahlten und unbestrahlten Kernspurdetektors enthält Abb. 4.12.

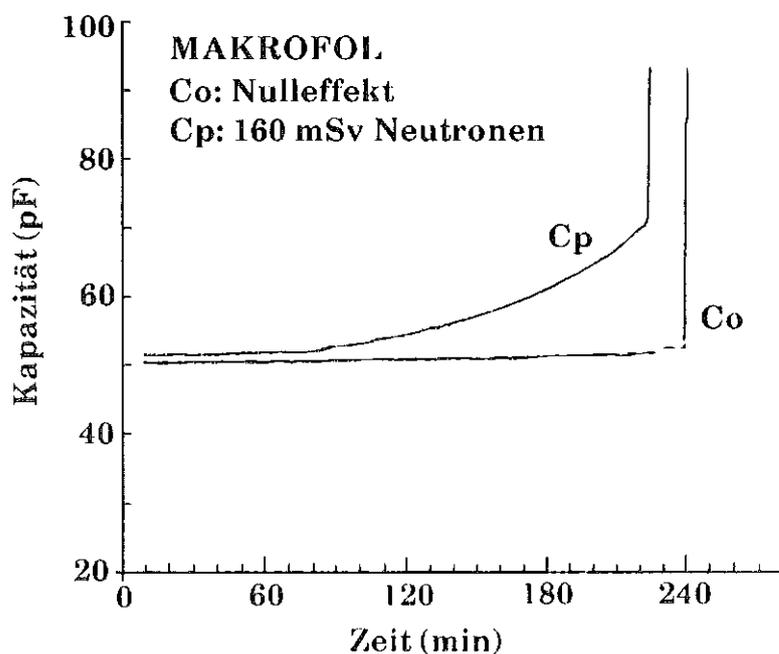


Abb. 4.12: Zeitlicher Kapazitätsverlauf eines elektrochemisch geätzten, bestrahlten und unbestrahlten Kernspurdetektors

Der starke Anstieg der Kapazität nach ca. 200 Min. elektrochemischer Ätzzeit wird durch das Durchätzen einer Kernspur und damit den Kurzschluß der Ätzzelle bewirkt. Die danach gemessene Kapazität stellt die um Größenordnungen höhere Doppelschichtkapazität an den Elektroden dar.

4.3 Einstellung der Vorätzzeit nach Teilchenart und -energie

Wie in Kap. 2 gezeigt, befinden sich die ätzbaren Bereiche der Kernspuren in Abhängigkeit von der Teilchenart und Energie in unterschiedlichen Abständen zur Detektoroberfläche. Um einen bestimmten Energiebereich bei der Auswertung des Kernspurdetektors erfassen zu können, ist es erforderlich, eine entsprechende Schicht von der Oberfläche durch ein chemisches Ätzverfahren zu entfernen, um in den jeweiligen Tiefenbereich zu gelangen.

Der Energieverlust geladener Teilchen im Detektormaterial läßt sich wie in Kap. 2.1.1 gezeigt ermitteln und daraus die von der Detektoroberfläche zu entfernende Schichtdicke bestimmen.

Wird während des Ätzverfahrens, d. h. auch während des chemischen Vorätzschrittes die Kapazität der Ätzzelle kontinuierlich gemessen, kann der erfolgte Schichtdickenabtrag von der Detektoroberfläche bestimmt werden. Damit kann unabhängig von einer fest vorgegebenen Vorätzzeit, die nur unter der Annahme einer Oberflächenätzgeschwindigkeit mit begrenzter Genauigkeit abgeschätzt werden kann, ein für den Detektor individueller und unter Berücksichtigung der während der Messung herrschenden Ätzparameter optimaler Zeitpunkt zur Einschaltung des elektrischen Wechselfeldes ermittelt werden.

5. Dosimetrische Eigenschaften von Kernspurdetektoren

Die genaue Kenntnis der kernphysikalischen, -chemischen und dosimetrischen Eigenschaften ist im konkreten Anwendungsfall eine wesentliche Voraussetzung für den Einsatz eines bestimmten Meßverfahrens. Detektormaterialien zeigen abhängig vom jeweiligen Auswerteverfahren unterschiedliche Nachweiseigenschaften für α -Teilchen, Protonen und schwere Rückstoßkerne. Zur Beurteilung der Eignung des jeweiligen Verfahrens für den Anwendungsfall sind unter Berücksichtigung der konkreten Auswertebedingungen Informationen über das Ansprechvermögen des Detektors für die nachzuweisende Teilchenart im interessierenden Energiebereich unter Berücksichtigung unterschiedlicher Einfallswinkel erforderlich. Zur Bewertung der verfügbaren Daten ist es wichtig, auch die zugehörigen Meßunsicherheiten zu erkennen. Das Ergebnis einer Kalibrierung kann sehr stark vom Vorgehen bei der Bestrahlung, bei der Auswertung u. a. abhängig sein. Viele in der Literatur widersprüchlich erscheinende Aussagen lassen sich auf diese Weise erklären. Prinzipiell zu unterscheiden sind Meßverfahren zum Nachweis von α -Teilchen und Neutronen.

5.1 Der Nachweis von Neutronen

Neutronen sind elektrisch nicht geladene Teilchen und treten nicht mit dem Coulombfeld der Atome in Wechselwirkung. Daher erfolgt die Abgabe von Energie in Materie nicht auf die gleiche Art und Weise wie bei geladenen Teilchen. Neutronen können feste Materie auf zentimeterlangen Bahnen ohne Wechselwirkungsreaktion durchqueren und sind mit vielen Detektoren nicht nachweisbar. Wenn es zu Wechselwirkungsprozessen kommt, so verlaufen diese ausschließlich mit dem Atomkern. Prinzipiell sind Absorptions- und Streuvorgänge möglich. Dabei kann Sekundärstrahlung entstehen, deren Nachweis indirekt zum Nachweis der Neutronen herangezogen wird. Die Wahrscheinlichkeiten für das Auftreten der unterschiedlichen Wechselwirkungsmechanismen ist stark von der Neutronenenergie abhängig. Für den dosimetrischen Nachweis von Neutronen werden überwiegend integrierende Festkörperdetektoren wie Thermolumineszenz- oder Kernspurdetektoren eingesetzt.

Im Energiebereich von thermischen Neutronen basiert der wesentliche Teil der Wechselwirkungen auf elastischen Streuungen an Absorberatomen und auf einer Vielzahl möglicher Kernreaktionen. Elastische Streuung scheidet als Nachweis für Neutronen aufgrund der geringen Energieübertragung auf die Absorberatome aus. Die Messung thermischer Neutronen erfolgt über die Sekundär-

strahlung von Kernreaktionen. Dabei werden zu meßtechnischen Zwecken Kernreaktionen mit geladenen Teilchen als Sekundärstrahlung wie (n, α)-, (n,p)- oder (n,f) - Kernreaktionen wegen der einfacheren Nachweismöglichkeit und der gegenüber γ -Strahlung bestehenden Diskriminierungsmöglichkeit bevorzugt. Die meßtechnisch wichtigen Kernreaktionen von Beryllium und Lithium sowie die zugehörigen Neutronenwirkungsquerschnitte sind in Abb. 5.1 dargestellt.

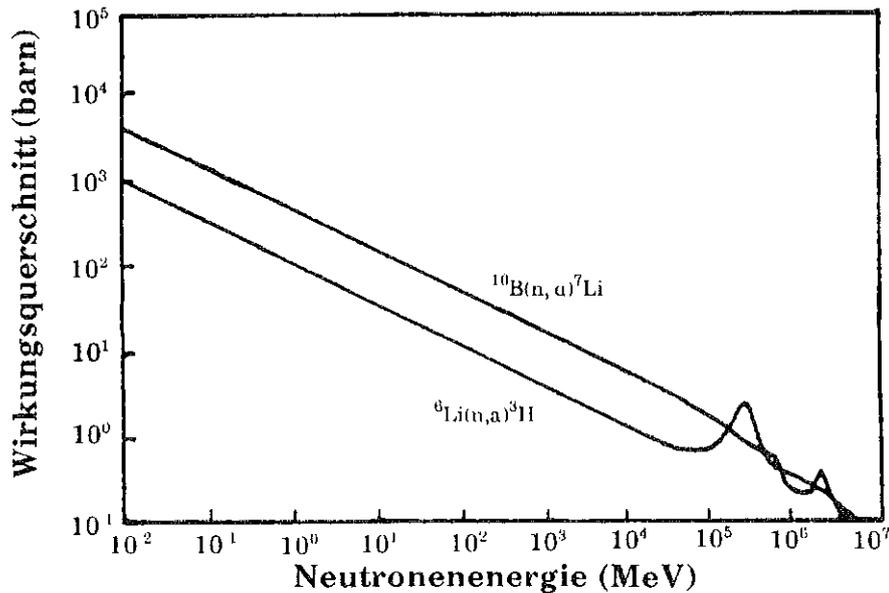


Abb. 5.1: Wirkungsquerschnitte für ^{10}B und ^6Li bei unterschiedlichen Neutronenenergien (Ne 61, Do 81).

Mit zunehmender Neutronenenergie steigt die bei Streuvorgängen übertragene Energie. Schnelle Neutronen oberhalb 50 keV können bei einem Stoßvorgang soviel kinetische Energie übertragen, daß die Rückstoßkerne energiereich genug sind, um im Kernspurdetektor nachgewiesen zu werden. Der Nachweis im Detektormaterial erfolgt über Rückstoßprotonen und schwere Rückstoßkerne von Kohlenstoff und Sauerstoff. Diese haben ihren Ursprung im Detektor selbst oder in eigens ausgewählten Radiatoren im Kontakt mit dem Detektor. Im Energiebereich bis 10 MeV überwiegen durch Rückstoßprotonen entstehende Kernspuren. Ebenfalls auftretende C- und O-Rückstoßkerne haben zum quantitativen Nachweis im Kernspurdetektor eine zu geringe Reichweite (Abb.5.2). Oberhalb einer Neutronenenergie von 7 MeV treten zusätzlich α -Teilchen aus (n, α)-Reaktionen mit ^{12}C und ^{16}O auf. Beispielsweise beträgt bei 2.8 MeV Neutronenenergie der Anteil der durch schwere Rückstoßkerne in Allyldiglycolpolycarbonat (CR 39) entstehenden und ätzbaren Kernspuren bezogen auf alle Kernspuren nur ca. 4%. Bei 14.7 MeV

sind ca. 14% der Spuren auf schwere Rückstoßkerne und 11% auf α -Teilchen zurückzuführen (Cr 87a).

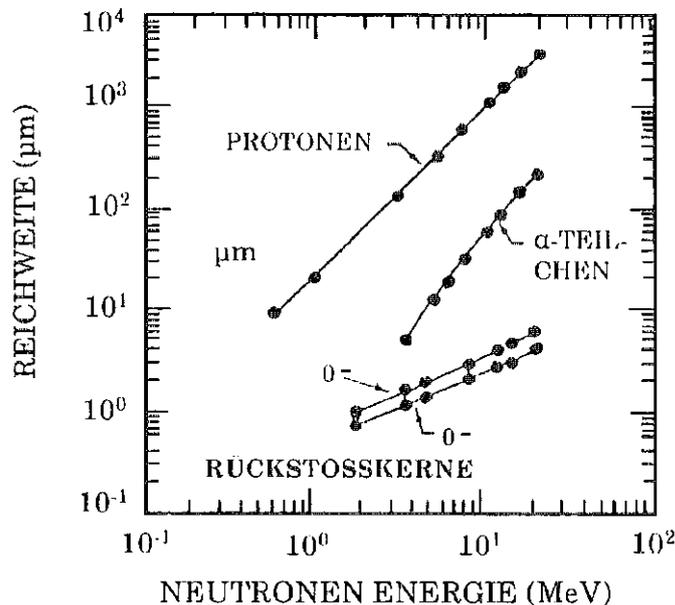


Abb. 5.2: Reichweite von schweren Rückstoßkernen, α -Teilchen und Rückstoßprotonen in CR 39-Kernspurdetektoren (Ma 88)

Eine weitere Möglichkeit zum Nachweis schneller Neutronen ist eine Kombination aus (Kernspur-) Detektor und elektrolytisch auf einem Edelstahlträger aufgebrachtem Np, Th oder U als Spaltmaterialradiator. Die Wirkungsquerschnitte für die zu Grunde liegenden (n,f)-Kernreaktionen sind in Abb. 5.3 dargestellt. Nachteile von Spaltproduktkernspurdetektoren liegen in der Herstellung der dünnen spaltbaren Schicht, den administrativen Problemen beim genehmigungspflichtigen Umgang auch von kleinsten Mengen spaltbaren Materials, in einer möglichen Kontaminationsgefahr und in einer nicht gewünschten (Nulleffekt-) Bestrahlung durch Spontanspaltung.

Inelastische Streuvorgänge von Neutronen an Absorberatomen sind mit der Emission von Photonen verbunden, die durch den Übergang des Neutronenenergie absorbierenden Atoms vom angeregten in den Grundzustand entstehen. Die Nutzung dieser Photonen zum Nachweis der Neutronen ist mit Kernspurdetektoren nicht möglich. Die Unempfindlichkeit von Kernspurdetektoren (mit Ausnahme von photographischen Emulsionen) gegenüber Photonen wird beim Neutronennachweis vor allem bei gemischten Strahlenfeldern als Vorteil angesehen.

Eines der Hauptprobleme bei der Messung von Neutronenäquivalentdosen liegt im Nachweis von Neutronen im Energiebereich unterhalb 500 keV (vgl 6.1.2). Der

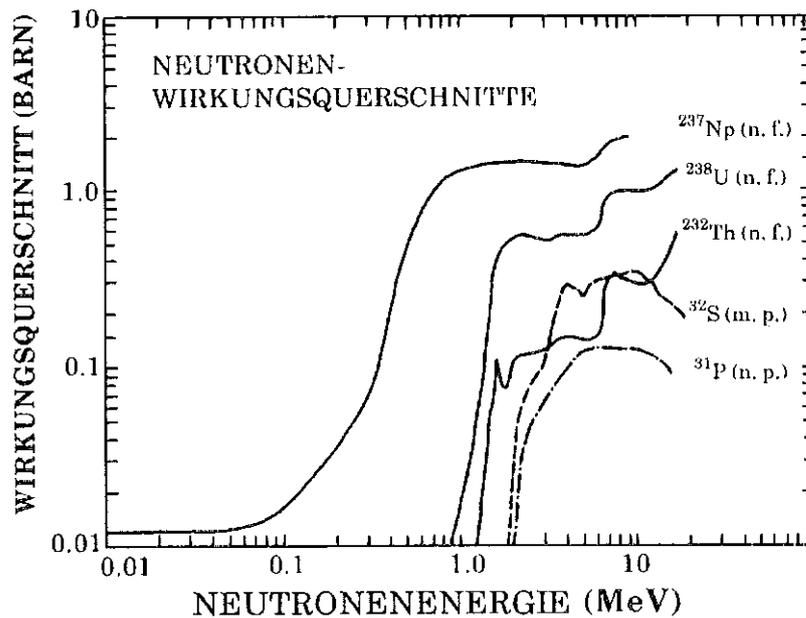


Abb. 5.3: Wirkungsquerschnitte verschiedener Schwellwertdetektoren für schnelle Neutronen als Funktion der Neutronenenergie (Pi 71).

Einsatz von geeigneten Detektormaterialien einschließlich optimierter Auswertverfahren bietet hier einen Lösungsansatz. Die Reichweite von neutroneninduzierten Rückstoßkernen in diesem Energiebereich im Detektormaterial ist kurz. Der Unterschied zwischen Oberflächengeschwindigkeit v_B und der Kernspurätzgeschwindigkeit v_P ist vergleichsweise gering. Dies führt dazu, daß bei einem rein chemischen Ätzverfahren die Kernspurgröße unterhalb, oder zumindest nahe der Nachweismöglichkeit mit optischen Mikroskopen liegt. Die Anwendung eines elektrochemischen Ätzverfahrens vereinfacht den Nachweis dieser Kernspuren durch die Möglichkeit, in einem weiten Bereich Kernspurgrößen über die Wahl der elektrischen Parameter zu beeinflussen.

Die Energieabhängigkeit des Ansprechvermögens eines Kernspurdetektors wird ganz wesentlich vom Vorätzschritt, dem dabei erfolgten Schichtdickenabtrag von der Oberfläche, vom elektrischen Feld bei der elektrochemischen Ätzung sowie von der Auswahl der eingesetzten Radiator-Detektor-Kombinationen beeinflusst.

In der Praxis haben sich je nach Anwendungsfall Biphenyl-A-Polycarbonat und Allyldiglycolpolycarbonat als Detektormaterialien durchgesetzt, deren dosimetrische Eigenschaften beim Nachweis von Neutronen im folgenden zusammengefaßt werden. Zur experimentellen Ermittlung dieser Eigenschaften werden Detektoren mit monoenergetischen Neutronen unterschiedlicher Energie sowie mit Neutronen aus Am-Be- bzw. ^{252}Cf -Quellen bestrahlt. Neutronen aus einer

Am-Be-Quelle haben eine mittlere Energie von 3,9 MeV, Neutronen aus der Kernspaltung von ^{252}Cf eine mittlere Energie von 2,1 MeV.

5.1.1 Biphenyl-A-Polycarbonat

Biphenyl-A-Polycarbonat als Detektormaterial ist in der Lage, schnelle Neutronen über Kohlenstoffrückstoßkerne und (n, α)-Reaktionen an Sauerstoff- und Kohlenstoffatomen nachzuweisen. Abb. 5.4 bestätigt den über mehr als zwei Zehnerpotenzen bestehenden linearen Zusammenhang zwischen dem Teilchenfluß von Am-Be-Neutronen und der Kernspurflächendichte nach einem ausschließlich chemischen Ätzvorgang (Pi 71). Eine nahezu von der Ätzzeit unabhängige Anzeige wird für die gewählte Ätzbedingung nach ca. 4 Stunden erreicht. Dann haben alle ätzbaren Kernspuren eine Größe erreicht, die eine Erfassung ermöglichen (Abb. 5.5). Prinzipiell ist in diesem Anwendungsfall eine chemische Ätzbedingung mit kleinen Kernspurdurchmessern einer elektrochemischen Ätzbedingung mit großen Kernspurdurchmessern hinsichtlich des meßbaren Dosisbereichs überlegen.

Den Einfluß der elektrischen Feldstärke beim Nachweis schneller Neutronen über Rückstoßkerne in Biphenyl-A-Polycarbonat auf das Ansprechvermögen bei mit ^{252}Cf -Spaltneutronen bestrahlten und unbestrahlten Detektoren verdeutlicht Abb.5.6. Mit zunehmender Feldstärke verschlechtert sich das Signal-Rausch-

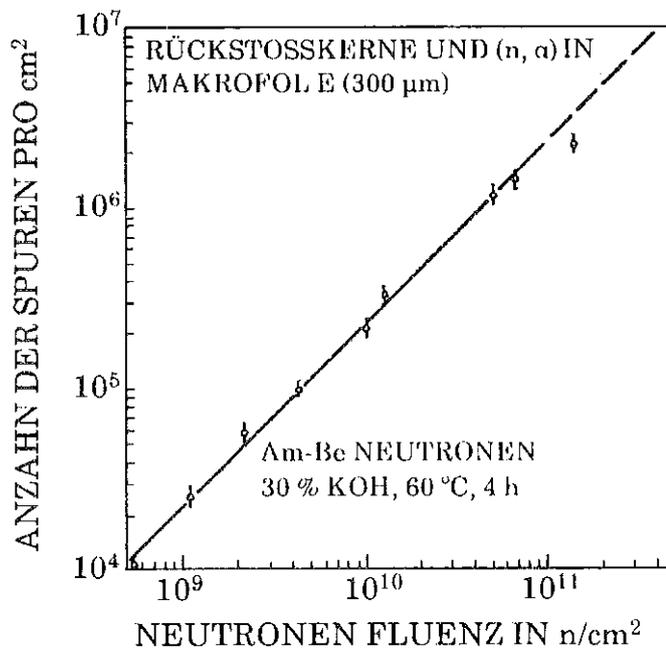


Abb. 5.4: Kernspurflächendichte in MAKROFOL E als Funktion der Fluenz von Am-Be-Neutronen (Pi 71)

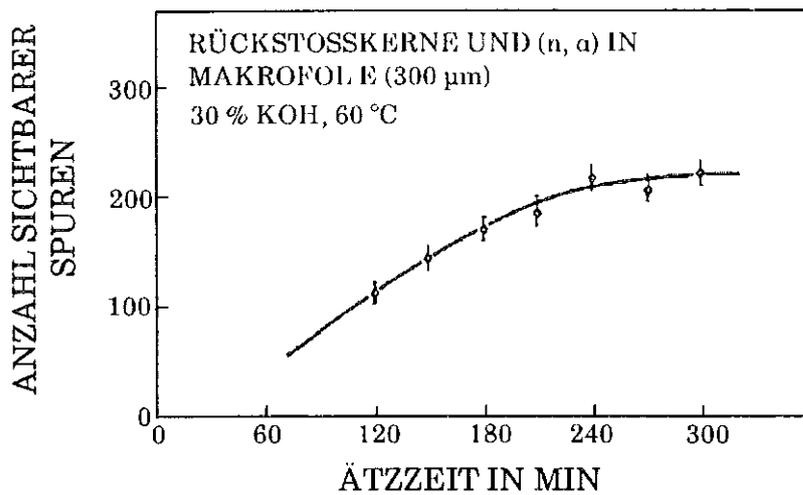


Abb. 5.5: Von Am-Be-Neutronen induzierte Kernspuren in Biphenyl-A-Polycarbonat als Funktion der Vorätzzeit (Pi 71)

Verhältnis durch die Zunahme nicht strahleninduzierter Untergrundspuren drastisch bis zur Unbrauchbarkeit dieser Nachweismethode. Eine Verbesserung wird mit Hilfe eines chemischen Vorätzschrittes erreicht.

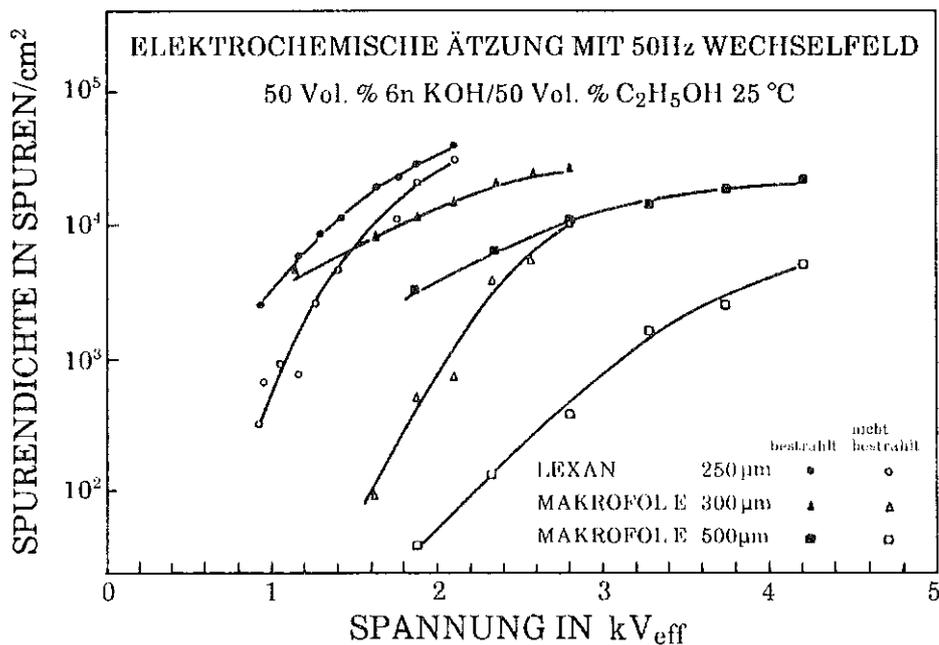


Abb. 5.6: Kernspurflächendichte in MAKROFOL E als Funktion des elektrischen Feldes (Ha 78)

Das Ansprechvermögen von Biphenyl-A-Polycarbonat für Neutronen ist im Bereich von 5 bis 19 MeV vergleichsweise konstant. Abb.5.7 zeigt den Verlauf des Ansprechvermögens in einem Energiebereich von 0.6 - 19 MeV. Die Bestrahlung erfolgte mit monoenergetischen Neutronen und mit Neutronen einer

Am-Be-Quelle. Die kleinste nachweisbare Neutronenenergie liegt für die angegebene Auswertebedingung bei ca. 1.5 MeV. Es gibt eine Vielzahl von Energieabhängigkeitsuntersuchungen für Polycarbonat mit den unterschiedlichsten Ätzbedingungen, die alle eine vergleichbare untere Energieschwelle bei unterschiedlichem Ansprechvermögen zeigen (z. B. Fi 86).

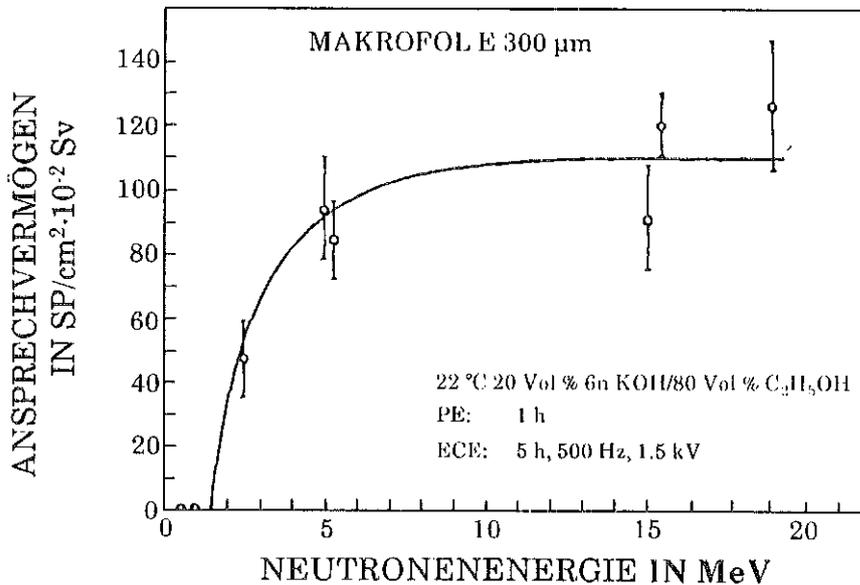


Abb. 5.7: Ansprechvermögen von elektrochemisch geätztem Biphenyl-A-Polycarbonat als Funktion der Neutronenenergie (Ha 79)

Der Einsatz eines zweistufigen elektrochemischen Ätzverfahrens hat zum Ziel, mehr niederenergetische Rückstoßprotonen nachzuweisen und damit das Ansprechvermögen des Kernspurdetektors zu erhöhen. Im Vergleich zu einem einstufigen elektrochemischen Ätzverfahren mit chemischer Vorätzung erhöht sich das Ansprechvermögen des Kernspurdetektors z. B. für Am-Be-Neutronen um den Faktor 3 bis 4 (Abb. 5.8). Dieses Auswerteverfahren erreicht somit annähernd die Empfindlichkeit von chemischen Ätzverfahren (Pi 91). Legt man eine nicht strahleninduzierte Untergrundspurendichte von $5 \pm 2 \text{ cm}^{-2}$ zu Grunde, kann für Neutronen mit einer Energie oberhalb von 2 MeV eine Dosis von 0,1 mSv nachgewiesen werden (Jo 89). Der Anstieg des Ansprechvermögens bei Energien größer 6 MeV kann mit zunehmendem Anteil der $^{12}\text{C} (n, n' 3\alpha)$ -Reaktion erklärt werden (Abb. 5.8). Der direkte Vergleich ergibt ein um den Faktor 2 höheres Ansprechvermögen für Neutronen mit einer mittleren Energie von 3,9 MeV (Am-Be) gegenüber Neutronen mit einer mittleren Energie von 2,1 MeV (^{252}Cf). Diese Energieabhängigkeit des Ansprechvermögens zeigt sich auch bei der Messung der strahleninduzierten Kapazität während des elektrochemischen Ätzvorgangs (Abb. 5.9, Abb. 5.10, Ur 93). Beim zweistufigen elektrochemischen Ätzverfahren

beträgt das Ansprechvermögen für 14 MeV-Neutronen das 1,5fache des Ansprechvermögens für Am-Be-Neutronen.

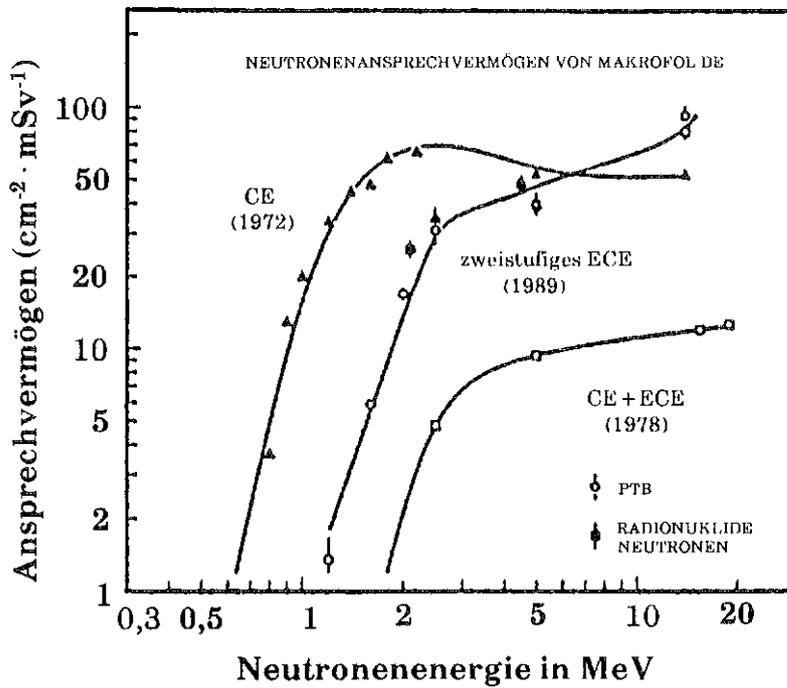


Abb. 5.8: Neutronenansprechvermögen von MAKROFOL DE für unterschiedliche Ätzverfahren (Pi 91)

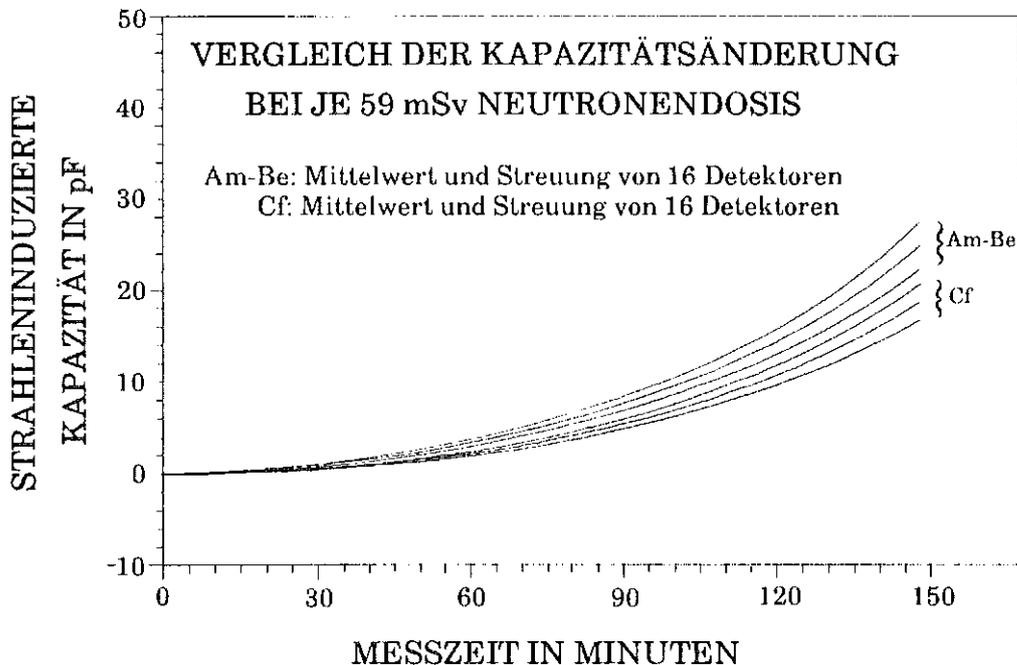


Abb. 5.9: Strahleninduzierte Änderung der Kapazität der elektrochemischen Ätzzelle für Am-Be- und ^{252}Cf -Neutronen (Ur 93)

Weitere wesentliche Parameter, die die dosimetrischen Eigenschaften von Biphenyl-A-Polycarbonat beim Nachweis von Neutronen beeinflussen können,

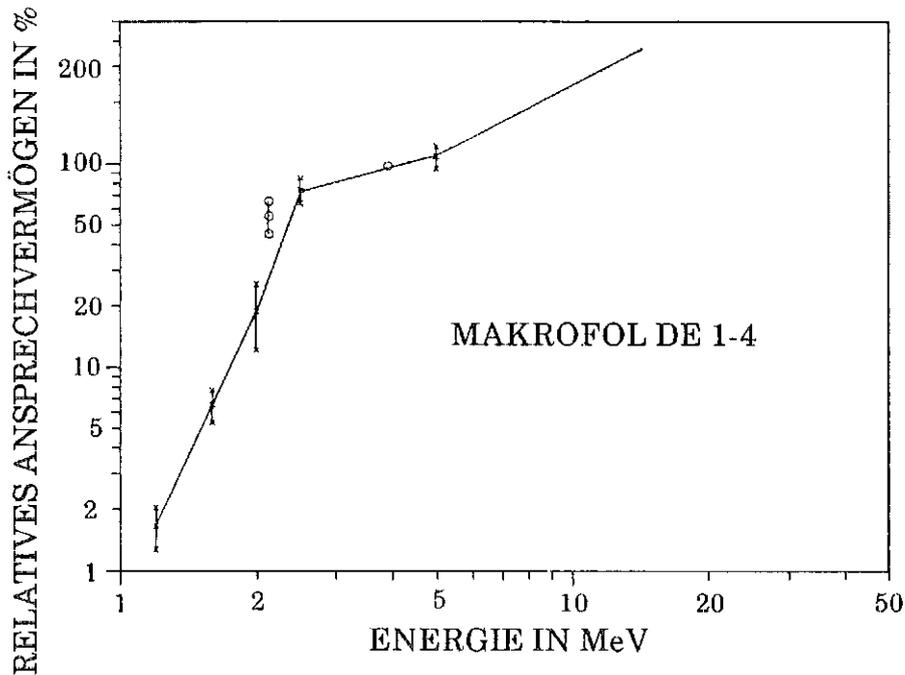


Abb. 5.10: Neutronenansprechvermögen als Funktion der Energie bei kapazitiver Auswertung (Ur 93)

sind die elektrische Feldstärke während des Ätzvorgangs und der Neutroneneinfallswinkel auf den Detektor. Während sich noch bei kleinen Feldstärken eine Zunahme des Ansprechvermögens für Neutronen mit deren Energie ergibt, ist dies bei Feldern oberhalb 26 kV/cm nicht mehr der Fall (Abb. 5.11). Durch die Anwendung einer Feldstärke von 30 kV/cm kann auf diese Weise eine nahezu energieunabhängige Anzeige oberhalb 2 MeV erreicht werden.

Für ein aus einem chemischen und elektrochemischen Schritt bestehendes Ätzverfahren zeigt sich eine deutliche Abhängigkeit des Ansprechvermögens vom Einfallswinkel der Neutronen. Abb. 5.12 stellt diese Winkelabhängigkeit für zwei unterschiedliche Radiatoren dar. Das bessere Ergebnis wird mit CR 39 als Radiator erzielt. Insgesamt fällt das Ansprechvermögen bei einem Einfallswinkel zwischen 50° und 60° auf 50 % des Ansprechvermögens bei senkrechtem Neutroneneinfall. Dies kann für eine personendosimetrische Beurteilung eines Meßverfahrens und Meßwertes ein wesentlicher Nachteil sein.

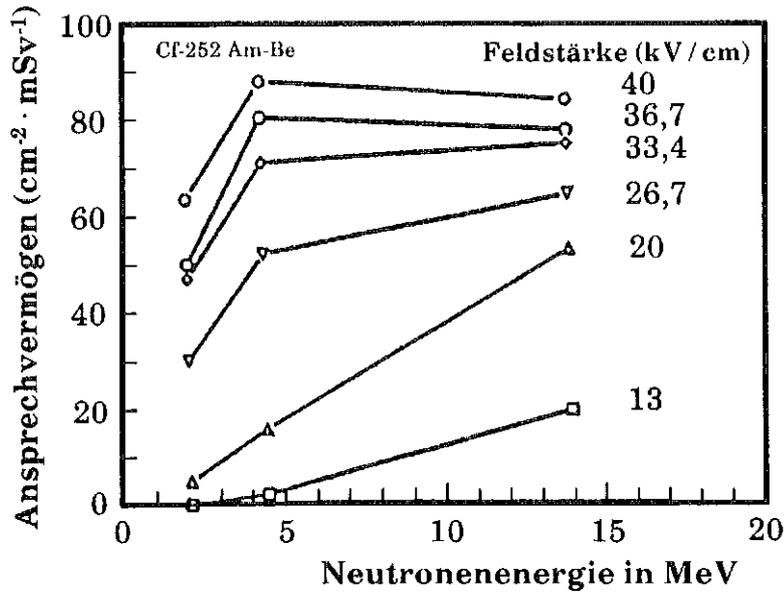


Abb. 5.11: Neutronenansprechvermögen von MAKROFOL in Abhängigkeit vom elektrischen Feld beim Ätzwang (Pi 91)

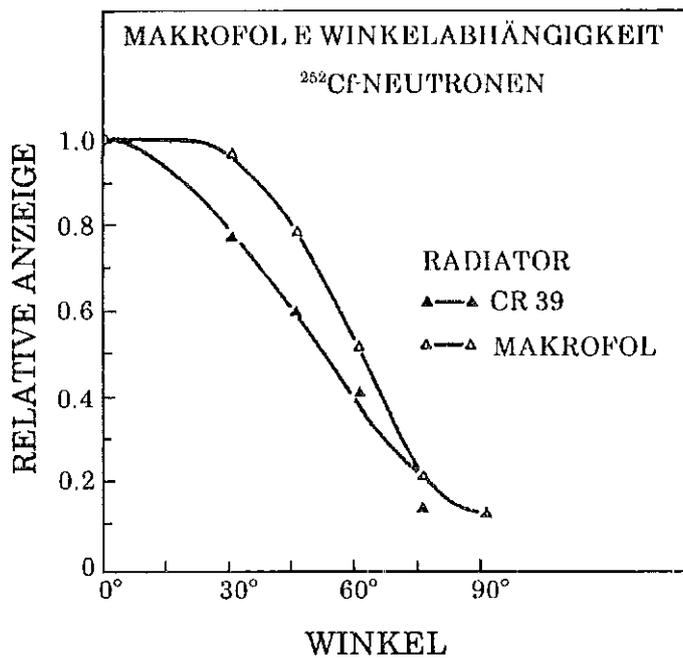


Abb. 5.12: Winkelabhängigkeit des Ansprechvermögens von MAKROFOL für ²⁵²Cf-Spaltneutronen bei verschiedenen Radiatormaterialien (Pi 84)

5.1.2 Allyldiglycolpolycarbonat

Allyldiglycolpolycarbonat bietet im Vergleich zu anderen Materialien durch den Nachweis von Rückstoßprotonen einen zu kleineren Neutronenenergien hin erweiterten nachweisbaren Energiebereich und ein hohes Ansprechvermögen.

Durch eine vergleichsweise hohe Vernetzungsdichte werden Rückstoßprotonen im Energiebereich von einigen 10 keV bis zu 20 MeV registriert. Damit ist dieses Detektormaterial zum Nachweis von Neutronen hervorragend geeignet, sofern eine ausreichende Detektorqualität verfügbar ist. Ein Routineeinsatz wird nur von wenigen Meßstellen nach Auswahl des Materials aufgrund einer umfassenden Qualitätskontrolle wahrgenommen.

Einen wesentlichen Einfluß auf die dosimetrischen Eigenschaften haben auch bei Allyldiglycolpolycarbonaten die eingesetzten Ätzbedingungen. Eine wichtige Rolle spielt beim Nachweis von Rückstoßprotonen die Konzentration der Hydroxidlösung. Der Einfluß der chemischen Vorätzzeit ohne elektrisches Feld mit 6n KOH sowie der Molarität der Kaliumhydroxidlösung während der elektrochemischen Ätzung auf die Kernspurdichte ist in Abb. 5.13 dargestellt. Die elektrochemische Ätzung wurde bei diesem Beispiel bei 25°C, 27 kV/cm, 2 kHz und 4 h Dauer durchgeführt. Die Detektoren sind mit Am-Be-Neutronen frei Luft ohne zusätzlichen Radiator mit einer Dosis von 0.05 Gy bestrahlt. Das Ansprechvermögen des Kernspurdetektors zeigt bei dieser Neutronenenergie eine deutliche Abhängigkeit von der Vorätzzeit.

Unterschiedliche Oberflächen- und Kernspurätzgeschwindigkeiten führen zur Ausbildung von zwei relativen Maxima des Ansprechvermögens. Der Kernspurdurchmesser steigt zunächst mit zunehmender KOH-Molarität und erreicht sein Maximum jeweils bei 11n - 12n KOH. Die Vorätzzeit hat in erster Näherung keinen Einfluß auf den Kernspurdurchmesser (So 86).

Weitere Einflußgrößen neben der Vorätzzeit und der Molarität sind elektrische Feldstärke, Temperatur und Dauer der elektrochemischen Ätzung. Eine deutliche Verbesserung der Energieabhängigkeit ergibt auch bei Allyldiglycolpolycarbonat die Anwendung eines zweistufigen elektrochemischen Ätzverfahrens. Ein derartiges Ätzverfahren, zum Beispiel:

1. Stufe: 15 kV / cm, 50 Hz, 5 h

2. Stufe: 15 bzw. 30 kV / cm, 2 bzw. 10 kHz

zeigt bei der Frequenz 2 kHz im 2. Schritt ein um den Faktor 3 besseres Ansprechvermögen und ein um 50% besseres Signal-Rausch-Verhältnis im Vergleich zu der Frequenz von 10kHz (Pi 86). Auch die höhere Feldstärke von 30 kV/cm in der 2. Stufe vergrößert die Streuung des Ansprechvermögen und verschlechtert das Signal-Rausch-Verhältnis. Die günstigste Ätzzeit für die 2. Stufe liegt hier bei 60 min. Abb. 5.14 zeigt die resultierende Energieabhängigkeit von Detektoren unterschiedlicher Hersteller, die mit monoenergetischen Neutronen im Energiebereich von 150 keV bis 14.8 MeV bestrahlt wurden. Im Vergleich zu einem Ätzver-

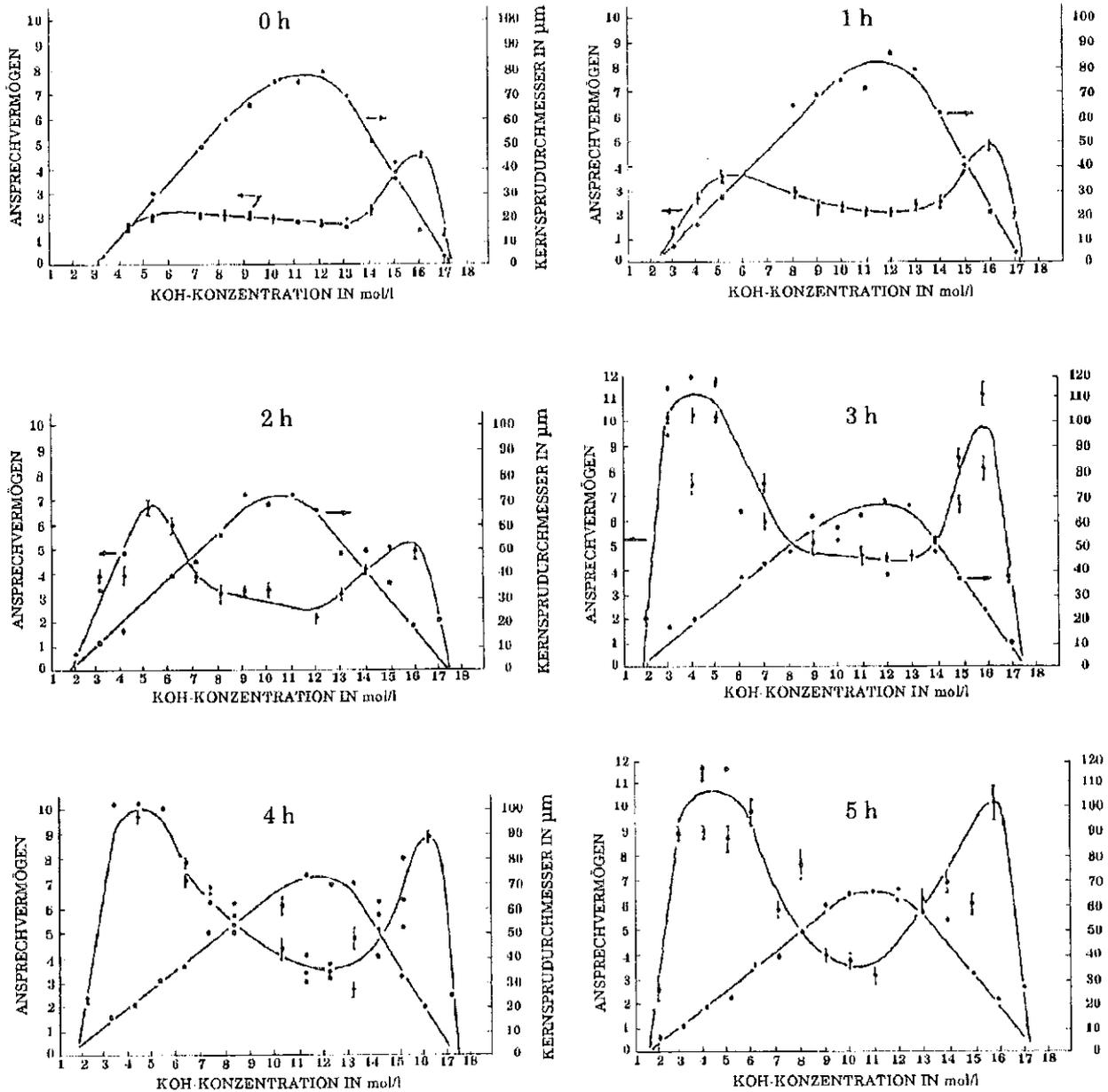


Abb. 5.13 Ansprechvermögen und mittlerer Kernspurdurchmesser von Rückstoßprotonen in CR 39 bei unterschiedlicher Vorätzzeit und unterschiedlicher Molarität der Kaliumhydroxidlösung während der elektrochemischen Ätzung, Bestrahlung mit 0,05 Gy Am-Be-Neutronen, frei in Luft ohne Radiator (So 86)

fahren mit Vorätzung werden beim von Pershore Moulding LTD hergestellten Detektormaterial auch noch Neutronen mit Energien von 150 keV nachgewiesen; im oberen Bereich stimmen die Meßergebnisse der beiden Pershore-Kurven gut überein, das Ansprechvermögen sinkt. Das von American Acrylics & Plastics Inc. hergestellte Detektormaterial zeigt ein annähernd von der Neutronenenergie unabhängiges Ansprechvermögen im Energiebereich von 150 bis 500 keV. Im Energiebereich von 200 keV bis 10 MeV ist das American Acrylics-Material um

bis zum Faktor 2 empfindlicher. Bei 14.8 MeV wird für beide CR 39-Materialien dasselbe Ansprechvermögen erhalten.

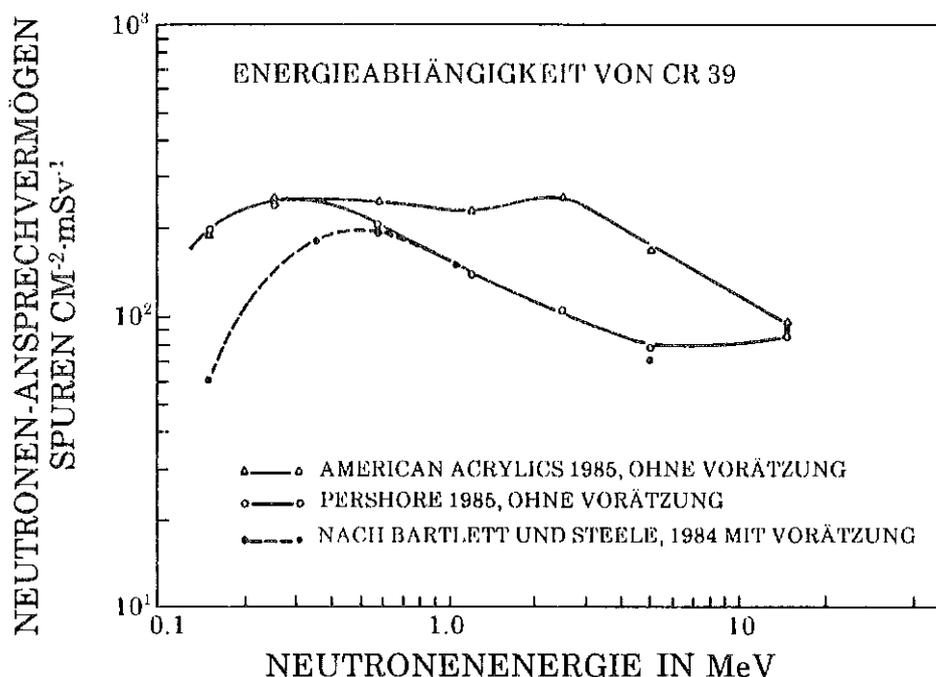


Abb. 5.14 Energieabhängigkeit des Ansprechvermögens für Neutronen bei unterschiedlichen Allyldiglycolpolycarbonaten
 CR 39 Pershore Mouldings LTD, 475 μm
 CR 39 American Acrylics Corp., 660 μm
 60°C, 6n KOH
 1. Stufe: 50 Hz, 15 kV/cm, 5 h
 2. Stufe: 2 kHz, 30 kV/cm, 1 h

In unterschiedlichen Produktionsverfahren mit unterschiedlichen Zusätzen hergestellte CR 39-Materialien zeigen unter gleichen Ätzbedingungen Unterschiede im Ansprechvermögen und in der Energieabhängigkeit. Eine geeignete Radiator-Detektor-Kombination ermöglicht einen Neutronennachweis mit vergleichsweise guter Energieunabhängigkeit im Bereich von 0.1 bis 10 MeV (Pi 86). Dieses Ergebnis wird von anderen Untersuchungen bestätigt (Abb. 5.15, Jo 89).

Es gibt in der Literatur eine Vielzahl unterschiedlicher Auswerteverfahren. Die jeweils erreichten Ansprechvermögen und Energieabhängigkeiten der einzelnen Verfahren unterscheiden sich bis zu einer Größenordnung (Tab. 5.1, Tab. 5.2, Abb. 5.16, Pi 89c).

Der Einfluß unterschiedlicher Radiatoren auf die dosimetrischen Eigenschaften für den Nachweis von Neutronen wird am Beispiel CR 39 besonders deutlich (Tab. 5.3, Ru 81). Der hohe Wert bei Luft rührt von (n, p)-Reaktionen mit Stickstoff. Generell läßt sich zeigen, daß mit zunehmendem Wasserstoffgehalt des Radiators

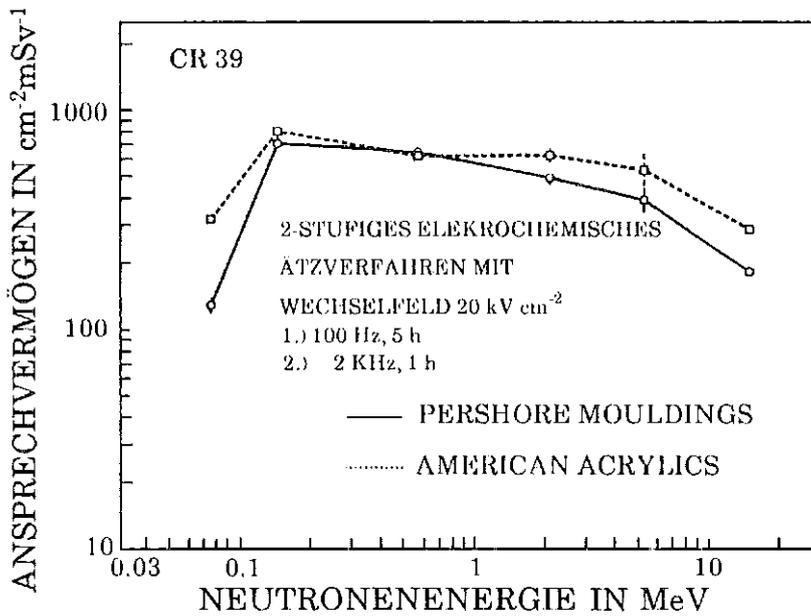


Abb. 5.15 Energieabhängigkeit des Neutronenansprechvermögens für neutroneninduzierte Rückstoßprotonen und α -Teilchen bei unterschiedlichen Allyldiglycolpolycarbonaten (Jo 89)

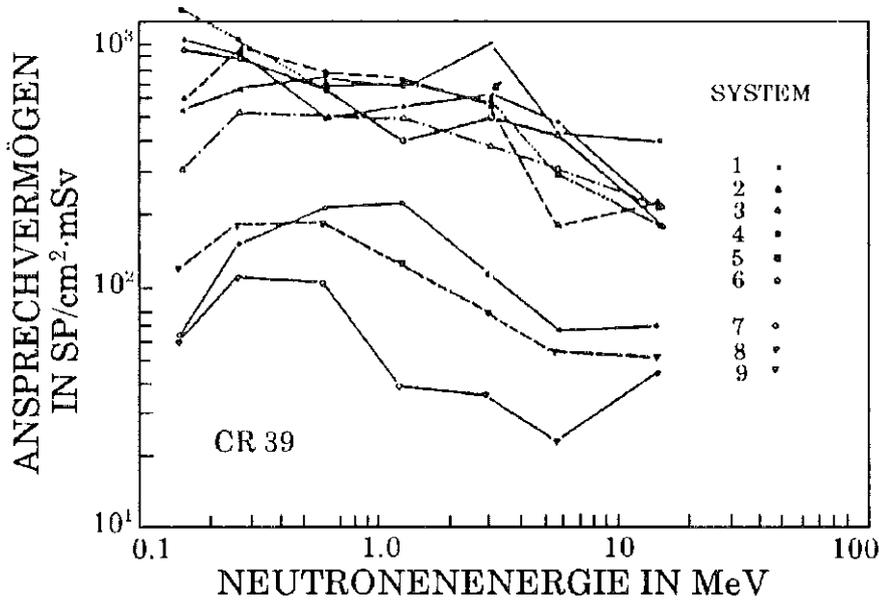


Abb. 5.16 Energieabhängigkeit des Neutronenansprechvermögens in Allyldiglycolpolycarbonat bei unterschiedlichen Auswerteverfahren

das Ansprechvermögen im Bereich "höherer" Neutronenenergien stärker zunimmt als bei "niedrigeren" Energien. Insgesamt steigt das Ansprechvermögen nicht linear mit dem Wasserstoffgehalt. Oberhalb von 5 MeV Neutronenenergie kann das Ansprechvermögen nur durch eine Kombination unterschiedlicher Radiatoren verbessert werden. Die Abnahme des Wirkungsquerschnittes für die

| System Nr. | Detektor ¹⁾ | Neutronenansprechvermögen ²⁵² Cf cm ⁻² ·mSv ⁻¹ | Untergrundspuren N ₀ ± σ cm ⁻¹ | kleinste meßbare Dosis H _{LD2)} mSv | Quelle |
|------------|------------------------|--|--|--|---------|
| 1 | AA | 594 | 30 ± 12 | 0,04 | (Al 88) |
| 2 | AA | 424 | 40 ± 16 | 0,08 | (Cr 87) |
| 3 | AA | 721 | 203 ± 16,4 | 0,04 | (Ci 87) |
| 4 | AA | 555 | 331 ± 33 | 0,12 | (Pi 87) |
| 5 | PM | 452 | 190 ± 100 | 0,44 | (Pi 87) |
| 6 | AA | 426 | 1290 ± 18 | 0,80 | (Cr 87) |
| 7 | AA | 460 | 105 ± 5 | 0,22 | (Pi 87) |
| 8 | PM | 107 | 19 ± 5 | 0,10 | (Cr 86) |
| 9 | PM | 43 | 14 ± 34 | 0,24 | (To 84) |
| 10 | TB ⁴⁾ | 443 | 71 ± 16 | 0,16 | (Ha 87) |
| 11 | MAKRO-FOLE | 30 (53) ³⁾ | 5 ± 3 | 0,20 (0,10) ³⁾ | (Pi 87) |

¹⁾ Ätzbedingungen und Erklärungen vgl. Tab 5.2

³⁾ als Am-Bc-Dosis

²⁾ 2 σ Untergrundspurendichte als ²⁵²Cf-Dosis

⁴⁾ Bei einem Winkel von 20°

Tab. 5.1: Beispiel für das Ansprechvermögen verschiedener Meßsysteme für ²⁵²Cf-Neutronen und kleinste nachweisbare Dosis bei elektrochemisch geätzten Allyldiglycolpolycarbonat-Detektoren (Pi 89a)

(n,p)-Reaktion wird durch einen zusätzlichen Protonenbeitrag aus tieferen Radiatorschichten nicht kompensiert. Der Einfluß von CH₂-Radiatoren gleicher und unterschiedlicher Dicke verdeutlichen die Abb. 5.17 und 5.18 (Cr 86).

Bedingt durch die geringere Neutronenfluenz pro Fläche zeigen die relativ großflächigen Kernspurdetektoren eine ausgeprägte Richtungsabhängigkeit des Ansprechvermögens. Das Ansprechvermögen für diese Rückstoßprotonen ist von deren Energie und Einfallrichtung abhängig. Bei Anwendung eines chemischen Ätzverfahrens gibt es für jedes Teilchen einen maximalen kritischen Winkel - ein Unterschreiten dieses Winkels führt zum Verlust der Kernspur wegen Nichtätzbarkeit -, dessen Kosinus durch den Quotienten von Oberflächenätzgeschwindigkeit v_B und Kernspurätzgeschwindigkeit v_F gegeben ist. Bei Anwendung eines elektrochemischen Ätzverfahrens ist jedoch dieser einfache Zusammenhang nur mit Einschränkungen gültig, wie eine Reihe von Untersuchungen zeigt (Be 81; Ra 84, Ha 84; Cr 85; Cr 86; Pi 89a). In Abb. 5.19 sind einige dieser Ergebnisse bei unterschiedlichen Ätzbedingungen; Benton et. al. (Be 81) und Harvey (Ha 84) für

| System Nr. | Detektor ¹⁾ (Radiator) | Vorätzung | ECE niedere Frequenz | ECE höhere Frequenz | Lösungsmittel |
|------------|-----------------------------------|-----------------------------|--|---|------------------------|
| 1 | AA 630 µm (PE-2mm) | 1.5 h /60°C 60Hz | 5 h /60°C/60 Hz 20 kV cm ⁻¹ | 0.75 h /60°C/2 kHz 20 kV cm ⁻¹ | 6n KOH |
| 2 | AA 650 µm ²⁾ | - | 5 h /60°C/60 Hz 3 kV cm ⁻¹ | 23 min/60°C/2kHz 3 kV cm ⁻¹ + (15 min / 60°C) ³⁾ | 6,5n KOH |
| 3 | AA 650 µm ²⁾ | - | 5 h /60°C/60 Hz 39 kV cm ⁻¹ | 23 min/60°C/2kHz 39 kV cm ⁻¹ | 6,5n KOH |
| 4 | AA 700 µm (PC 300 µm) | - | 5 h /60°C/100 Hz 23 kV cm ⁻¹ | 1 h /60°C/2 kHz 23 kV cm ⁻¹ | 6n KOH |
| 5 | PM 500 µm (PE 300 µm) | - | 5 h /60°C/100 Hz 30 kV cm ⁻¹ | 1 h /60°C/2 kHz 30 V cm ⁻¹ | 6n KOH |
| 6 | AA 600 µm ²⁾ | - | 6 h /60°C/60 Hz 3 kV | 20 min/60°C/2kHz 3 kV + (15 min / 60°C) ³⁾ | 6n KOH |
| 7 | AA 650 µm (PE 2 mm) | 3 h / 60°C | - | 5 h /25°C/2 kHz 30 kV cm ⁻¹ | 6n KOH |
| 8 | PM 500 µm ²⁾ | 3 h / 35°C | - | 9 h /35°C/2 kHz 21 kV cm ⁻¹ | 6,5n KOH |
| 9 | PM 500 µm ²⁾ | 3 h / 70°C | - | 16 min/30°C/2kHz 20-22 kV cm ⁻¹ + (3 h / 30°C) ³⁾ | 20 % NaOH |
| 10 | TB 2000 mm ⁴⁾ | 1 h ⁶⁾ + 6h/70°C | - | - | 6,25 NaOH |
| 11 | MAKROFOL DE ⁵⁾ | - | 5 h /35°C/100 Hz 27 kV cm ⁻¹ | 1 h /35°C/2 kHz 27 kV cm ⁻¹ | 6,5n KOH ⁷⁾ |

- 1) AA: American Acrylics, PM: Pershore Moulding, TB: Tastrak Bristol, PC: Polycarbonate, PE: Polyethylene
- 2) Ätzung auf der Rückseite, Detektor als Radiator
- 3) Zusätzlicher Ätzschritt nach dem elektrochemischen Ätzen
- 4) Beidseitig geätzt und gezählt
- 5) Polycarbonatdetektor mit einer Energieschwelle von 4 MeV
- 6) Vorätzung: 60% Methanol und 40% 6.25 NaOH
- 7) 20% Äthanol und 80% KOH

Tab. 5.2: Auswertebedingungen zu Tab 5.1 (Pi 89a)

rein chemisches Ätzverfahren sowie Cross (Cr 86) für ein elektrochemisches Verfahren zusammengefaßt. Die Angaben beziehen sich auf eine elektrische Feldstärke von 25 kV/cm.

Die Ergebnisse des berechneten und des experimentell bestimmten Ansprechvermögens sind in Abb. 5.20 und 5.21 dargestellt. Bei der rechnerischen Abschätzung (Pi 89a) wurden die Wirkungsquerschnitte für die elastische Streuung von Neutronen an H-, C- und O-Kernen und die entsprechenden Kernreaktionen im Energiebereich oberhalb 5 MeV sowie die Dicke der abgeätzten Detektorschicht und

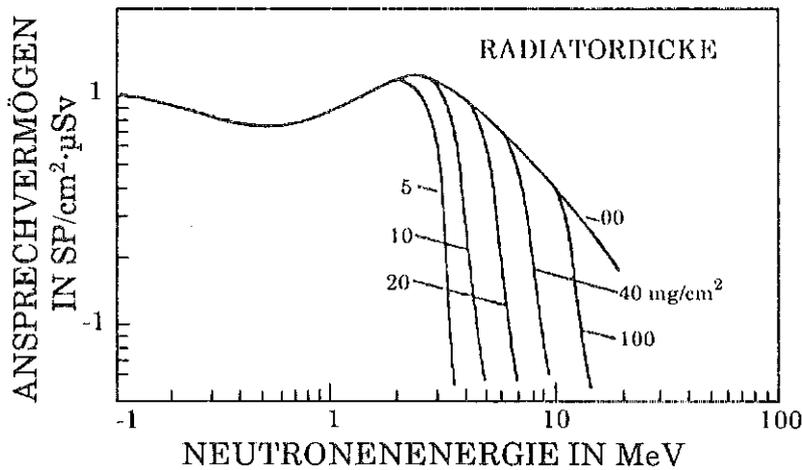


Abb. 5.17: Neutronenansprechvermögen von elektrochemisch geätztem Allyldiglycolpolycarbonat mit CH₂-Radiatoren verschiedener Dicke (Cr 86)

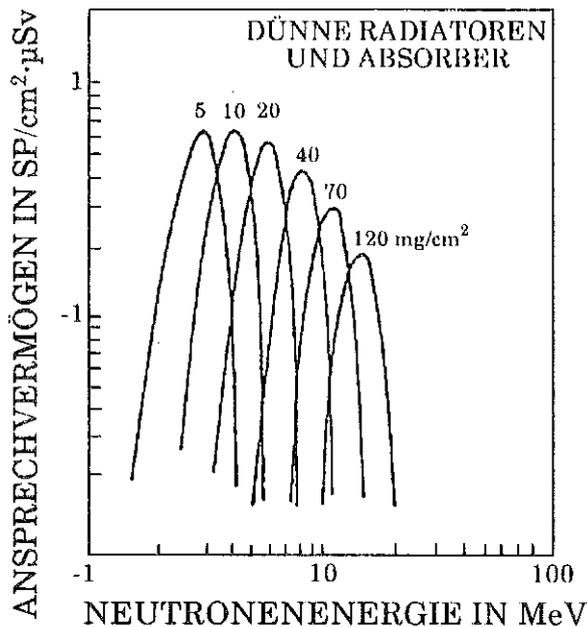


Abb. 5.18: Neutronenansprechvermögen von Allyldiglycolpolycarbonat mit Adsorbieren und Radiatoren gleicher Dicke (Cr 86)

die Daten für die kritischen Einfallswinkel (Cr 86) der Rückstoßprotonen berücksichtigt.

Die ausgeprägte Energieabhängigkeit des Detektors ohne Radiator verdeutlicht, daß bei Radiatorkombinationen im Energiebereich oberhalb 3 MeV ausschließlich Rückstoßprotonen aus der Umgebung zum Meßeffect beitragen. Aber auch mit "sättigungsdicken" Schichten läßt sich die Energieabhängigkeit im Bereich

| Radiator | Ansprechvermögen (Spuren/cm ² /10 ⁻⁵ Sv) | | | |
|---------------------|--|---------|---------|----------|
| | Neutronenenergie | | | |
| | 0.57 MeV | 2.1 MeV | 5,3 MeV | 14.1 MeV |
| 750 µm Polyethylen | -- | 15.60 | 20.41 | 8.34 |
| 1500 µm Polyethylen | 12.97 | 14.11 | 20.89 | 9.26 |
| 2250 µm Polyethylen | 13.18 | 14.11 | 21.84 | 12.32 |
| 3000 µm Polyethylen | 13.44 | 14.28 | 22.08 | -- |
| 4500 µm Polyethylen | -- | -- | -- | 13.27 |
| 1060 µm CR39 | -- | -- | -- | 4.48 |
| 2120 µm CR39 | -- | -- | -- | 7.13 |
| 3180 µm CR39 | -- | -- | -- | 6.87 |
| 750 µm Nickel | 12.50 | 4.77 | 2.17 | 2.04 |
| 500 µm Gold | -- | -- | -- | 1.48 |
| Luft | 11.24 | 3.44 | 2.46 | 11.7 |

Tab. 5.3: Ansprechvermögen für Neutronen unterschiedlicher Energie in CR 39 mit verschiedenen Radiatoren (Ru 81)

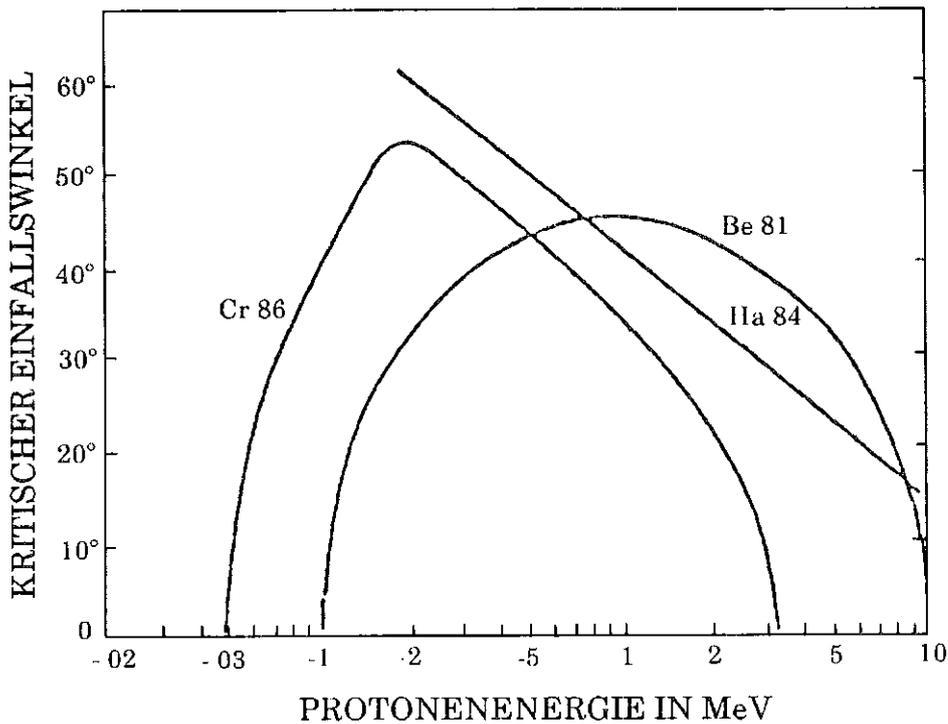


Abb. 5.19 Kritischer Einfallswinkel für den Nachweis von Neutronen in CR 39 über eine (n,p)- Kernreaktion in Abhängigkeit von der Protonenenergie

oberhalb 5 MeV nicht verbessern, da der Wirkungsquerschnitt für elastische Streuung an Wasserstoff stark abnimmt und der Verlust durch α -Teilchen und C- bzw. O-Rückstoßkerne nicht ausgeglichen wird. Abb. 5.21 zeigt eine vergleichsweise gute Übereinstimmung von experimentellen und rechnerisch ermittelten

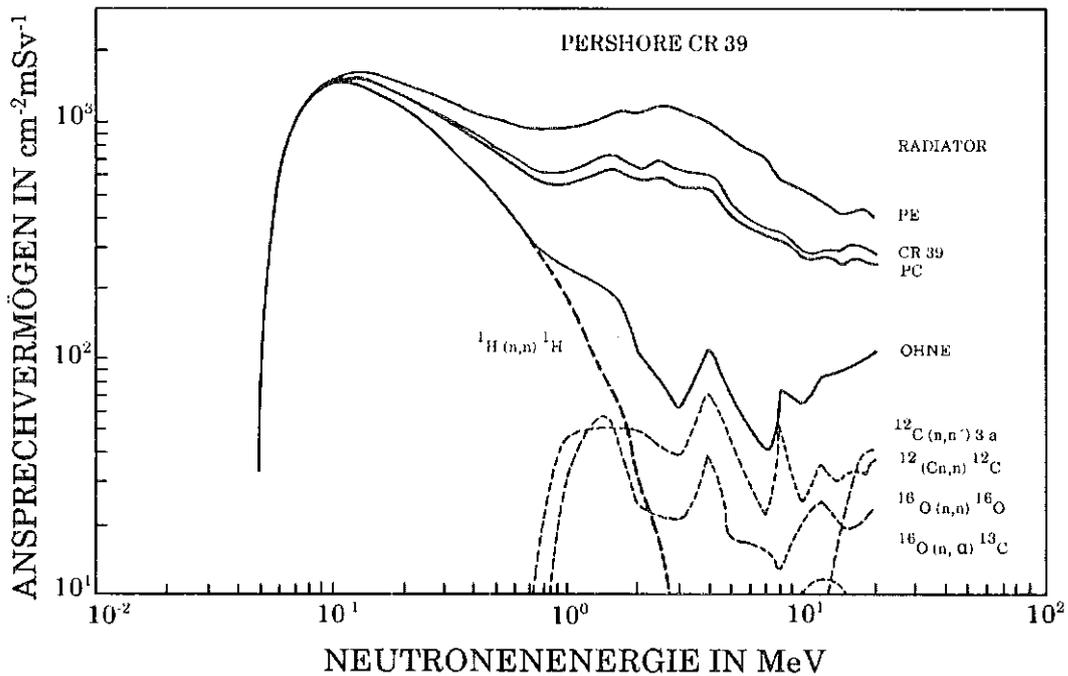


Abb. 5.20 Rechnerisch abgeschätzte Energieabhängigkeit von CR 39 Detektoren ohne Abdeckung und mit verschiedenen Radiatoren und die Beiträge verschiedener Kernreaktionen zum Ansprechvermögen (Pi 89c)

Daten. Eine weitere Verbesserung der Energieabhängigkeit im unteren Energiebereich wird durch die Verminderung der elektrischen Feldstärke beim Ätzevorgang erreicht.

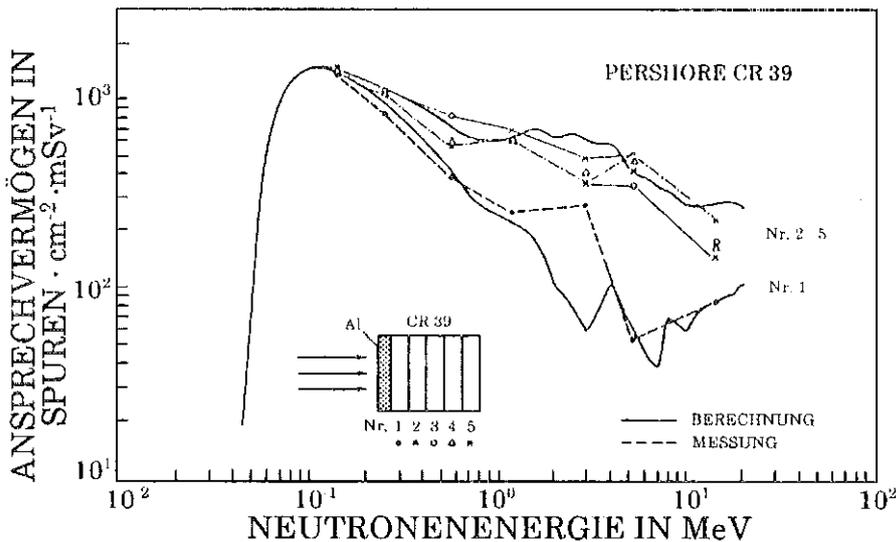


Abb. 5.21 Rechnerisch abgeschätzte und experimentell ermittelte Energieabhängigkeit für verschiedene CR 39 Detektoranordnungen (Pi 89c)

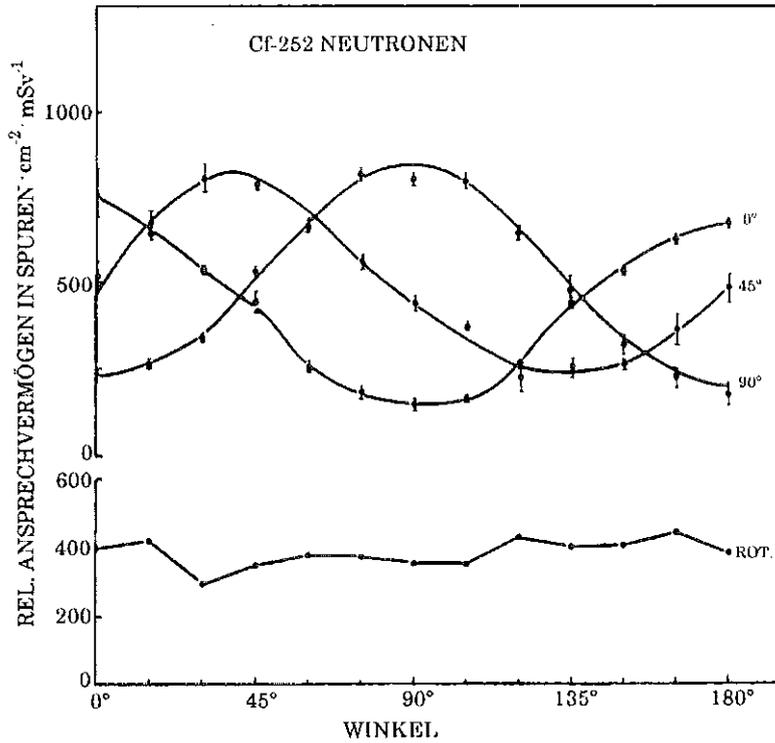


Abb. 5.22 Differentielle Verteilung der Kernspurdichte längs des Umfangs eines zylindrischen Detektors für verschiedene Strahleneinfallrichtungen (Pi 89c)

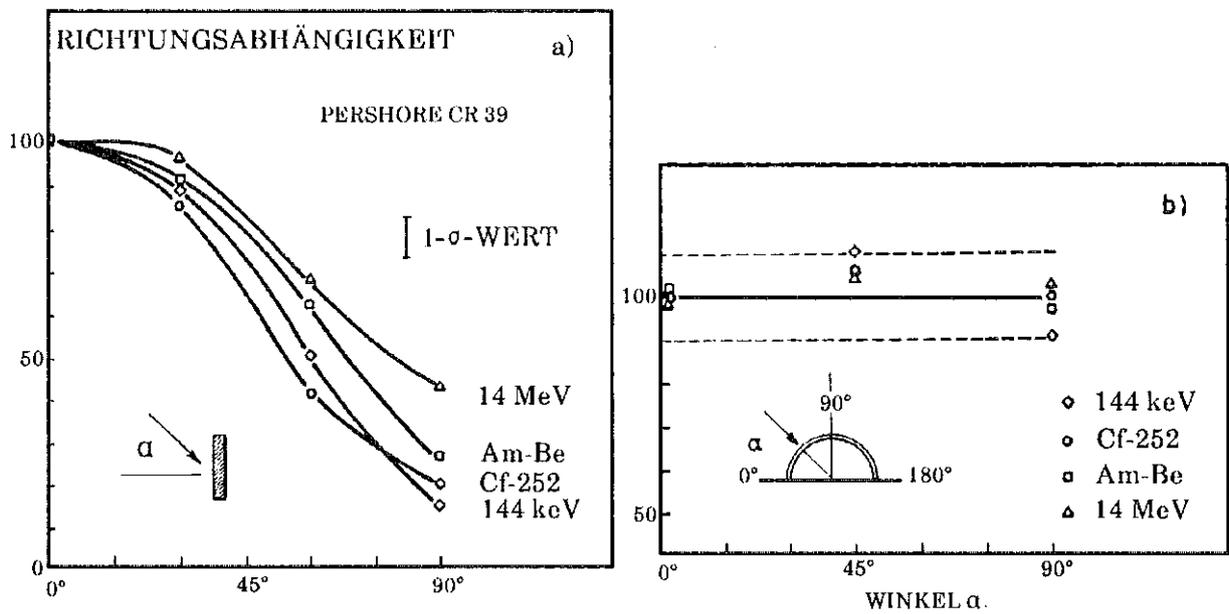


Abb. 5.23 Relative Richtungsabhängigkeit eines flachen (a) und eines zylindrisch geformten (b) Kernspurdetektors in Abhängigkeit von der Neutronenenergie (Na 88a)

Zur Verbesserung der Richtungsabhängigkeit können beispielsweise zylindrische Detektoranordnungen beitragen. Abb. 5.22 zeigt am Beispiel von mit ^{252}Cf bestrahlten Detektoren das differentielle Ansprechvermögen für einen Strahleneinfall unter 0° , 45° und 90° sowie für den rotierenden Detektor. Die Kernspurdichte ist hierbei in Abhängigkeit von der Detektorlänge des während der Bestrahlung zylindrisch geformten Detektors wiedergegeben. Die über der Detektorfläche gemittelte Spurendichte ist für Strahleneinfallrichtungen senkrecht zur Zylinderachse nahezu richtungsunabhängig. Die Kernspurverteilung bietet darüberhinaus die Möglichkeit, Aussagen über die Strahleneinfallrichtung zu erhalten. Abb. 5.23 vergleicht die Richtungsabhängigkeit des flachen und des zylindrisch geformten CR 39 -Detektors. Ein annähernd isotropes Ansprechvermögen läßt die Kombination von zwei senkrecht aufeinander stehenden zylindrischen Detektoren erwarten.

5.2 Der Nachweis von α -Teilchen

α -Teilchen sind im Gegensatz zu Neutronen direkt in der Lage, ätzbare Kernspuren im Detektormaterial zu erzeugen. Dieser Bereich wird theoretisch begrenzt durch die maximale Reichweite des senkrecht zu der Detektoroberfläche einfallenden α -Teilchens und der minimalen Energie, die erforderlich ist, eine latente Kernspur zu erzeugen. Das Unterschreiten eines kritischen Winkels (vgl. Kap. 2) ist ein weiteres Ausschlußkriterium für das Entstehen einer latenten Kernspur.

Diese minimale Energie für α -Teilchen liegt bei den meisten Detektormaterialien bei 0,1 - 0,2 MeV. Ist ein α -Teilchen zu energiereich, so ist die differentielle Energieabgabe längs der Teilchenbahn so gering, daß die Kernspurätzgeschwindigkeit ebenfalls nicht ausreicht, um eine ätzbare und damit sichtbare Kernspur zu erzeugen. Die minimal und die maximal nachweisbare α -Energie ist vom Detektormaterial und von den jeweiligen Ätzbedingungen abhängig.

In der Natur kommen die meisten α -Teilchen emittierenden Radionuklide in den Zerfallsreihen des Urans und des Thoriums vor. Diese α -Teilchen liegen in einem Energiebereich von ca. 5,5 bis 8,8 MeV. Dieser Energiebereich ist für dosimetrische Anwendungen von Bedeutung. Je nach Anwendungsfall muß ein geeignetes Detektormaterial den gesamten oder aber Teilbereiche erfassen können.

Das Maximum der Energieabgabe eines α -Teilchens an das Detektormaterial erfolgt unmittelbar vor dessen Bahnende. Hier kommt es durch Resonanzschwingungen im Bereich kleiner 1 keV zur Zerstörung chemischer Bindungen. Der ätzbare Bereich einer Kernspur befindet sich damit, abhängig von der Einfallenergie des α -Teilchens, in unterschiedlichem Abstand zur Detektoroberfläche. Zum

Nachweis eines α -Teilchens mit einer bestimmten Energie muß die erforderliche Schicht von der Detektoroberfläche abgeätzt werden. Dies erfolgt in der Regel durch einen chemischen Ätzschritt. Für eine vorgegebene Ätzbedingung und damit Oberflächenätzgeschwindigkeit kann über die Ätzzeit der erfaßbare α -Energiebereich eingestellt werden.

Es gibt zahlreiche Untersuchungen zur anwendungsspezifischen Optimierung des erfaßbaren α -Energiebereiches. Bei Anwendung eines chemischen, gefolgt von einem elektrochemischen Ätzverfahren liegen die erreichbaren, typischen Differenzen zwischen minimal und maximal nachweisbarer α -Energie zwischen 1,5 und 2,5 MeV (Abb. 5.24) (Ur 85).

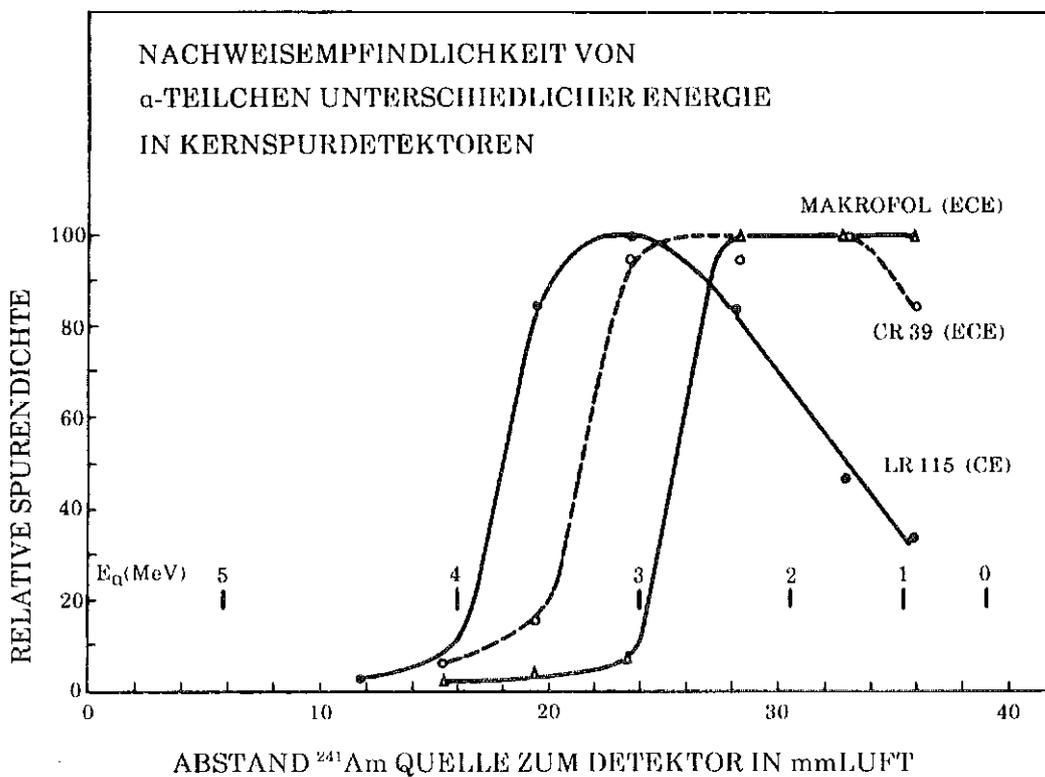


Abb. 5.24: Beispiele für einen α -Energienachweis mit unterschiedlichen Detektormaterialien und Ätzbedingungen (Ur 85)

Biphenyl-A-Polycarbonat ist für den Einsatz in großen Stückzahlen besser geeignet als andere Detektormaterialien. Gleichbleibende Detektorqualität, geringer Preis, einfache Handhabbarkeit und vergleichsweise genau bekannte dosimetrische Eigenschaften für den α -Nachweis sind Gründe dafür. Vielfältige Möglichkeiten für Zusätze bei der Herstellung von Allyldiglycolpolycarbonat haben zu einem uneinheitlichen Bild über die dosimetrischen Eigenschaften dieses Materials geführt, dessen wesentlicher Vorteil in der größeren Nachweisempfindlichkeit

liegt. Chargeninhomogenitäten, der hohe Preis, die schlechte Handhabbarkeit haben einen Einsatz dieses Materials in großen Stückzahlen wie zum Beispiel bei Radonerhebungsmessungen erschwert.

Wie schon beim Nachweis neutroneninduzierter Rückstoßkerne besteht auch für α -Teilchen die Möglichkeit, den erfassbaren Energiebereich durch ein geeignetes zweistufiges elektrochemisches Ätzverfahren zu erweitern. Die wesentlichen Eigenschaften von Biphenyl-A-Polycarbonat und Allyldiglycolpolycarbonat für den Nachweis von α -Teilchen werden im folgenden zusammengefaßt.

5.2.1 Biphenyl-A-Polycarbonat

Zum Nachweis bestimmter α -Energiegruppen ist ein entsprechender Schichtdickenabtrag erforderlich. Dies geschieht durch einen Vorätzschritt. Abb. 5.25 verdeutlicht dieses Vorgehen. Das relative Ansprechvermögen für einzelne α -Energien erreicht sein Maximum in einer Tiefe, in der die maximale Energieabgabe längs einer Bahn erfolgt. Für die angewandte Ätzbedingung zeichnet sich jeweils ein Plateau bezüglich des Ansprechvermögens und der Vorätzzeit ab. Je nach Ätzbedingung und α -Energiespektrum können schon kleine Änderungen in den Ätzbedingungen zu scheinbar nicht erklärbar Schwankungen des Ansprechvermögens führen, wenn nicht das gesamte zu messende Energiespektrum im Bereich des Plateaus liegt. Für die Ätzbedingung: 6,5 n KOH: C₂H₅OH 50:50 Vol %, 35°C, chemische Vorätzzeit 3 h 45 min und elektrochemische Ätzzeit 1 h 45 min bei 33 kV/cm und 3 kHz ergibt sich beispielsweise ein auswertbarer α -Energiebereich von 2,5 bis 4,5 MeV (Abb. 5.26).

Das Plateau des α -Ansprechvermögens als Funktion der Ätzbedingung (Abb. 5.25) wird auch bei der Messung der zeitlichen Änderung der Kapazität beim elektrochemischen Ätzvorgang erkennbar (Abb. 5.27). Bei einem Lösungsmittelverhältnis von 6,5 n KOH: C₂H₅OH von 60:40 ist ein α -Energieplateau bei 2-3 MeV, die zugehörigen Flanken bei 1,5 und 3,5 MeV und nicht vorhandene Nachweismöglichkeit für 1,0 und 4,0 MeV- α -Energie erkennbar.

Auch beim Nachweis von α -Teilchen ist das Ansprechvermögen und der Kernspurdurchmesser abhängig vom Einfallswinkel der Teilchenbahn auf den Detektor. In Abb. 5.28 ist der auf senkrechtem Einfall normierte Kernspurdurchmesser für eine α -Energie von 2 MeV als Funktion des Einfallswinkels für die beiden möglichen Lösungsmittelzusammensetzungen mit 50 % bzw. 80 % Alkoholanteil angegeben. Die Vergrößerung einer Kernspur durch elektrochemisches Ätzverfahren hängt entscheidend von der Komponente der elektrischen Feldstärke parallel zur Kernspur ab. Der günstigste Verlauf der Feldstärke für eine Vergröße-

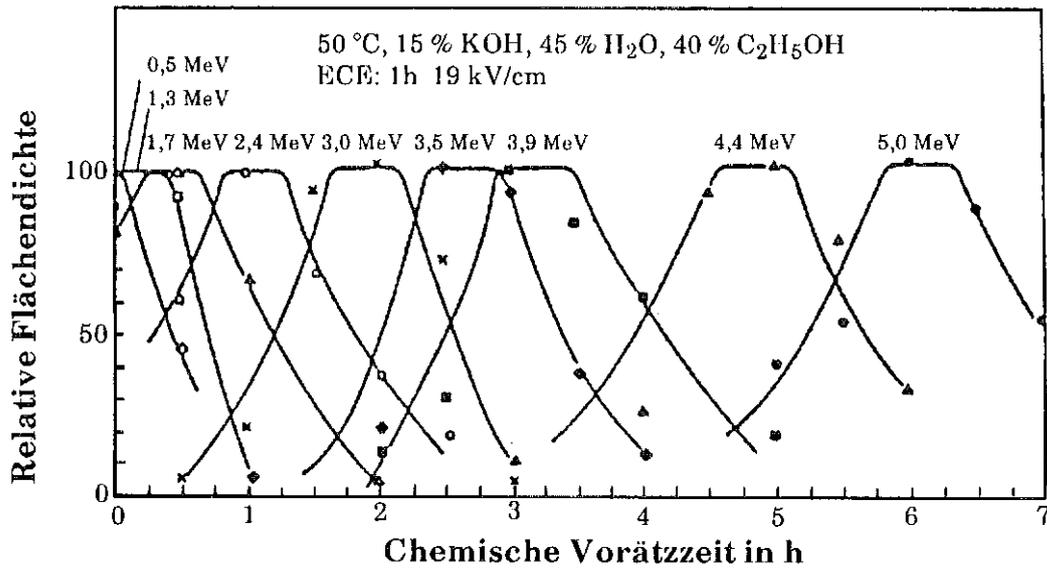


Abb. 5.25: Nachweisbarer α -Energiebereich als elektrochemisch geätzte Kernspurflächendichte in Abhängigkeit von der chemischen Ätzzeit (Pi 91)

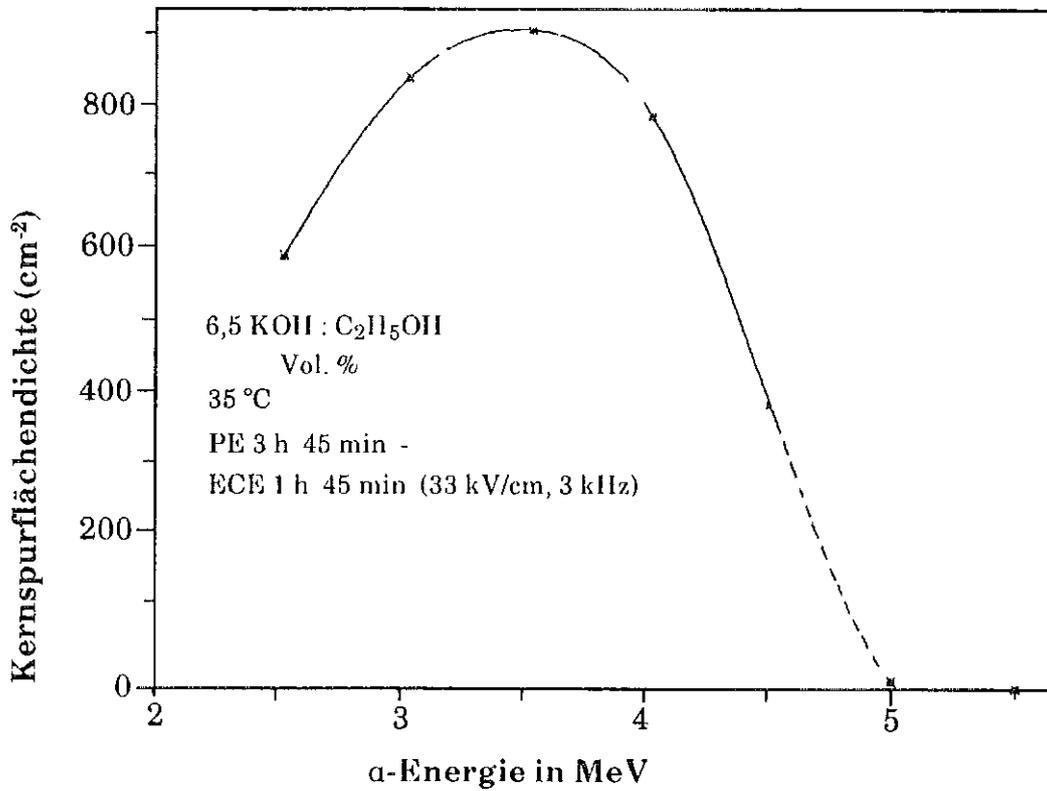


Abb. 5.26: Kernspurflächendichte als Funktion der α -Energie (Ur 91)

zung wird bei senkrechtem Auftreffwinkel des α -Teilchens, d. h. bei einer Kernspur parallel zur Richtung des elektrischen Feldes im Detektor erreicht. Daraus ergibt sich eine Richtungsabhängigkeit des Ansprechvermögens (Ur 84).

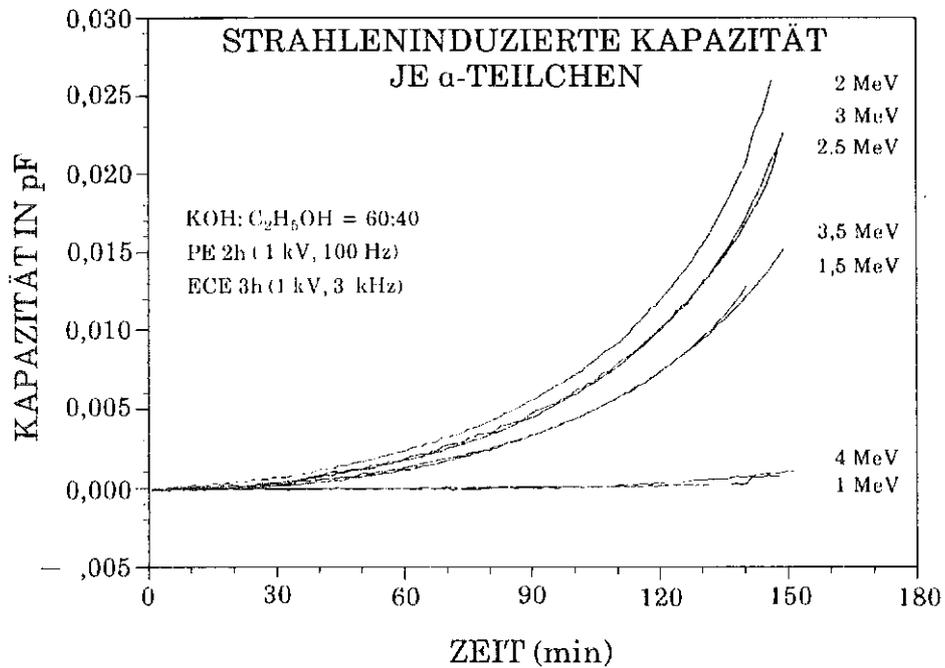


Abb. 5.27: Strahleninduzierte Kapazität als Maß für das Ansprechvermögen für verschiedene α -Energien (Ur 93)

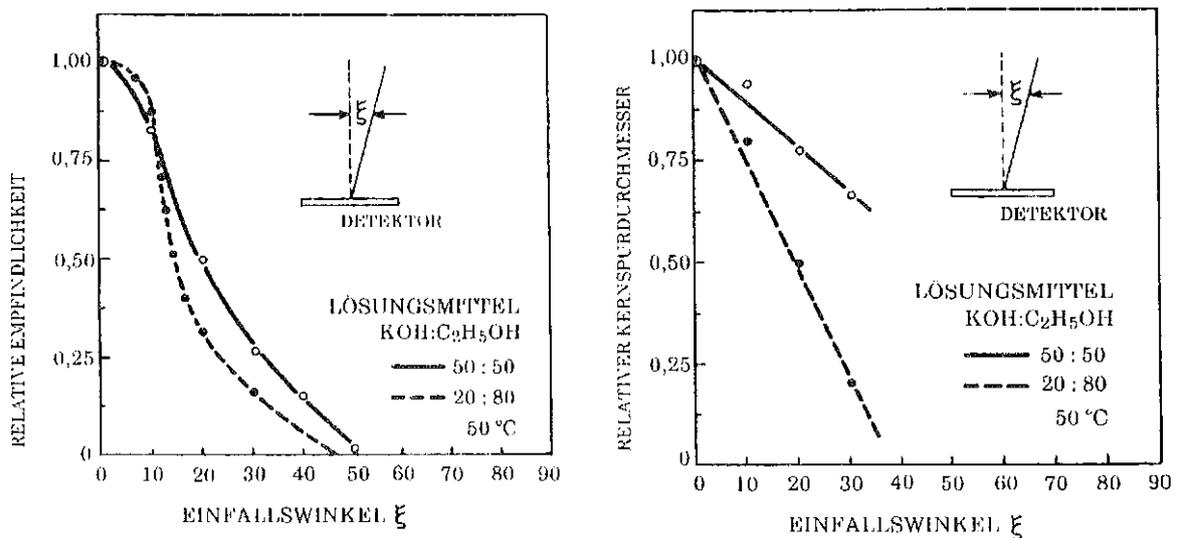


Abb. 5.28: Abhängigkeit des Ansprechvermögens und des Kernspurdurchmessers vom Einfallswinkel der α -Teilchenbahn auf den Detektor (Ur 84)

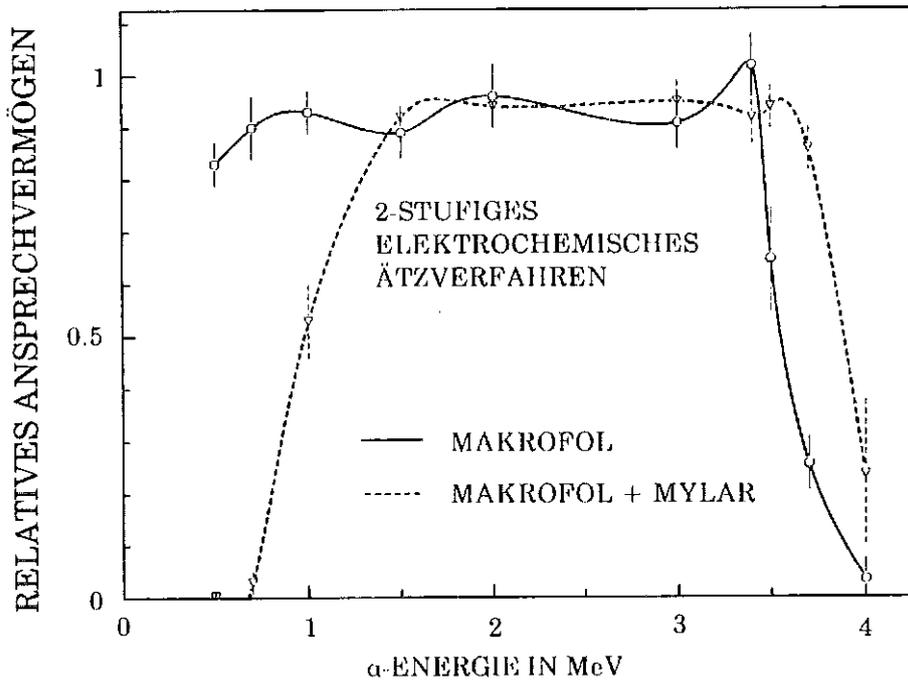


Abb. 5.29: Relatives α -Ansprechvermögen in Abhängigkeit zur α -Energie für MAKROFOL und mit Mylar ($0,3 \text{ mg/cm}^2$) abgedecktes MAKROFOL nach zweistufigem ECE (Jo 89)
 Ätzbedingungen: 35°C , 80 Vol % 30%ige KOH, 20 Vol % $\text{C}_2\text{H}_5\text{OH}$
 ECE: 1. Stufe: 26.7 kV/cm, 100 Hz, 5 h
 2. Stufe: 26.7 kV/cm, 2 kHz, 1 h

Auch bei Biphenyl-A-Polycarbonat besteht die Möglichkeit, den ersten, rein chemischen Vorätzschritt, zugunsten eines elektrochemischen Ätzschrittes mit niedriger Frequenz zu ersetzen. Diesem folgt der eigentlichen elektrochemische Ätzschritt mit einer Frequenz im kHz-Bereich. Dieser Vorgang läßt sich im Rahmen eines einzigen Ätzvorgangs auch mehrfach wiederholen. Der maximale Energiebereich, der dadurch erfaßt werden kann, liegt beim MAKROFOL zwischen 0 und 5 MeV. Ein mögliches Ätzverfahren zum Nachweis von α -Energien zwischen 0,5 und 5 MeV in MAKROFOL mit einer Dicke von $300 \mu\text{m}$ ist das folgende (Na 88c):

Lösungsmittel: 50% Vol.KOH, 50% Vol. $\text{C}_2\text{H}_5\text{OH}$
 Elektrisches Feld: 1. Stufe: 26,7 kV/cm, 50 Hz, 5 h
 2. Stufe: 26,7 kV/cm, 2 kHz, 1 h

Tab. 5.4 listet für dieses Ätzverfahren das relative Ansprechvermögen und den mittleren Kernspurdurchmesser für verschiedene α -Energien auf (Jo 89), die Abb. 5.29 und 5.30 verdeutlichen diesen Zusammenhang graphisch. Diesem breiten nachweisbaren Energiebereich steht in Abb. 5.31 der schmale, für den konkreten Anwendungsfall Radonpersonendosimeter (Ur 84) optimierte Energiebereich

| α -Energie (MeV) | Ansprechvermögen | Streuung $\pm \sigma_n$ | Kernspurdurchmesser (μm) |
|-------------------------|------------------|-------------------------|---------------------------------------|
| 0.5 | 0.9 | 0.05 | $170 \pm 15^*$ |
| 0.7 | 1 | 0.02 | 165 ± 15 |
| 1.0 | 1 | 0.1 | 160 ± 15 |
| 1.5 | 1 | 0.1 | 160 ± 15 |
| 2.0 | 1 | 0.02 | 150 ± 15 |
| 2.5 | 0.9 | 0.02 | 135 ± 15 |
| 3.0 | 0.9 | 0.03 | 120 ± 15 |
| 3.2 | 0.9 | 0.1 | 110 ± 15 |
| 3.4 | 0.9 | 0.1 | 95 ± 15 |
| 3.6 | 0.9 | 0.1 | 85 ± 15 |
| 3.8 | 0.6 | 0.3 | 65 ± 15 |
| 4.0 | 0.0 | 1.0 | 40 ± 15 |

*) Klassenbreite

Tab. 5.4: Relatives α -Ansprechvermögen und mittlerer Kernspurdurchmesser bei MAKROFOL in Abhängigkeit zur α -Energie bei zweistufiger ECE-Technik (Jo 89 modifiziert)
 Ätzbedingungen: 35°C, 80Vol% 30%ige KOH/20Vol% C₂H₅OH
 ECE: 1. Stufe: 26.7 kV/cm, 100 Hz, 5 h
 2. Stufe: 26.7 kV/cm, 2 kHz, 1 h

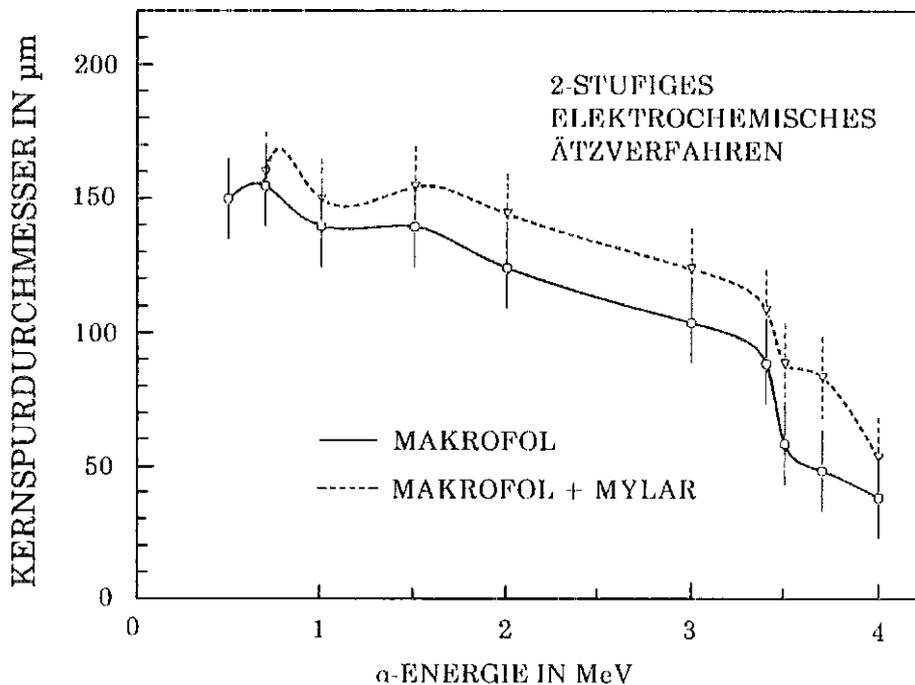


Abb. 5.30: Mittlere Kernspurdurchmesser in Abhängigkeit zur α -Energie für mit / ohne Mylar abgedeckte MAKROFOL-Detektoren nach zweistufigem ECE (Jo 89)
 Ätzbedingungen: 35 °C, 80 Vol % 6n KOH, 20 Vol % C₂H₅OH
 ECE: 1. Stufe: 26.7 kV/cm, 100 Hz, 5 h
 2. Stufe: 26.7 kV/cm, 3 kHz, 1 h

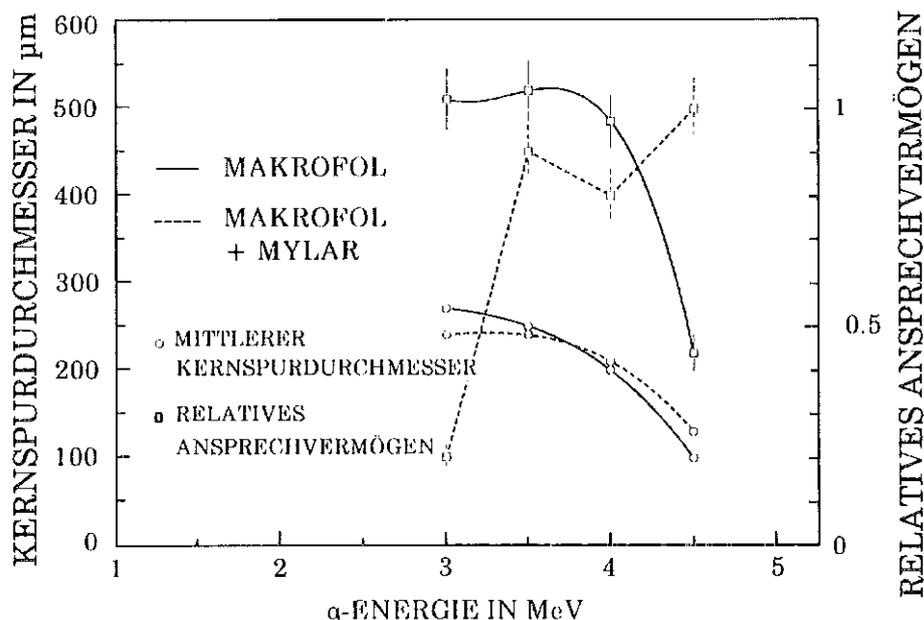


Abb. 5.31: Relatives α -Ansprechvermögen und mittlerer Kernspurdurchmesser in Abhängigkeit zur α -Energie für MAKROFOL und mit Mylar abgedecktes MAKROFOL (Jo 89)

Ätzbedingungen: 35 °C, 50 Vol % 6n KOH/50 Vol % C₂H₅OH
 PE: 4 h
 ECE: 33.3 kV/cm, 3 kHz, 2 h

eines zweistufigen chemischen, gefolgt von einem elektrochemischen Ätzverfahren gegenüber. Dies ist ein Beispiel dafür, daß nicht in jedem Fall ein breiter nachweisbarer Energiebereich der bessere ist. Die Anwendung eines zweistufigen elektrochemischen Ätzverfahren würde auch den Nachweis von α -Energien ermöglichen, die aufgrund der Dosimetergehäusegeometrie bei den in Frage kommenden Radionukliden nicht auftreten können und somit ausschließlich einen Beitrag zur Verschlechterung des Signal-Rausch-Verhältnisses liefern. Ein genereller Nachteil eines zweistufigen elektrochemischen Ätzverfahren im Vergleich zu dem aus einem Vorätzschritt und einem elektrochemischen Ätzschritt bestehenden Ätzverfahren liegt in dem kleineren mittleren Kernspurdurchmesser.

5.2.2 Allyldiglycolpolycarbonat

Allyldiglycolpolycarbonat hat beim Nachweis von α -Teilchen gegenüber Biphenyl-A-Polycarbonaten den Vorteil einer höheren Ansprechwahrscheinlichkeit und eines breiteren Energiebereichs. Es gibt eine Reihe von Untersuchungen über den Zusammenhang zwischen nachgewiesenen α -Energien und den Ätzbedingungen, z. B. der Vorätzzeit, elektrischer Feldstärke, Lösemittel usw. (z. B. Cr 84; So 86; Ka 88). Dabei wird überwiegend als Agens beim Vorätzen 6n KOH mit einer Temperatur von 60° C benutzt. Große Unterschiede gibt es bei den Be-

dingungen des elektrochemischen Ätzschrilles. Diese reichen von Raumtemperatur, 5 kHz und 22 kV/cm sieben Stunden (Cr 84) bis zu 60°C, 2 kHz, bei verschiedenen Feldstärken (8, 10, 15 kV/cm) und mit einer Ätzzeit von zwei Stunden (Abb. 5.32 und 5.33, Ka 88). Dabei werden Detektormaterialien verschiedener Hersteller, wie z. B. American Acrylics Inc. (AA) oder Pershore Mouldings Ltd. (PM) eingesetzt und auf diese Art unterschiedliche Produktionsverfahren und Zusätze berücksichtigt. Die Abb. 5.32, 5.33 und 5.34 veranschaulichen die erforderliche Vorätzzeit zum Nachweis einer bestimmten α -Energie, die resultierenden Kernspurdurchmesser und das jeweilige Ansprechvermögen. Oberhalb von 6 MeV α -Energie gewinnt zusätzlich die Feldstärke an Einfluß (Abb. 5.33). Wie stark die gleichen Materialien von unterschiedlichen Produktionsprozessen und Herstellern hinsichtlich ihrer Eigenschaften voneinander abweichen können, zeigen die Abb. 5.35 und 5.36. Hierin liegt einer der Hauptnachteile für einen Großserieneinsatz diese Detektormaterials über einen längeren Zeitraum. Es ergeben sich qualitativ ähnliche Verläufe für die Kernspurdurchmesser bei unterschiedlicher Feldstärke als Funktion der Energie und bei Materialien unterschiedlicher Hersteller mit beträchtlichen Unterschieden der Absolutwerte. Wie inhomogen insgesamt die in der Literatur verfügbaren Daten zu dosimetrischen Eigenschaften des α -Nachweises mit Allyldiglycolpolycarbonat sind, wird durch den Vergleich der bisher dargestellten Daten mit Abb. 5.37 deutlich (So 86).

Zusammenfassend ergibt sich im Gegensatz zu Biphenyl-A-Polycarbonat bei Allyldiglycolcarbonat kein einheitliches Bild. Es ist generell nicht möglich, von einmal verfügbaren Daten auf die neuer Detektorchargen oder gar auf das Material anderer Hersteller zu schließen. Es ist prinzipiell immer erforderlich, für jede einzelne Charge dieses Materials alle relevanten Parameter experimentell neu zu bestimmen und deren Konsistenz auch während der fortlaufenden Anwendung permanent zu überprüfen. Nur auf diese Art kann eine qualitativ hochwertige Messung von α -Teilchen erfolgen.

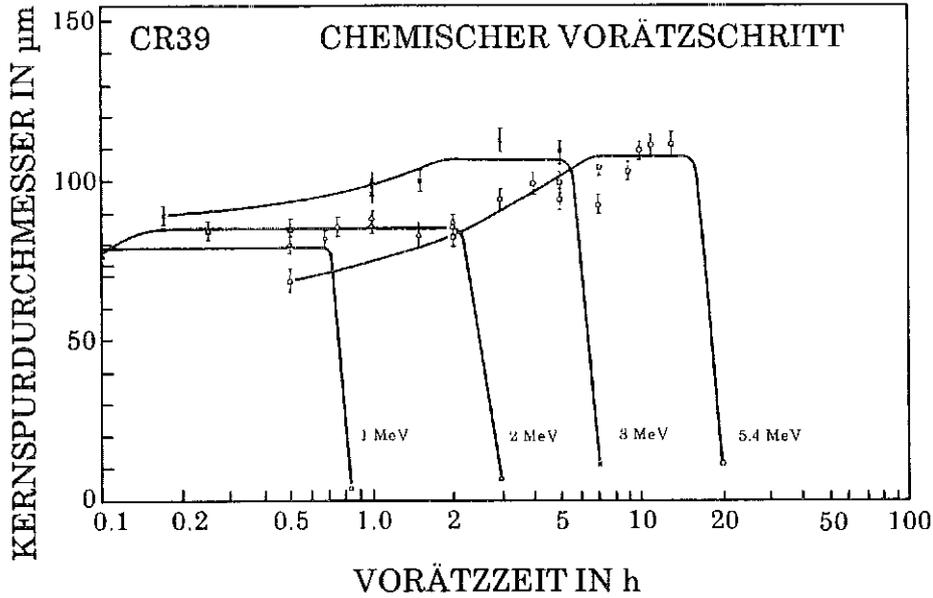


Abb. 5.32: Elektrochemisch geätzter Kernspurdurchmesser in Abhängigkeit von der Vorätzzeit (Ka 88)
 Detektor: CR 39 AA
 Ätzbedingungen: 60°C, 6nKOH
 ECE: 10 kV/cm, 2 kHz, 2h

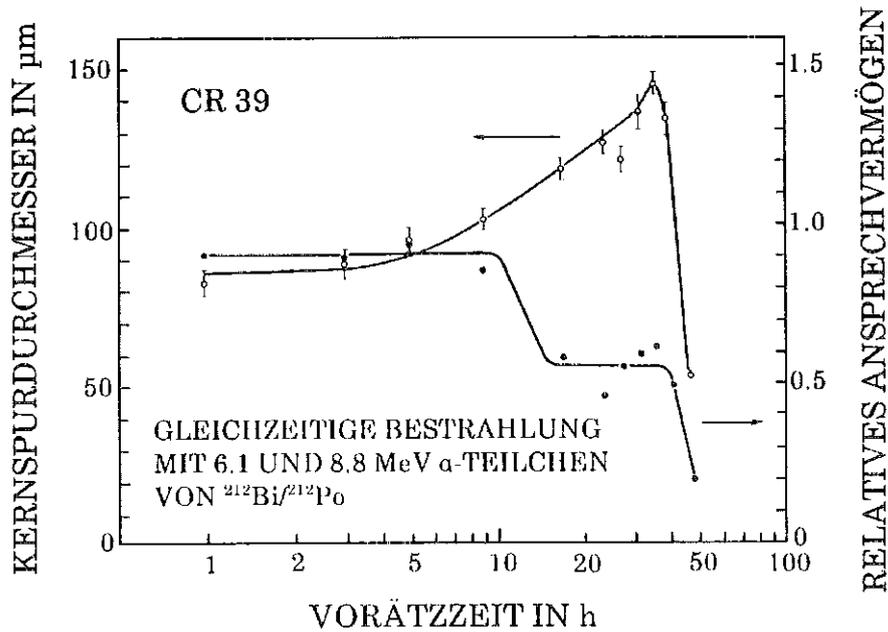


Abb. 5.33: Elektrochemisch geätzter Kernspurdurchmesser und relatives Ansprechvermögen für 6.1 und 8.8 MeV α -Teilchen in Abhängigkeit von der Vorätzzeit (Ka 88)
 Detektor: CR 39 PM
 Ätzbedingungen: 60°C, 6nKOH
 ECE: 15 kV/cm, 2 kHz, 2h

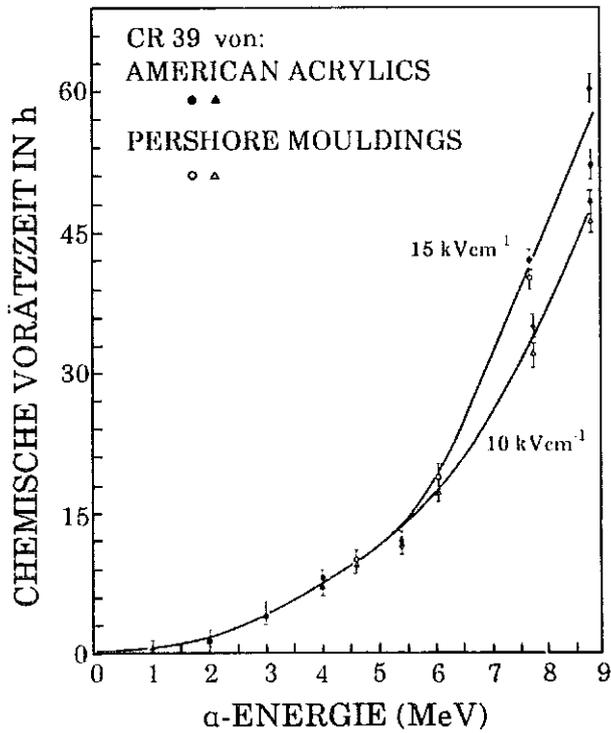


Abb. 5.34: Optimale Vorätzzeit bei bekannter α -Energie und 10 kV/cm bzw. 15 kV/cm für CR 39 (Ka 88)

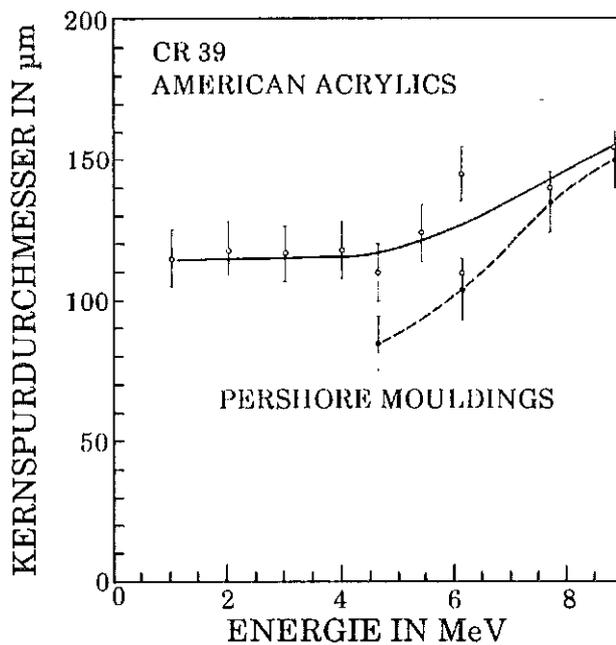


Abb. 5.35: Kernspurdurchmesser in Abhängigkeit von der α -Energie (Ka 88)
60°C, 6nKOH
ECE: 2 kHz, 2 h 10 kV/cm

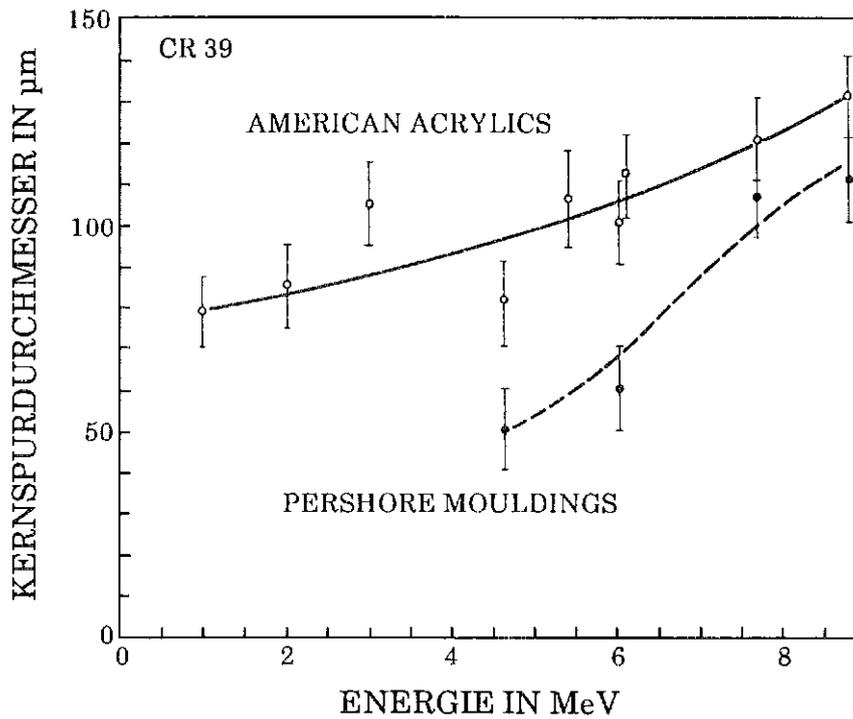


Abb. 5.36: Kernspurdurchmesser in Abhängigkeit von der α -Energie (Ka 88)
60°C, 6nKOH
ECE: 2 kHz, 2 h 15 kV/cm

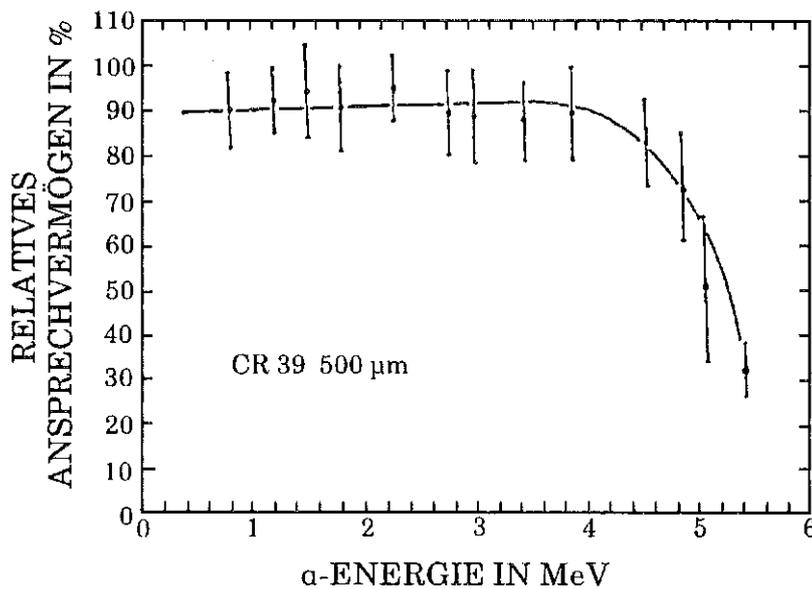


Abb. 5.37: Relatives Ansprechvermögen und mittlerer Kernspurdurchmesser in Abhängigkeit von der α -Energie (So 86)
Ätzbedingungen: 25°C, 15nKOH
ECE: 24 kV/cm, 2 kHz, 6h

6. Beispiele für Meßverfahren mit Kernspurdetektoren im Arbeits-, Strahlen- und Umweltschutz

6.1 Die Messung kleiner Neutronenäquivalentdosen

Die Messung kleiner Neutronenäquivalentdosen wie z. B. der natürlichen Neutronenstrahlung setzt wegen des geringen Neutronenflusses ein Meßverfahren mit der Möglichkeit langer Integrationszeiten bei gleichzeitiger Unempfindlichkeit gegenüber anderen Strahlenarten, besonders Photonen voraus. Natürliche Neutronen entstehen über Kernreaktionen von energiereicher kosmischer Strahlung in den äußeren Schichten der Atmosphäre. Der natürliche Neutronenfluß beträgt in mittleren Breiten 80 pro m^2 und s auf Meeresniveau.

Kernspurdetektoren erfüllen die geforderten Eigenschaften. Zur Messung der Neutronendosis werden zwei Kernspurdetektoren im Kontakt mit B (n, α)-Konvertern im Zentrum einer Polyethylenmoderatorokugel von 30 cm Durchmesser exponiert (Abb. 6.1). Schnelle Neutronen sekundärer kosmischer Strahlung werden beim Durchqueren des Polyethylenmoderators abgebremst und danach als thermische Neutronen über die ^{10}B (n, α) ^7Li Kernreaktion und anschließende Registrierung der α -Teilchen im Kernspurdetektor gemessen (Bu 86). Natürliches Bor enthält zu 80% ^{11}B und zu 20% ^{10}B . Durch eine Anreicherung von ^{10}B im Radiator kann die Empfindlichkeit des Neutronennachweises erhöht werden. Neben den Kernspurdetektoren werden Thermolumineszenzdetektoren (TLD) (Abb. 6.1) zum Nachweis thermischer Neutronen eingesetzt.

Das Ansprechvermögen eines Biphenyl-A-Polycarbonatdetektors beträgt für ^{252}Cf -Neutronen 4,2 Spuren/ cm^2 bei Verwendung des mit ^{10}B angereicherten Radiators und 2,4 Spuren/ cm^2 für natürliche Isotopenzusammensetzung des Bor-Radiators. Abb. 6.2 zeigt die relative, empirische Streuung der Neutronenäquivalentdosis bei der Verwendung von ^{10}B -Radiatoren (Fa. KODAK: BE 10 angereichert, BN 1 natürliche Isotopenzusammensetzung) und Kernspurdetektoren im Zentrum der Polyethylenkugel. Bei elektrochemischer Ätzung und Auswertung einer Detektorfläche von 6,9 cm^2 lassen sich mit Hilfe des ^{10}B angereicherten Radiators noch Neutronenäquivalentdosen von 2 μSv mit einer zu erwartenden Streuung von 50% nachweisen. Für eine Neutronenäquivalentdosis von 10 μSv beträgt diese noch 10%.

Das Hauptanwendungsgebiet eines derartigen Neutronendosimeters liegt in der über einen längeren Zeitraum integrierten Messung kleiner Neutronendosen,

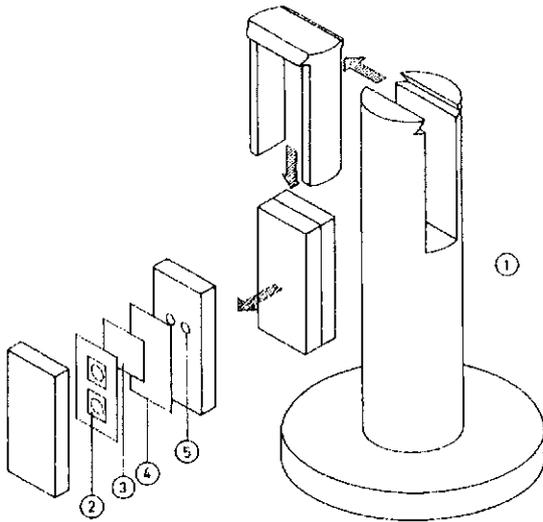


Abb. 6.1: Passives Neutronendosimeter im Zentrum einer Polyethylenmoderatorerkugel bestehend aus Kernspurdetektor, ^{10}B -Radiator und $^6\text{Li}/^7\text{Li}$ -Thermolumineszenzdetektoren mit zugehörigem Befestigungszylinder (Bu 86)

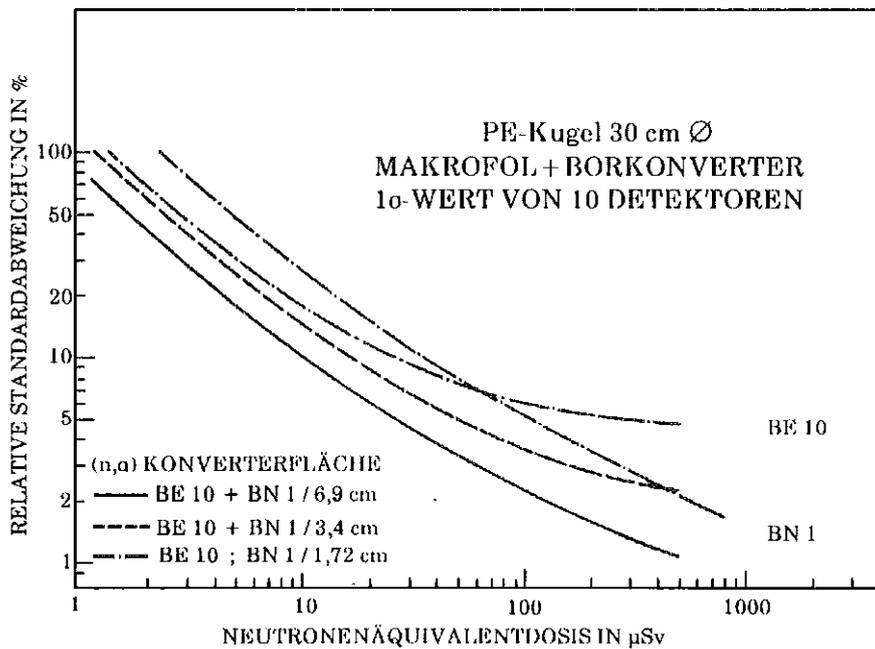


Abb. 6.2: Relative empirische Standardabweichung von Kernspurdetektoren im Zentrum einer Polyethylenkugel von 30 cm Durchmesser als Funktion der Neutronenäquivalentdosis (Bu 86)

wenn deren Dosisleistung für eine Messung mit kleiner Integrationszeit nicht ausreicht. Anwendungen dieser Art sind:

- Messung der natürlichen Neutronenäquivalentdosis,

- Umgebungsüberwachung an Beschleunigern und kerntechnischen Anlagen, wo zeitlich veränderliche Neutronenfelder einen zusätzlichen Betrag zum natürlichen Neutronenuntergrund erbringen können,
- kurzzeitiger Einsatz zur Arbeitsplatzüberwachung, insbesondere bei Arbeitsvorgängen, bei denen eine kurzzeitige Erhöhung der Neutronendosisleistung zu erwarten ist,
- Messung der Neutronenäquivalentdosis in Streustrahlungsfeldern, wenn die Photonendosis überwiegt und eine Trennung des Neutronenanteils mit Thermolumineszenzdetektoren nicht mehr möglich ist.

Die langzeitige Messung der natürlichen Neutronenäquivalentdosis mit diesem Verfahren ergab 60 μSv pro Jahr (Tab. 6.1). Wegen der Höhenabhängigkeit der kosmischen Strahlungskomponente und der durch sie erzeugten Neutronenstrahlung unterscheiden sich die Dosisbeiträge auf Meereshöhe (55 $\mu\text{Sv/a}$ (Insel Helgoland) und in 924 m Höhe (72 $\mu\text{Sv/a}$ Hundseck, Schwarzwald).

| Natürliche Neutronenstrahlung | | | | | |
|-------------------------------|---|-----------------|--------------------------------|------------------|-----------------|
| Höhe über dem Meerespiegel | Ort | Expositionszeit | Neutronenäquivalentdosis H_n | | |
| | | | Tage | $\mu\text{Sv/a}$ | 1 σ in % |
| -500 | Bergwerk Asse | 50 | 13 | ± 42 | |
| 4 | Insel Helgoland | 44 | 55 | ± 21 | |
| 124 | Karlsruhe im Freien im Keller 7. Stock | 71 | 59 | ± 11 | |
| | | 66 | 31 | ± 23 | |
| | | 66 | 62 | ± 9 | |
| 330 | Birkenfeld (Schwarzwald) im Freien | 52 | 64 | ± 11 | |
| 455 | Schwann (Straubenhardt) im Freien | 57 | 68 | ± 10 | |
| 924 | Hundseck (Schwarzwald) im Freien | 56 | 72 | ± 9 | |

Tab. 6.1: Messung der natürlichen Neutronenäquivalentdosis mit $^{10}\text{B}(n, \alpha)$ ^7Li -Radiatoren und Kernspurdetektoren in einer 30 cm Polyethylenmoderatkugel (Bu 86)

Als Beispiel für eine Arbeitsplatzüberwachung zeigt Tab. 6.2 die Ergebnisse eines kurzzeitigen Einsatzes des passiven Neutronendosimeters beim Beladen eines Kernkraftwerks mit ^{252}Cf -Neutronenquellen sowie bei Arbeiten an einer Glove-

| Ort | Bestrahlungsdauer | Neutronenäquivalentdosis H_n | |
|---|-------------------|--------------------------------|--------------------|
| | | $\mu\text{Sv/a}$ | 1 σ in % |
| KERNKRAFTWERK | | | |
| Einfahren der Cf-252 Quelle | Minuten | 52 29 | ± 5 ± 7 |
| WIEDERAUFARBEITUNG | | | |
| an Glovebox | Stunden | 25 19 | ± 7 ± 9 |
| ZYKLOTRON | | | |
| innerhalb/ außerhalb Gebäude | Wochen | 81 43 | ± 4 ± 6 |
| MEDIZINISCHER LINEARBESCHLEUNIGER | | | |
| außerhalb Abschirmung 18 MeV Mevatron | 1,5 Monate | 24 | ± 7 |
| BRENNELEMENTTRANSPORT-BEHÄLTER | | | |
| Lagerung von abgebrannten Brennelementen | 6 Monate | 110 810 | ± 8 ± 2 |
| NATÜRLICHE NEUTRONEN-UNTERGRUNDSTRAHLUNG | 2 Monate | 60 | ± 10 |

Tab. 6.2: Beispiele für die Messung kleiner Neutronenpegel mit borhaltigen Kernspurdetektoren in einer Polyethylen-Kugel, 30 cm \varnothing (Bu 86)

box mit spaltbarem Material, wo bei einmaligem Arbeitseinsatz die Neutronenäquivalentdosis bis zu 50 μSv betragen kann. Langzeitige Expositionen an Arbeitsplätzen in einem Krankenhaus (medizinischer Linearbeschleuniger) und an einem Zyklotron sowie in unmittelbarer Nähe von Transportbehältern mit abgebrannten Brennelementen ergaben, umgerechnet auf eine Expositionszeit von einem Monat, Neutronenortsdosen zwischen 20 μSv und 150 μSv .

6.2 Albedoneutronendosimeter

Ein nicht einfach zu lösendes Arbeitsschutzproblem stellt die strahlenschutzmäßige Überwachung von Personen in Neutronenfeldern dar. Eine direkte Messung der Neutronenäquivalentdosis über den gesamten in Frage kommenden Energiebereich ist nicht möglich. Die derzeit beste Möglichkeit zur meßtechnisch fundierten Abschätzung der Neutronendosis stellt das Albedoneutronendosimeter dar. Im Körper der zu überwachenden Person werden Neutronen durch elastische Streuung an Wasserstoffkernen moderiert und rückgestreut. Die aus dem Körper austretenden Neutronen (sog. Albedoneutronen) werden als thermische oder mit-

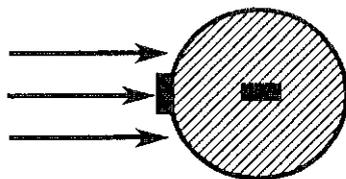
telschnelle Neutronen in einer besonderen, dafür geeigneten Dosimeterkapselung unmittelbar an der Körperoberfläche nachgewiesen.

Der Nachweis von Albedoneutronen erfolgt bevorzugt über die Kernreaktion ${}^6\text{Li}(n, \alpha){}^3\text{H}$ bzw. ${}^{10}\text{B}(n, \alpha){}^7\text{Li}$ in Thermolumineszenzdetektoren. Albedodosimeter dienen der relativen Dosisermittlung. Meßwert ist die integrierte Anzeige der Lichtmenge, die beim Aufheizen des TL-Detektors ausgesandt wird.

Albedoneutronendosimeter mit TL-Detektoren sind gleichzeitig auch γ -Dosimeter (Abb. 6.4). Zur Trennung des γ -Dosisanteiles werden jeweils Dosimeterpaare, beispielsweise neutronen- und γ -empfindliche ${}^6\text{LiF}$ -Detektoren und nur γ -empfindliche ${}^7\text{LiF}$ -Detektoren eingesetzt. Die Differenz der Meßwertanzeigen ergibt den Meßwert für Neutronen (Abb. 6.3).

Messung der Neutronen-Äquivalentdosis mit einer Kombination aus Moderator und Detektor für thermische Neutronen

Albedodetektor (Detektor i an Oberfläche)



Neutronen-Äquivalentdosimeter:

(Detektor, z. B. in einer Polyethylen-Kugel von 30 cm \varnothing)

Albedodosimeter:

Borplastikkapseln mit zwei ${}^6\text{LiF}/{}^7\text{LiF}$ -Detektorpaaren zum Nachweis von Albedoneutronen (i) bzw. therm. Neutronen (a) über die Kernreaktion ${}^6\text{Li}(n, \alpha){}^3\text{H}$

Meßwerte M:

$$\begin{aligned} M({}^7\text{LiF}) &= M_{\gamma} \\ M({}^6\text{LiF}) - M({}^7\text{LiF}) &= M_n \end{aligned}$$

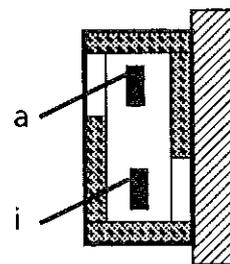


Abb. 6.3: Meßverfahren: Albedodosimetrie (Pi 84)

Wegen der systembedingten Energieabhängigkeit der Detektoranzeige ist der Meßwert nicht unmittelbar ein Maß der Neutronenäquivalentdosis. Die Energieabhängigkeit des Albedodetektors ist in Abb. 6.5 wiedergegeben. Das Neutronenansprechvermögen des Albedodosimeters ist darüberhinaus von der Detektorart, der Auswertemethode, der Strahleneinfallsrichtung und dem Abstand zur Körperoberfläche abhängig. Kernspurdetektoren im Albedoneutronendosimeter

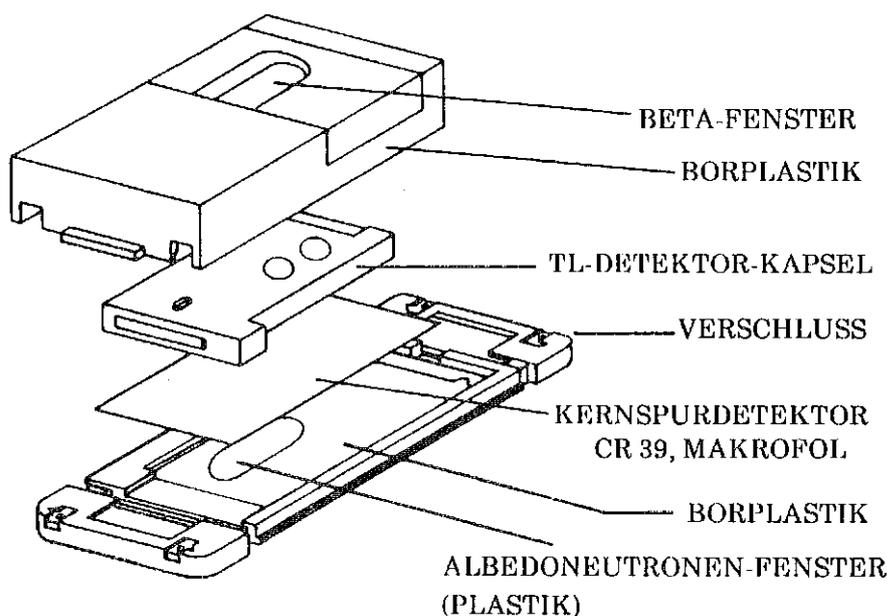


Abb. 6.4: Aufbau des Dosimeters mit TL-Albedodetektoren und einem Kernspurdetektor (Pi 84)

ermöglichen den Nachweis von Neutronen mit einer Energie oberhalb von 100 keV bei Allyldiglycolpolycarbonat und oberhalb 1,2 MeV bei Biphenyl-A-Polycarbonat. Damit steht ein Dosimeter zum Nachweis von Neutronen in einem Energiebereich von thermischen Neutronen bis schnellen Neutronen zur Verfügung.

Bei frontaler Einstrahlung (Bezugsbedingung) ergibt sich an der Körperoberfläche eine maximale Dosisanzeige. Die Richtungsabhängigkeit der Meßwertanzeige ist in ausgeprägter Weise von der Neutronenenergie und den Streustrahlungsanteilen am Meßort abhängig. Im Streustrahlungsfeld wird bei lateralem Strahleneinfall etwa 50 % der Frontalanzeige erwartet.

Die Energieabhängigkeit des Ansprechvermögens ist eine systembedingte Größe, die nur innerhalb geringer Grenzen durch das Material und die Konstruktion der Dosimeterkapselung sowie die Anordnung der Detektoren in der Kapselung beeinflusst werden kann. Wegen der Energieabhängigkeit des Albedoansprechvermögens können Kalibrierbestrahlungen, die in einem rückstreuarmen Referenzstrahlungsfeld an einer ^{252}Cf -Quelle gemacht wurden, nicht unmittelbar in Streustrahlungsfeldern angewandt werden, da hier insbesondere der Anteil moderierter und rückgestreuter Neutronen aus der Umgebung von Ort zu Ort variiert. Aufgrund der Ergebnisse von Feldkalibrierungen kann aber der Meßwert des Albedodosimeters einem Ortsdosismeßwert zugeordnet werden kann. Zur Kalibrierung wird ein Phantom eingesetzt.

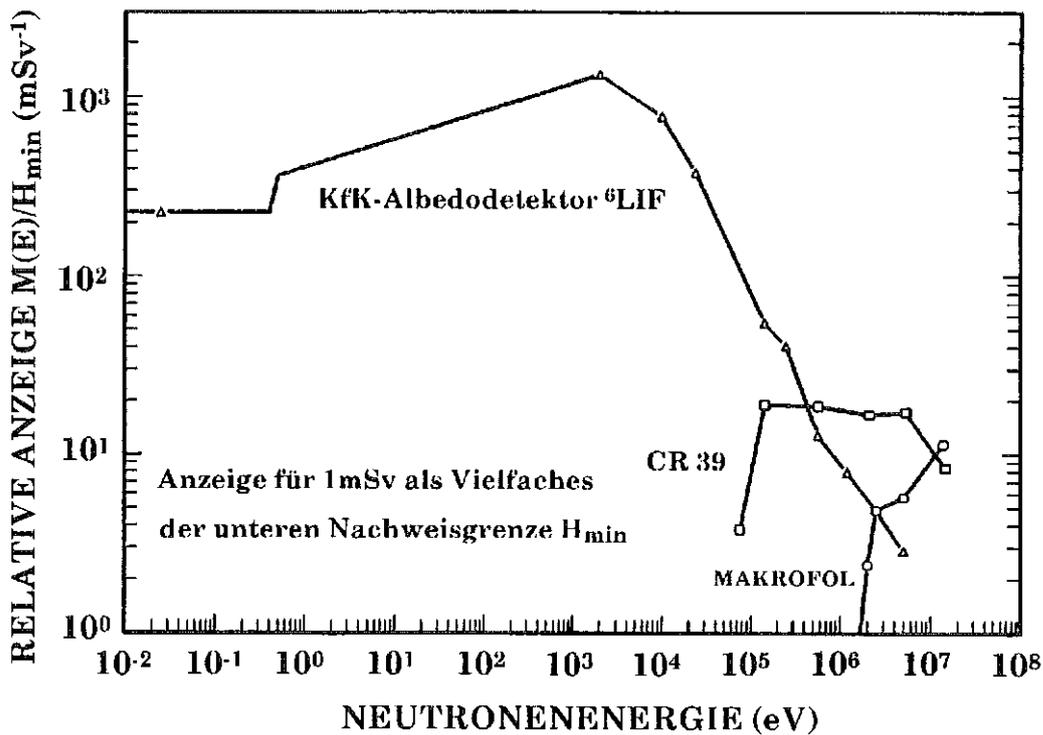


Abb. 6.5: Ansprechvermögen von Albedodosimetern und Kernspurdetektoren als Funktion der Neutronenenergie (Pi 89)

Mit Hilfe von Feldkalibrierungen können folgende Angaben gemacht werden:

- Ermittlung des örtlichen Kalibrierfaktors für die Aufenthaltsorte der Person.
- Gültigkeit eines mittleren Kalibrierfaktors für einen Anwendungsbereich bzw. eine Anlage, in welcher der Kalibrierfaktor innerhalb z. B. eines Faktors 2 als konstant angesehen werden kann.
- Ermittlung der Korrelation zwischen der örtlichen Änderung des Kalibrierfaktors und dem Meßwertverhältnis von zwei neutronenempfindlichen Detektoren in der Albedokapsel, um eine vom Aufenthaltsort und der betreffenden Anlage annähernd unabhängige Anzeige der Neutronendosis zu ermöglichen.

Die gewonnenen Kalibrierfaktoren (Tab. 6.3) sind typisch für einen Anwendungsbereich und lassen sich auf verschiedene Anlagen bzw. Dosimetriesysteme übertragen.

Die Meßunsicherheit der Neutronendosisbestimmung innerhalb der Personenüberwachung wird im wesentlichen durch folgende Faktoren bestimmt:

- Fehlereinflüsse bei der Ermittlung und Vorgabe eines örtlichen Kalibrierfaktors im Streustrahlungsfeld, insbesondere durch die systematische Meßunsicherheit bei der Bestimmung der Äquivalentdosis vor Ort,

- die γ -Diskriminierung des Albedodosimeters, die vom Dosisverhältnis H_V/H_n sowie von der mittleren Energie des Neutronenspektrums abhängt,
- die Qualität des Auswertegerätes, des Dosimetermaterials und der Auswertmethode bei Thermolumineszenzdosimetern, insbesondere im Hinblick auf die Meßunsicherheit an der unteren Nachweisgrenze,
- Fading und Strahlenschäden im Detektor.

| Neutronen-Detektor | Neutronenstreu-strahlungsfeld | Rel. Neutronenan-sprechver-mögen $R_n(i)/R_\gamma(i)$ | Voran-zeige $M_0 \pm \sigma$ | Neutronen-Dosisbereich | |
|---|-------------------------------|--|---------------------------------|----------------------------|----------------------------|
| | | | | Min ²⁾ (mSv) | Max ³⁾ (mSv) |
| Albedodetektor | therm. Neutronen | 5 | | 0.02 | 2·10 ³ |
| Thermolumineszenz-detektor | starke Abschirmung | 3 | 0.03 ± 0.02 | 0.02 | 3·10 ³ |
| ⁶ LiF/ ⁷ LiF | spaltbares Material | 0.8 | | 0.03 | 1·10 ⁴ |
| | ²⁵² Cf-Quellen | 0.3 | | 0.05 | 3·10 ⁴ |
| | Beschleuniger | 0.2 | | 0.1 | 5·10 ⁴ |
| Kernspürätzdetektor | | R_n (cm ⁻² ·mSv ⁻¹) | (cm ⁻²) | | |
| ¹⁰ B(n, α)-Radiator mit Makrofol ¹⁾ | therm. Neutronen | 30000 | 6 ± 3 | 0.0002 | 0.06 |
| | starke Abschirmung | 18000 | | 0.0004 | 0.1 |
| | spaltbares Material | 4800 | | 0.005 | 0.4 |
| | ²⁵² Cf | 1800 | | 0.004 | 1 |
| | Beschleuniger | 1200 | | 0.006 | 1.5 |
| Rückstoßkerndetektor | | | | | |
| Makrofol | ²⁵² Cf | 12 | 6 ± 3 | 0.23 | 300 |
| CR 39 | ²⁵² Cf | 336 | 60 ± 30 | 0.1 | 8 |

1) ¹⁰B-Radiator Kodak BE 10

2) untere Nachweisgrenze ergibt sich aus $\sigma/H_n = 0.5$

3) max. Spurendichte 1800 Sp/cm²

Tab. 6.3: Ansprechvermögen und Meßbereich des Albedodosimeters mit TL- und Kernspurdetektoren (Bu 86)

6.3 Die Messung der Konzentration von Radon und dessen Zerfallsprodukten in Luft

Der größte Anteil der Strahlenexposition des Menschen wird durch die Inhalation von Radon und dessen kurzlebigen Zerfallsprodukten (Kap. 1) verursacht. Die Erkenntnis, daß die Radonexposition unter ungünstigen Voraussetzungen mit bis zu 10% an den Lungenkrebskrankungen ursächlich beteiligt ist, hat zu Überlegungen über eine Begrenzung der Radonexposition der Bevölkerung geführt. Grundlage dafür sind möglichst genaue Daten über das Ausmaß der tatsächlich vorhandenen Radonexpositionen in verschiedenen Bereichen des täglichen Lebens. Vor dem Hintergrund begrenzter finanzieller Mittel für die notwendigen Einzelmessungen muß ein einfaches, kostengünstiges Meßverfahren mit hinreichender Meßgenauigkeit eingesetzt werden.

Wenn als Meßinformation alle Parameter erfaßt werden sollen, die für die Ermittlung der Strahlenexposition durch Radon- und Zerfallsprodukte notwendig sind, so ist ein Vorgehen, wie in Abb. 6.6 dargestellt, notwendig. Gemessen werden dabei über längere Zeit integriert die Konzentrationen aller relevanten Radionuklide in Luft, das sind die Edelgasisotope ^{222}Rn und ^{220}Rn mit den zugehörigen kurzlebigen Zerfallsprodukten ^{218}Po , ^{214}Pb , ^{214}Bi , ^{214}Po bzw. ^{212}Pb , ^{212}Bi , ^{212}Po . Starke jahres- und tageszeitliche Schwankungen der Radonkonzentration erfordern eine möglichst lange Integrationszeit.

Ist die Fragestellung die Ermittlung einer über ein größeres Personenkollektiv gemittelten und nicht einer im Einzelfall tatsächlich vorhandene Exposition, so kann ein unter statistischen Gesichtspunkten geplantes Meßprogramm mit einer Vielzahl von Einzelmessungen die gewünschte Information liefern. Der erforderliche Aufwand ist, wenn man aktive Kurzzeitmeßverfahren (Ur 91) einsetzt, erheblich. Effektiver und kostengünstiger ist der Einsatz von passiven integrierenden Meßverfahren (Tab. 6.4, Sw 83).

Die Entscheidung, welches Verfahren einzusetzen ist, richtet sich nach der jeweiligen Aufgabenstellung. Werden einfache integrierende Meßverfahren verwendet, so liefern diese i. a. nicht alle nach Abb. 6.6 erforderlichen Informationen. Um dennoch eine Aussage über die Radonexposition machen zu können, ist ein modifiziertes Vorgehen erforderlich (Abb. 6.7). Bei dieser Vorgehensweise wird die zeitlich integrierte Radonkonzentration an einem bestimmten Ort gemessen. Alle anderen zur Abschätzung der Radonexposition erforderlichen Daten stammen aus einer limitierten, nicht ortsspezifischen Meßreihe der momentanen Konzentrationen der in Frage kommenden Radionuklide in Luft. Mit Hilfe des daraus er-

| Meßverfahren | Integrationszeit | Relative Standardabweichung in % |
|------------------------------|--------------------------------------|----------------------------------|
| Lucas-Zellen etc. | Kurzzeitmessung mit Einschränkungen | 22 |
| Lucas-Zellen etc. | Kurzzeitmessung ohne Einschränkungen | 33 |
| Aktivkohle | 24 Stunden | 25 |
| Aktivkohle | 3 Tage | 22 |
| Aktivkohle | 1 Woche | 20 |
| Passive Rn-Dosimeter mit TLD | 2 Wochen | 18 |
| Passive Rn-Dosimeter mit TLD | 1 Monat | 18 |
| Kernspurdetektoren | 3 Monate | 13 |

Tab 6.4: Relative Standardabweichung vom 'wahren' Jahresmittelwert für verschiedene Integrationszeiten passiver Radonmeßverfahren (Sw 83)

haltenen mittleren Gleichgewichtsfaktors lassen sich mit hinreichender Zuverlässigkeit die fehlenden Daten bestimmen. Diese Verfahren sollte jedoch nicht zur Ermittlung der beruflichen Strahlenexposition angewandt werden. In einer ganzen Reihe von Anwendungsfällen entfällt der Schritt der Expositionsbestimmung. Bei Erhebungsmessungen in Häusern ist die integrierte Radonkonzentration zur Bewertung ausreichend. ICRP hat unter Berücksichtigung der meßtechnischen Problematik Richtwerte für mittlere gleichgewichtsäquivalente Radonkonzentrationen (Anhang) gegeben und auf eine Bestimmung der jeweiligen Exposition verzichtet.

Vorgehensweise und grundsätzliche Überlegungen zur Exposition durch luftgetragene Noxen sind analog zu der diskutierten Radonproblematik zu sehen. Auch für chemische Noxen stehen integrierende Dosimeter zur Verfügung. Zu beachten bei der Exposition durch das Edelgas Radon ist, daß die kurzlebigen Zerfallsprodukte hinsichtlich ihres Dosisbeitrags vom Edelgas zu unterscheidenden sind. Die aerosolgebundenen und die freien Zerfallsprodukte sind zu einem bestimmten Anteil an Oberflächen deponiert und somit aus der Luft abgereichert.

Die derzeit gebräuchlichen Radonmeßverfahren lassen sich in zwei Gruppen unterteilen, sogenannte "aktive" und "passive" Meßverfahren. Aktive Meßverfahren benötigen zum Betrieb eine externe Energieversorgung, sie arbeiten überwiegend mit Pumpen und Auswerteelektronik. Für passive Meßverfahren ist eine Energieversorgung nicht erforderlich, sie haben keine beweglichen Teile oder Elektronik und benutzen als Detektoren Thermolumineszenz- oder überwiegend Kernspurdetektoren (SSNTD, "Solid State Nuclear Track Detector").

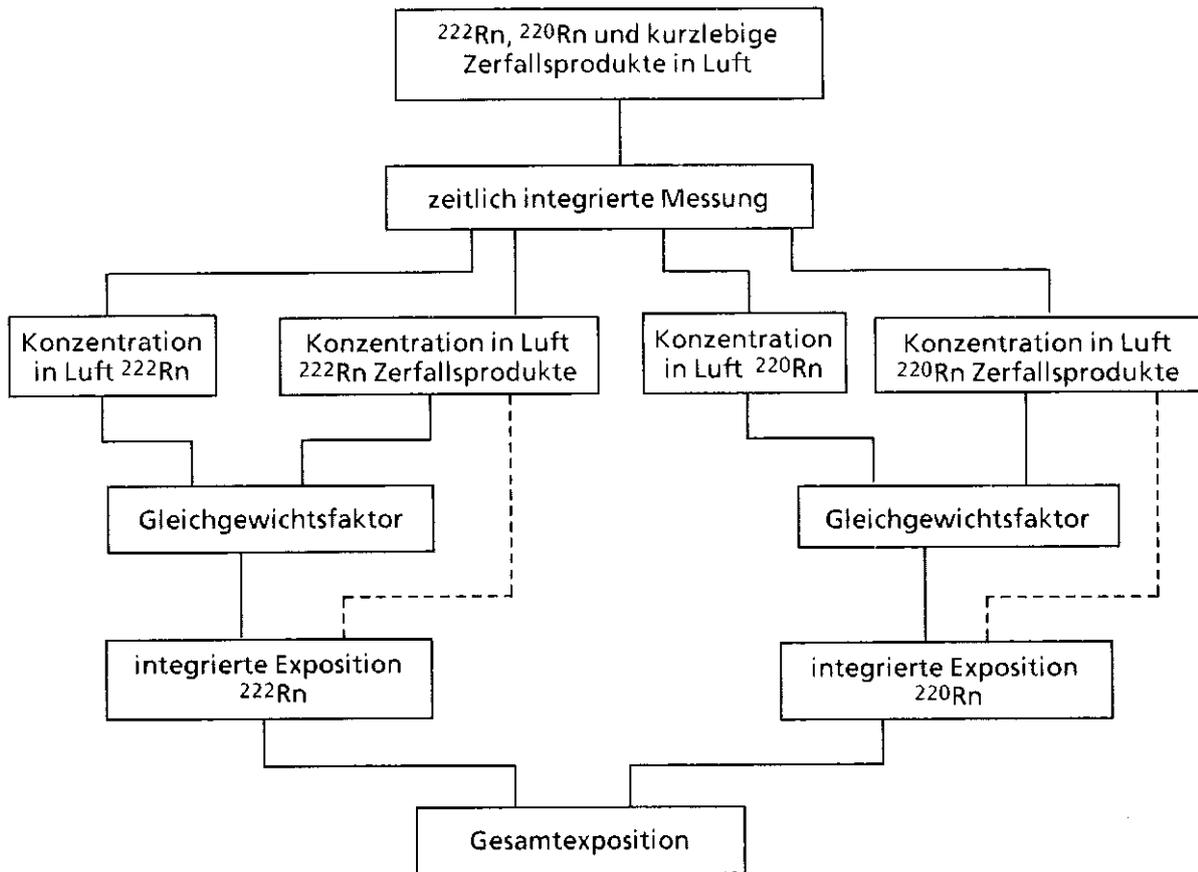


Abb. 6.6: Vorgehen zur Bestimmung der Radonexposition (Ur 85b)

Auch aktive Dosimeter (Abb. 6.8) benutzen häufig einen passiven Detektor. Luft wird mit Hilfe einer Pumpe durch ein Filter gesaugt. Dabei werden die in der Luft befindlichen Radonzerfallsprodukte auf dem Filter abgeschieden. Dem Filter gegenüberliegend ist ein Detektor angeordnet, der die Zerfälle vom Filter registriert. Diese Art von Dosimeter liefert als Meßergebnis die über die Expositionszeit integrierte Konzentration der kurzlebigen Radonzerfallsprodukte in Luft.

Ein rein passives Dosimeter kommt ohne jede Art von Energieversorgung aus. Radon diffundiert in das Innere einer durch ein hydrophobes Filter abgeschlossenen Kammer. In der Luft befindliche Radonzerfallsprodukte und andere Aerosole werden durch das Filter zurückgehalten. Ein Detektor in der Kammer registriert α -Teilchen von Radon und seinen in der Kammer neu entstandenen Zerfallsprodukten aus dem Volumenbereich und von Oberflächen (Abb. 6.8). Dieses Dosimeter wird als "Diffusionskammer" bezeichnet. Als Meßergebnis wird das Integral der Radonkonzentration in Luft über die Expositionszeit ermittelt. Prinzipiell kann jede Diffusionskammergeometrie zur Radonmessung mit passiven Detektoren eingesetzt werden. Die dosimetrischen Eigenschaften einer derartigen Anordnung hängen im wesentlichen von der Abstimmung des vom Detektor erfaßten

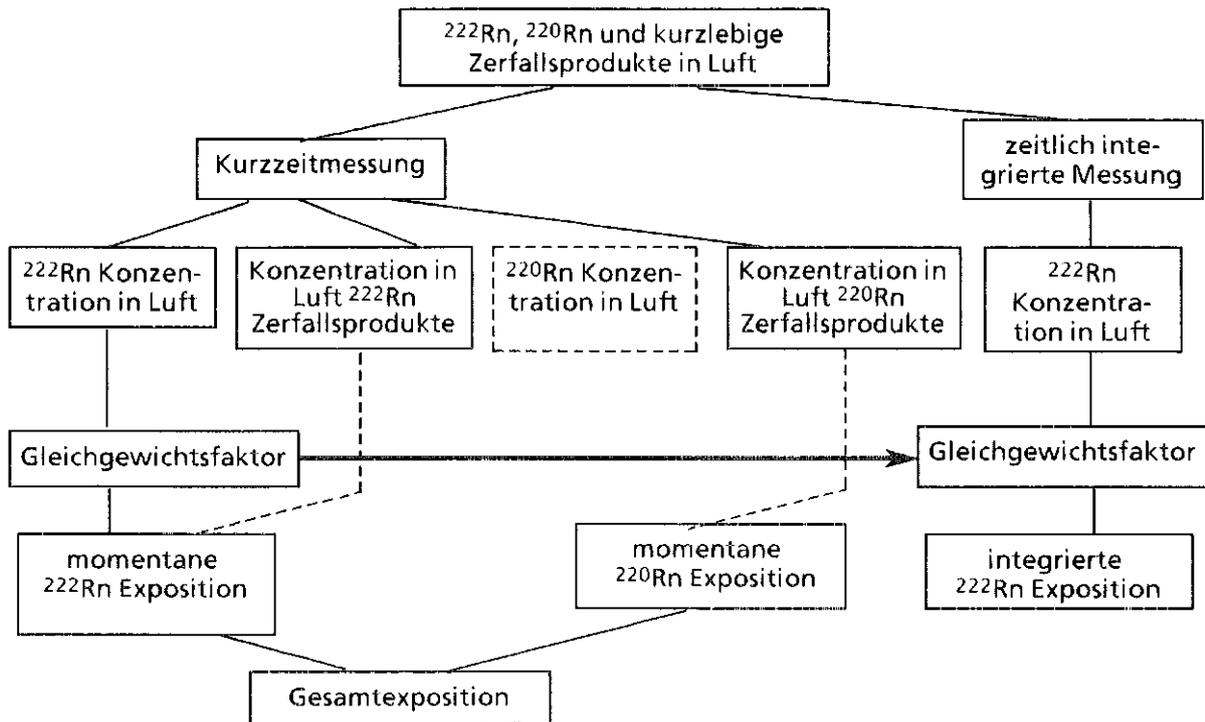


Abb. 6.7: Vereinfachte Vorgehensweise zur Ermittlung der Radonexposition zum Beispiel bei landesweiten Erhebungsmessungen in Häusern (Ur 85b)

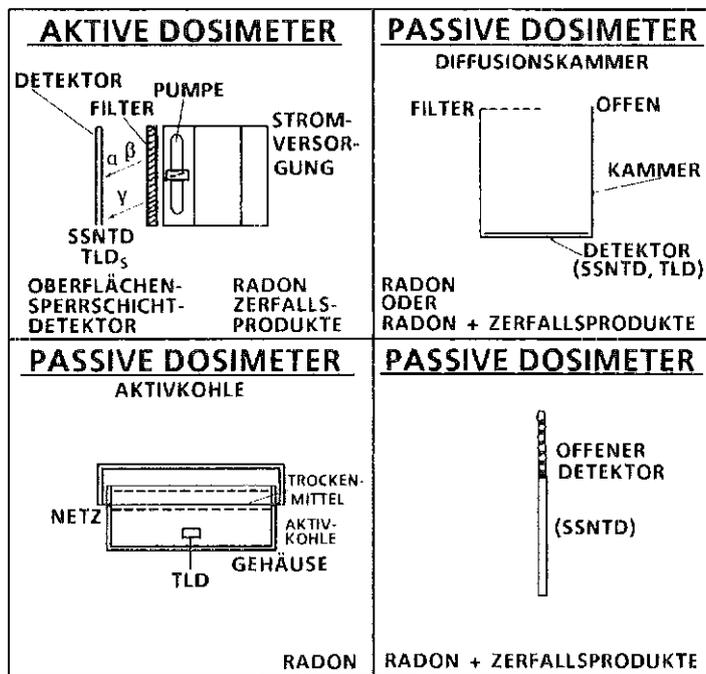


Abb. 6.8: Prinzipiell möglicher Aufbau integrierender Radondosimeter (Ur 91)

und tatsächlich ausgewerteten α -Energiebereiches und von der Durchlässigkeit des Filters für das Edelgas ab. (Ur 81, Ur 85, Ur 91).

Eine weitere Möglichkeit für ein rein passives Dosimeter ist eine offene Kammer oder ein blanker (Kernspur-) Detektor. Während bei einer mit einem Filter geschlossenen Kammer mit dem Edelgas nur eine einzige Eingangsgröße zum Meßeffect beiträgt, sind es bei einer offenen Kammer mehrere. Aufgrund des aerosolspezifischen Verhaltens der kurzlebigen Zerfallsprodukte in Luft ist es schwierig, aus einer einfachen Bruttomessung eine verwertbare Aussage über die Radon- und die Zerfallsproduktkonzentration in Luft zu machen. Messungen dieser Art führen zu einer hohen Streuung der Meßwerte.

Ein blanker Detektor registriert alle α -Teilchen aus einem bestimmten Volumebereich der Umgebungsluft. Es findet auch in diesen Fall keine Trennung nach Radon und Zerfallsprodukten statt. Damit ist nur eine Aussage über die α -Bruttoaktivität in Luft ohne nuklidspezifische Trennung möglich

Die Ermittlung der Konzentrationen von Radon und dessen kurzlebigen Zerfallsprodukten in Luft mit einem einzelnen Dosimeter setzt die Einhaltung geometrischer Randbedingungen und die Möglichkeit zur energiespezifischen Auswertung des Kernspurdetektors voraus (Ur 84; Ur 86).

Jede Diffusionskammergeometrie bewirkt je nach Größe ein charakteristisches α -Energiespektrum an der jeweiligen Detektorposition. Damit ergibt sich eine Abhängigkeit des erreichten Radon-Ansprechvermögens des Dosimeters von dem durch das Ätzverfahren erfaßten α -Energiebereich.

Andere passiv integrierende Dosimeter verwenden Aktivkohle zur Radonabsorption. Das absorbierte Radon wird über die γ -Strahlung der Radonzerfallsprodukte entweder direkt während der Expositionszeit mit Hilfe eines Thermolumineszenzdetektors oder nach Sammelende beispielsweise mit Hilfe eines NaJ(Tl)-Detektors gemessen. Nachteilig bei diesem Verfahren ist die Feuchteabhängigkeit der Radonabsorption. Die Expositionszeit für das Dosimeter ohne Thermolumineszenzdetektor ist aufgrund der kurzen Halbwertszeit und wegen der Einstellung des Adsorptions- / Desorptionsgleichgewichts des Radons auf wenige Tage begrenzt.

Das beim Radonzerfall zunächst entstehende Poloniumatom ist im Augenblick seines Entstehens aufgrund der Wechselwirkung des aus dem Kern emittierten α -Teilchens mit Hüllenelektronen elektrisch geladen. Dies gilt auch für die nachfolgenden Zerfallsprodukte. Durch die längere Halbwertszeit und den größeren Anteil von an Aerosole gebundenen Zerfallsprodukten ist die Wahrscheinlichkeit für

einen Ladungsausgleich größer als bei ^{218}Po und der Anteil elektrisch geladener Zerfallsprodukte in Luft kleiner. Vor diesem Hintergrund kommt es für eine gute Reproduzierbarkeit der Messungen entscheidend darauf an, daß die im Dosimeter eingesetzte Kunststoffe elektrisch leitend sind. Oberflächenladungen bewirken eine selektive Deposition geladener Zerfallsprodukte im Bereich hoher Ladungen und können dadurch eine undefinierte Verschiebung des Energiespektrums und damit des Ansprechungsvermögens z. B. bei einer bestimmten Ätzbedingung bewirken.

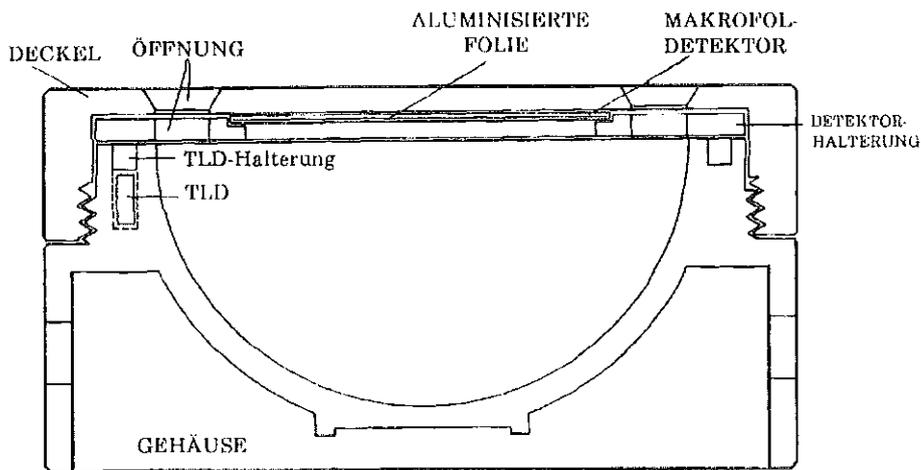


Abb. 6.9: Aufbau des KfK-Radondosimeters (Ur 86)

Das KfK-Radondosimeter (Abb. 6.9, 6.10) erfüllt diese Randbedingungen. Die Dosimereinzelteile sind aus kohlenstoffhaltigem Kunststoff gespritzt. Der MAKROFOL-Kernspurdetektor ist mit einer dünnen ($0,3 \text{ mg/cm}^2$) aluminisierten Folie überzogen. Damit sind alle Dosimeteroberflächen niederohmig miteinander verbunden. Der vom Detektor erfaßte Volumen- und Oberflächenbereich ist durch eine Halbkugel begrenzt. Auf diese Weise wird ein definiertes α -Energiespektrum erreicht. Zur zusätzlichen Bestimmung der externen Strahlenexposition kann das Dosimeter mit Thermolumineszenzdetektoren ausgestattet werden.

Der erfaßte α -Energiebereich hängt hinsichtlich seiner Lage von der im ersten Ätzschritt von der Oberfläche entfernten Schichtdicke, hinsichtlich der Breite des erfaßten Energiefensters von den elektrischen Parametern des zweiten Ätzschrittes ab. Abb. 6.11 verdeutlicht diesen Zusammenhang am Beispiel des KfK-Personendosimeters mit und ohne Filter für unterschiedliche Radonexpositionen und Gleichgewichtsfaktoren. Dargestellt sind jeweils Mittelwerte und Streuungen von vier parallel exponierten Dosimeterpaaren. Für die halbkugelförmige

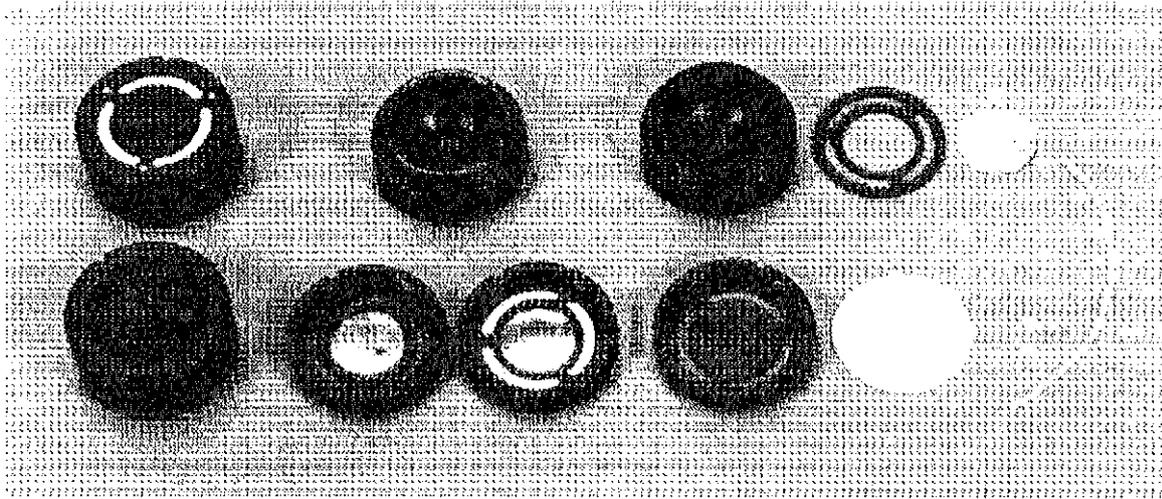


Abb. 6.10: KfK-Radondosimeter (Ur 86)

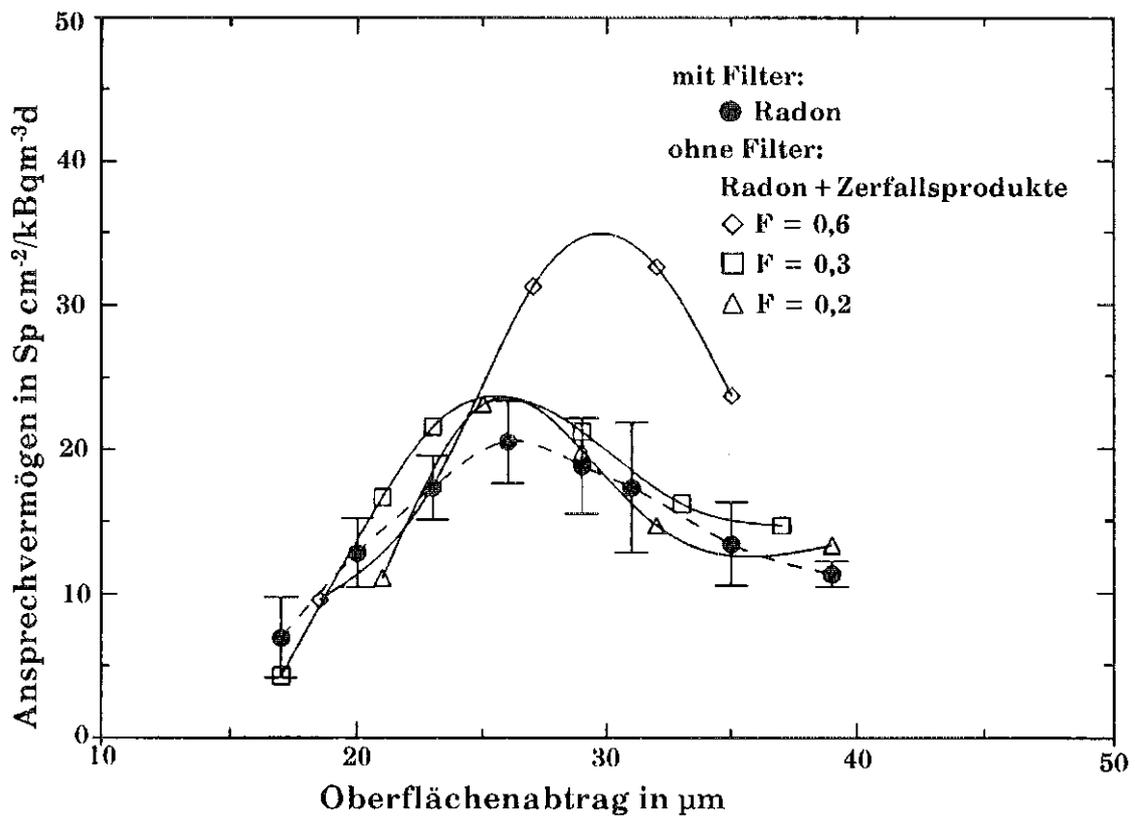


Abb. 6.11: Ansprechvermögen des KfK-Radondosimeters mit und ohne Filter für Radon bei verschiedenen Gleichgewichtszuständen in Abhängigkeit vom Oberflächenabtrag während des Ätzevorgangs

Geometrie (hier Radius 1,5 cm) werden in einer Tiefe von ca. 15 μm von der Detektoroberfläche die ersten Kernspuren von Radon und dessen Zerfallsprodukten erfasst. Im Bereich um 25 μm Tiefe erreicht die Anzahl geätzter Kernspuren auf-

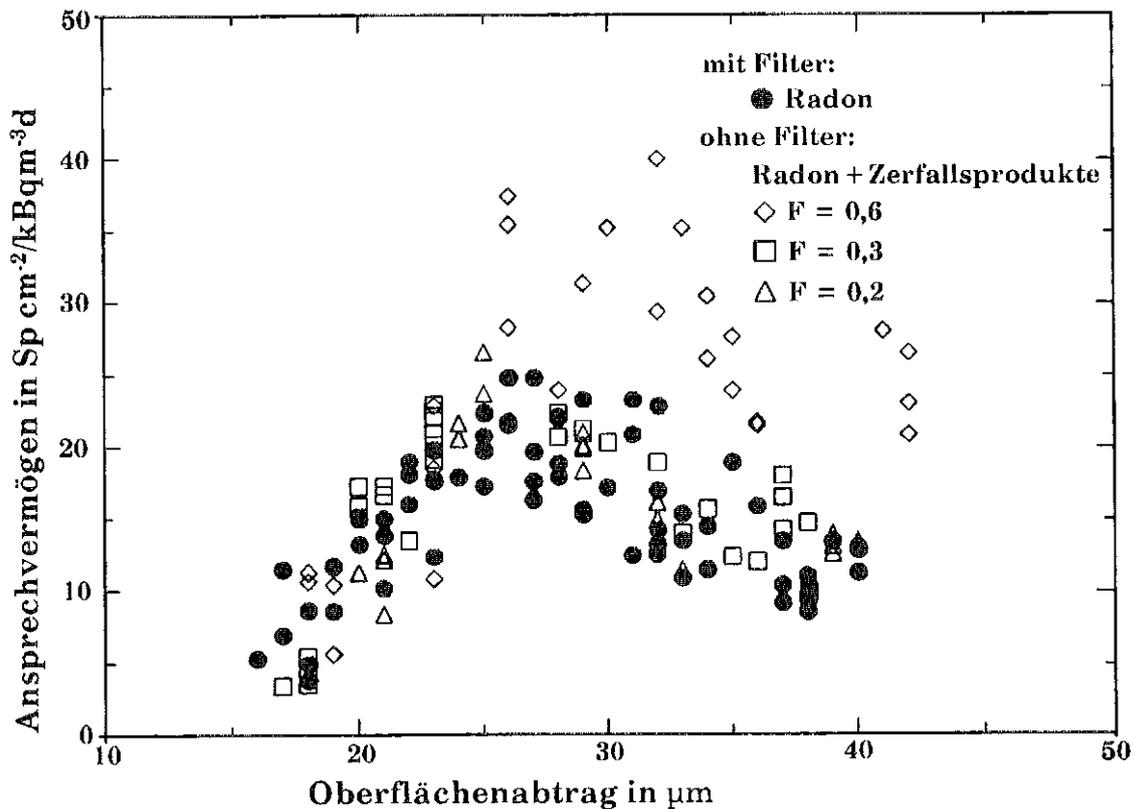


Abb. 6.12: Einzelmeßwerte des Ansprechvermögens des KfK-Radondosimeters in Abhängigkeit vom Oberflächenabtrag während des Ätzvorgangs

grund der Energieverteilung bei dieser Diffusionskammer ihr Maximum und nimmt mit zunehmender Tiefe wieder ab. Optimierte Ätzbedingungen für dieses Dosimeter weisen einen Schichtdickenabtrag von der Detektoroberfläche von ca. 25 μm auf.

Vergleicht man die gemessenen Kernspurdichten für offene und mit einem Filter abgeschlossene Diffusionskammern, ist eine Zunahme der Flächendichte der Kernspuren mit dem Gleichgewichtsfaktor zwischen Radon und dessen kurzlebigen Zerfallsprodukten zu beobachten. Die offene Diffusionskammer ermöglicht im Gegensatz zu der mit einem Filter gegenüber der Umgebungsluft abgeschlossenen Kammer neben dem Edelgas auch einen Aerosolaustausch in die und aus der Kammer. Prinzipiell könnte man daraus ableiten, daß aus der unterschiedlichen Flächendichte der Kernspuren auch ohne energiespezifische Auswertung bei paralleler Exposition von zwei Diffusionskammern, einmal mit und einmal ohne Filter, eine Aussage über den Gleichgewichtszustand in Luft ermöglicht. Die Abb. 6.12 zeigt die Einzelmeßwerte zu Abb. 6.11. Die Auswertung eines einzelnen Dosimeterpaares ergibt scheinbar mehr oder weniger zufällige Gleichgewichtsfaktoren. Damit ist dieses Verfahren zumindest für eine individuelle, personendosimetrische Anwendung nicht brauchbar.

6.4 Meßtechnische Erfassung der Radonausbreitung aus großflächigen Quellen

Der mittelalterliche Erzbergbau, aber auch der Uranabbau in der jüngsten Vergangenheit haben teilweise sehr große Rückstandshalden mit einem höheren Gehalt an natürlichen Radionukliden hinterlassen, die je nach Beschaffenheit und Wetterbedingungen zu nennenswerten Radonfreisetzungen in die Atmosphäre aber auch zu Radioaktivitäts- und Schwermetallkontaminationen von Böden, Oberflächen- und Grundwasser führen können. Ob und in welchem Ausmaß im Einzelfall eine Belastung der Umwelt von diesen Halden ausgehen kann, ist Ziel zahlreicher derzeit laufender und zukünftiger Untersuchungen.

Die meßtechnische Erfassung von Langzeitausbreitungsvorgängen des Edelgases Radon aus diesen großflächigen Quellen ist dabei eine der wesentlichen Aufgaben. Entscheidungen über Abdichtmaßnahmen und eine mögliche künftige Nutzung des Geländes hängen davon ab. Die praktische Erfahrung hat gezeigt, daß es keine realistische Möglichkeit zur Abschätzung der Radonexhalation aus großflächigen Quellen gibt. Eine effektive und vom Aufwand vertretbare Möglichkeit zur meßtechnischen Erfassung der Radonausbreitung ist der Einsatz von passiven integrierenden Radondosimetern. Die Exposition dieser Dosimeter in einer rasterförmigen Anordnung und in einer den orographischen Verhältnissen entsprechenden Stückzahl über einen hinreichend langen Zeitraum ergibt ein verlässliches Bild der tatsächlichen Kontaminationsverteilung, wie die Beispiele der Urangruben Menzenschwand und Lodève (F) und der Erzaufbereitungsanlagen Ellweiler und Urgeiriça (P) zeigen.

Umfangreichste Erfahrungen liegen im Bereich der Uranexplorationsgrube Krunkelbach (Menzenschwand) vor, wo passive Radondosimeter seit 1982 zur Umgebungsüberwachung dienen. Ein Meßnetz ermöglicht die Erfassung der örtlichen Verteilung und des zeitlichen Verlaufs der Radonkonzentration im Einflußbereich der Grube im Krunkelbachtal.

Abb. 6.13 zeigt den jahreszeitlichen Verlauf der Radonkonzentration oberhalb, auf dem Grubengelände und unterhalb der Grube. Deutlich sind erhöhte Konzentrationen im Sommer aufgrund der Exhalation der Betriebshalden zu erkennen, während im Winter überwiegend die Grubenabluft für die erhöhten Radonkonzentrationen verantwortlich ist. Während oberhalb der Grube der Granitboden zu einer nicht von der Grube beeinflussten Radonkonzentration von ca. 20 Bqm⁻³ führt, erstreckt sich der Einfluß der Grube talabwärts besonders im Sommer mit etwa um den Faktor 2 erhöhten Konzentrationen. Der Einfluß der Bodenexhala-

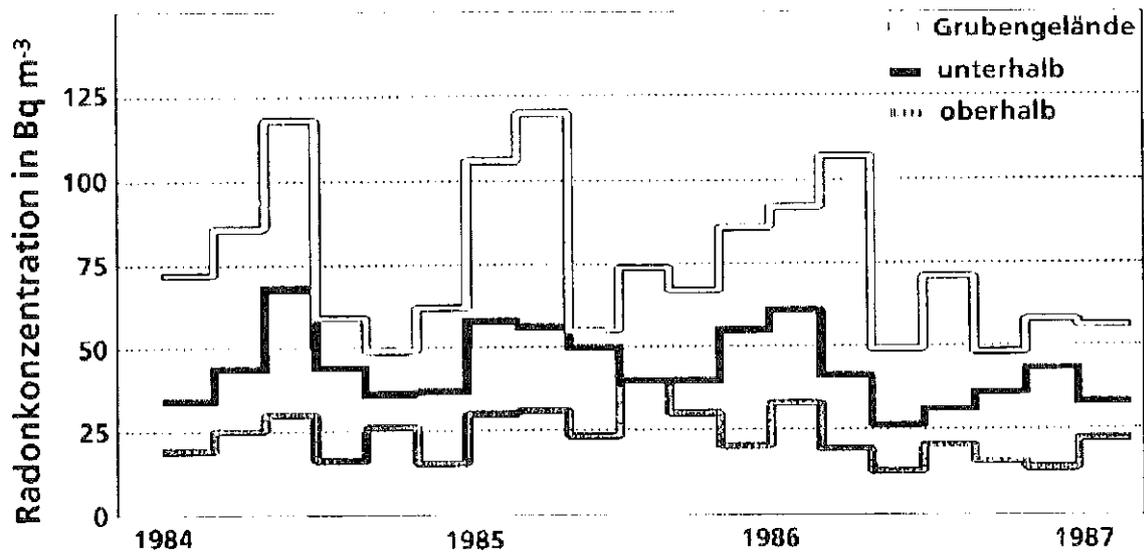


Abb. 6.13: Jahreszeitlicher Verlauf der Radonkonzentration im Bereich der Grube Krunkelbach (Ur 91a)

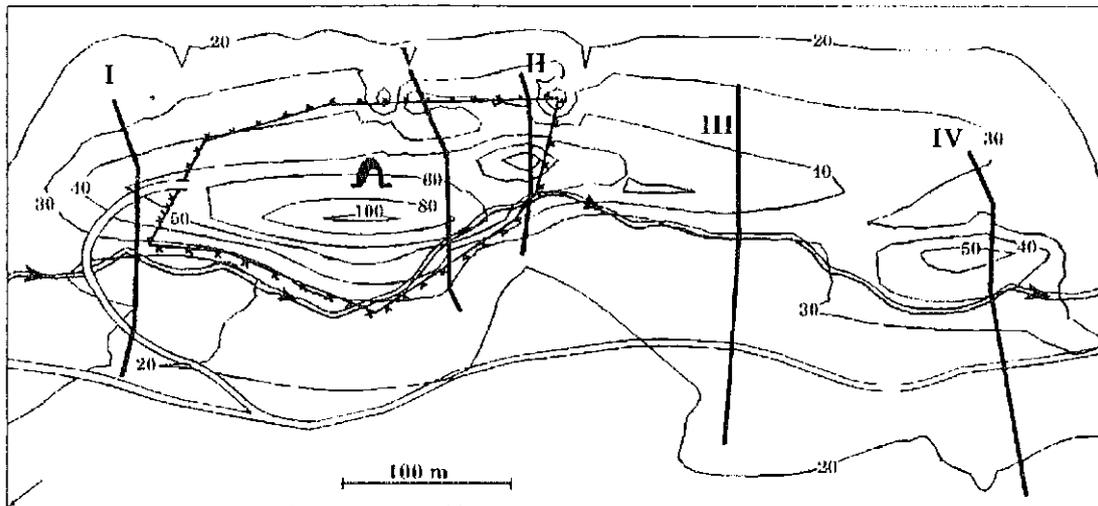
tion wird auch deutlich, wenn man die Übertagekonzentration mit den Daten der Klimastation z. B. für die Bodenfeuchte korreliert. Während Regen- bzw. Frostperioden kann die Radonkonzentration eindeutig dem Quellterm "Abluftkamin" zugeordnet und für die Bestimmung einer ortsspezifischen Ausbreitung herangezogen werden.

Quer zum Tal verlaufende Trassen mit Meßpunktabständen von ca. 20 m zeigen eine typische Verteilung der Radonkonzentration (hier beispielhaft für das erste Quartal 1986) im Grubenbereich (Abb. 6.14, Sc 91).

Weitere Dosimeter wurden entlang der landwirtschaftlichen Nutzungsgrenze des Tals, den Bachlauf entlang und das Tal der einmündenden Feldberger Alb hinauf exponiert, so daß aus etwa 140 Meßpunkten ein zuverlässiges Bild der Radonverteilung erstellt werden konnte.

Abb. 6.15 gibt die Radonkonzentrationsverhältnisse in ca. 2 m über Boden für das Krunkelbachtal im Spätjahr 1987 wieder für eine Integrationszeit von drei Monaten und mit einem Berechnungsraster von 50 x 50 m.

Die höchsten Werte auf dem Grubengelände nehmen nach Westen, Süden und Norden rasch auf die Untergrundwerte ab, während talabwärts der Einfluß der Grube etwa 500 bis 800 m weit zu verfolgen ist bis zum Einfließen von leicht erhöhten Radonkonzentrationen aus dem von Norden einmündenden Tal der Feldberger Alb. Für den Ort Menzenschwand - die Bebauungsgrenze des Hinterdorfes



R = 34.28,44
H = 53.00,31

Abb. 6.14: Örtliche Verteilung der Radonkonzentration im Bereich der Grube Krunkelbach in Bq·m⁻³ (Ur 91a)

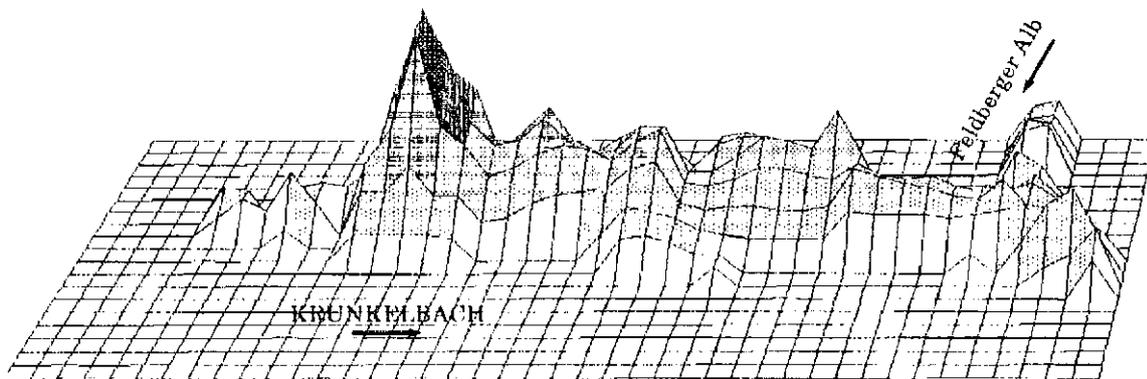


Abb. 6.15: Radonverteilung im Krunkelbachtal (9-12/87), (Ur 91a)

liegt etwas südlicher als die untere rechte Berechnungsgrenze - läßt sich durch diese Messungen eine Beaufschlagung durch Grubenradon sicher ausschließen.

Ein weiteres Beispiel für die meßtechnische Erfassung der langfristigen Radon- ausbreitung aus großflächigen Quellen ist die Urananlage Ellweiler. In dieser Anlage wurde bis Ende 1990 Uranerz aufbereitet. Die Rückstandshalden wurden später mit Hilfe von Plastikplanen und Erdabdeckung (vorläufig) eingeschlossen, eine endgültige Sanierung steht noch aus. Im Sommer 1988 wurde die örtliche Radonverteilung mit Hilfe von über 100 Meßstellen aufgezeigt. Die starke Ausbrei-

tung des Radons talabwärts wird deutlich. Im Zentrum der Abb. 6.16 sind die Hal-
denumrisse zu sehen, zwischen denen - bei Langzeitintegration von 300 bis 400
 Bqm^{-3} - kurzfristig, d. h. mit Integrationszeiten Viertelstundenbereich, Konzen-
trationen von einigen kBqm^{-3} gemessen werden konnten. Diese Unterschiede in
der Radonkonzentration je nach Integrationszeit bei der Messung verdeutlichen
das Erfordernis der Langzeitmessung, wenn eine Fehleinschätzung der tatsächli-
chen Exposition vermieden werden soll. Eine Weiterführung dieser Messungen
auch nach Durchführung der vorläufigen Sanierungsmaßnahmen haben nur noch
geringe mittlere Radonkonzentrationen ergeben und den Erfolg dieser Maßnahme
bestätigt.

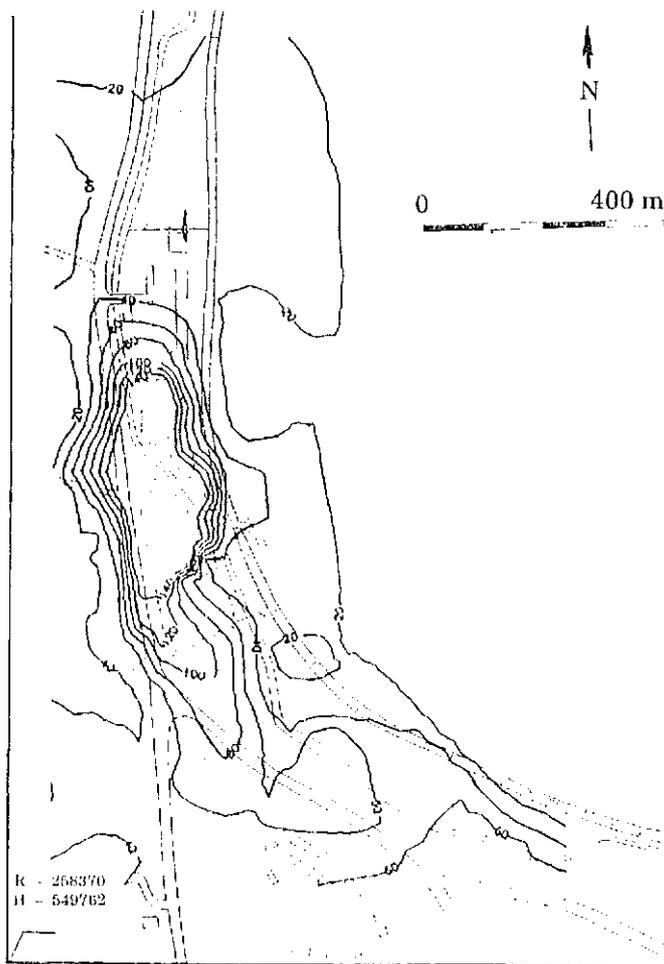


Abb. 6.16: Radonverteilung im Bereich der ehemaligen Urananlage
Ellweiler (Sommer 1988) in Bq/m^3 (Ur 91a)

Ein für die Lage der Meßpunkte äußerst wichtiger Parameter ist das Mikroklima
in Bodennähe, verantwortlich für die mehr oder weniger rasche Verdünnung mit
radonarmer Luft. Ein Höhenprofil, gemessen von 0,2 bis ca. 15 m über Boden, ist
sehr oft spezifisch für die nähere Umgebung der Radonflächenquelle und wichtig

für die Beurteilung der in 1,7 bis 2 m Höhe gemessenen Konzentrationen. Nicht ausschließlich die Niederschlagsmenge, sondern die Niederschlagshäufigkeit ist ein Haupteinflußparameter wie die Windstille und Windrichtung; auch Orographie, Bodenbewuchs und örtliches Kleinklima beeinflussen die Radonkonzentration wesentlich.

Ein sorgfältig ausgewähltes, ausreichend dichtes Meßnetz mit passiven, integrierenden Radondosimetern ist in der Lage, unter den unterschiedlichsten lokalen Bedingungen Ausbreitungscharakteristika für das Edelgas Radon zu bestimmen. Ein Ergebnis haben die Messungen in Menzenschwand mit seiner Lage in einem engen Hochtal, in Ellweiler in einem flachen Mittelgebirgstal und in Lodève in einem großräumig dem semi-ariden Mittelmeerklima ausgesetzten Bereich gemeinsam. Die bodennahe Verdünnung der aus unterschiedlich starken Quellen stammenden Radonkonzentration erfolgt außerordentlich rasch. Quer zur Hauptabflußrichtung beträgt die "Halbwertslänge" zwischen 10 und 50 m. In Hauptwindrichtung ergibt sich, daß nach Distanzen von 3 bis 5 Quelldurchmessern keine Unterscheidung zwischen eingetragener Backgroundkonzentration und abwindigen Umgebungswerten mehr möglich ist. Im Fall von Menzenschwand betrug die talabwärts verfolgbare Konzentrationserhöhung ca. 500 m, für Ellweiler etwa 800 m und für Lodève 2 bis 3 km.

6.5 Passives Radonpersonendosimeter und dessen Einsatz im Arbeitsschutz am Beispiel Bergbau

In Übereinstimmung mit Artikel 31 des Euratom-Vertrages werden zur Zeit die Grundnormen für den Gesundheitsschutz der allgemeinen Bevölkerung und der Beschäftigten in bezug auf ionisierende Strahlen erarbeitet. In Abschnitt VII des Entwurfs, der die Exposition durch natürliche Strahlung am Arbeitsplatz zum Inhalt hat, werden - neben der Festlegung der Grenzwerte in Artikel 44 - entsprechende Erhebungsmessungen vorgeschrieben, um solche Arbeitsplätze und Einrichtungen herauszufinden, die einer signifikanten Exposition durch Radon und seiner Folgeprodukte ausgesetzt sind. Derartige Arbeitsplätze, auch außerhalb des Kernbrennstoffkreislaufes sind vor allem untertage und in medizinisch balneologischen Bereichen zu erwarten (Sc 91). Wird bei diesen Erhebungsmessungen eine signifikante Radonexposition ermittelt, sind weitere Maßnahmen zu ergreifen wie Sanierungen zur Reduktion der Radonkonzentrationen und eine dosimetrische Überwachung der betroffenen Personen.

Zu den am höchsten exponierten Berufsgruppen überhaupt gehören die Bergleute. Es gibt mehrere Möglichkeiten, deren (berufliche) Strahlenexposition unterta-

ge zu bestimmen. Eine Möglichkeit ist die regelmäßige, (mehrfach) arbeitstäglich durchgeführte Kurzzeitmessung der Radonkonzentration und gelegentlich der γ -Dosisleistung an den jeweiligen Arbeitsplätzen in Verbindung mit einer zuverlässigen personenspezifischen Dokumentation der Aufenthaltszeiten am jeweiligen Arbeitsort. Ein Hauptproblem ist bei dieser Vorgehensweise, daß untertage starke Konzentrations- und Dosisleistungsschwankungen in Abhängigkeit von der aktuellen Art der Arbeiten und vor allem vom Aufenthaltsort vorliegen können (Abb. 6.17). Eine Berücksichtigung der Konzentrationsschwankungen an einem Ort kann durch den Einsatz integrierender Verfahren erfolgen. Unter Arbeitsschutzgesichtspunkten ist eine möglichst reale Ermittlung der Strahlenexposition neben anderen wie zum Beispiel durch Staub für jede einzelne Person unabdingbar. Wenn die Bewegungsfreiheit der Bergarbeiter nicht eingeschränkt werden soll, was bei bestimmten Tätigkeiten wie der des Aufsichts- oder Wartungspersonals nicht möglich ist, und ein flexibler Personaleinsatz erfolgen soll, ist nur eine individuelle Überwachung jeder einzelnen Person zufriedenstellend, unabhängig von den für die Arbeitsplatzfreigabe erforderlichen Kurzzeitmessungen. Ein direkter Vergleich der mit beiden Vorgehensweisen ermittelten Strahlenexpositionen untertage durch die Inhalation von Radon und dessen kurzlebigen Zerfallsprodukten zeigt keinen erkennbaren Zusammenhang (Abb. 6.18).

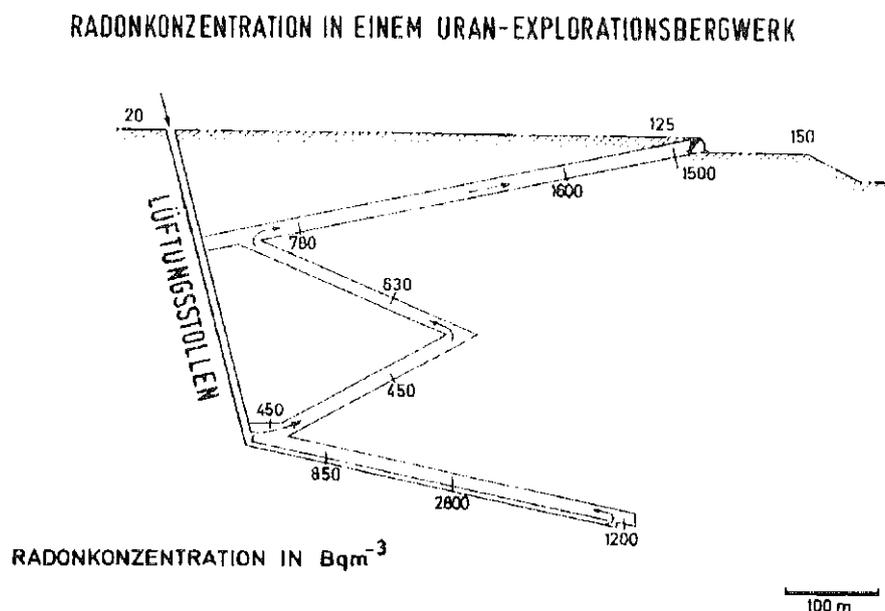


Abb. 6.17 Lokale Unterschiede der Radonkonzentration in einer Uran-Explorationsgrube (Ur 84c)

Diese Forderungen werden durch den Einsatz von individuellen Personendosimetern erfüllt. Es gibt speziell für den Einsatz untertage eine ganze Reihe von Perso-

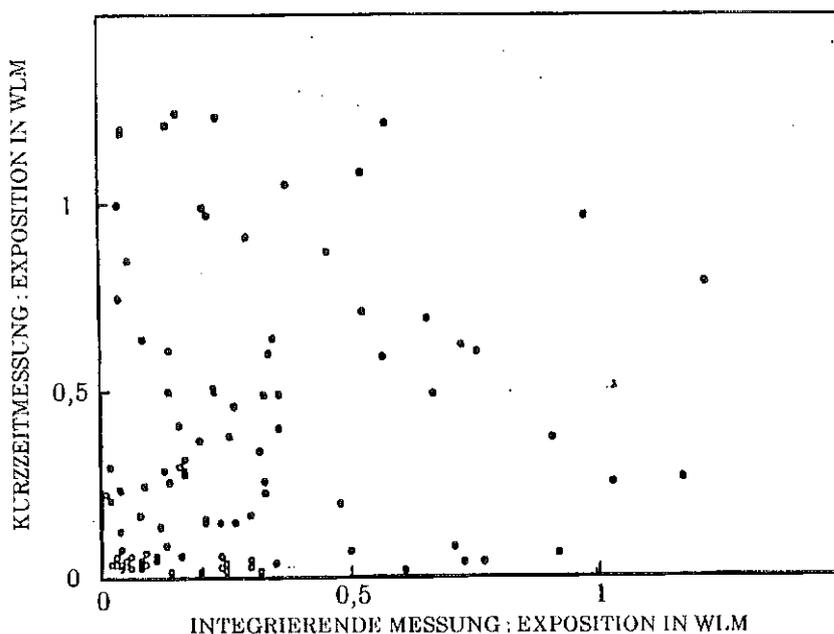


Abb. 6.18 Vergleich der Strahlenexposition untertage durch die Inhalation von Radon und dessen kurzlebigen Zerfallsprodukten, ermittelt aus Kurzzeitmessungen unter Berücksichtigung der Aufenthaltszeit am jeweiligen Arbeitsplatz und mit Hilfe passiver integrierender Personendosimeter (Sc 86)

nendosimetern zur Erfassung der Expositionen durch Radon und γ -Strahlung. Diese Dosimeter unterscheiden sich hinsichtlich ihres Aufbaus und ihrer Effektivität.

Bei hoher Staub- und Feuchtigkeitsbelastung der Arbeitsumgebung sind aktive Verfahren stark störanfällig. Schwankungen des Luftdurchsatzes durch unterschiedliche Belegung des Filters können das Meßergebnis beliebig verfälschen (Sc 86a). Abhilfe schafft eine Regelung des Luftdurchsatzes oder zumindest eine Volumenstrommessung.

Ein passives Personendosimeter hat diese Nachteile nicht. Es wird z. B. in den Schutzhelm so eingebaut, daß die Dosimeteröffnung, durch die der Gas- bzw. Aerosolaustausch stattfindet, in das Innere des Helms zeigt (Abb. 6.19). Dadurch ist das Dosimeter mechanisch und gegen direkte Staub- und Spritzwassereinwirkungen geschützt. Bei hoher Staub- oder Feuchtigkeitsbelastung der Umgebung kann das Dosimeter durch ein hydrophobes Glasfaserfilter abgeschlossen werden, das ein Benetzen des Dosimeterinnern ebenso verhindert wie das Eindringen von Staub. Dadurch wird auch unter rauen Arbeitsbedingungen eine sichere Messung gewährleistet.

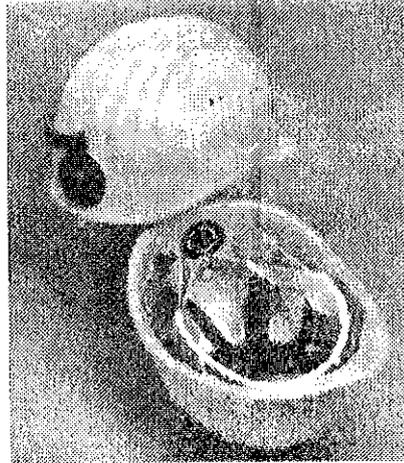


Abb. 6.19: Im Helm integriertes passives KfK-Radondosimeter (Ur 88)

Nachteilig beim Einsatz passiver integrierender Detektoren ist, daß diese auch außerhalb der Arbeitszeit am Aufbewahrungsort α -Teilchen registrieren und damit die Radonkonzentration weiter integrieren. Um diesen Anteil der überwachten Person nicht als Radonexposition anzulasten, muß dieser Anteil getrennt erfaßt und vom Meßwert des Dosimeters subtrahiert werden. Es ist sinnvoll, als Aufbewahrungsort für passive integrierende Radonpersonendosimeter außerhalb der Arbeitszeit eine Stelle mit vergleichsweise geringen Radonkonzentrationen zu wählen. Die Ermittlung der individuellen Radonexposition geschieht wie folgt (Ur 88):

$$E_{Rn} = E_{Rn, Pers} - E_{Rn, Kontr.} \left(1 - \frac{T_s}{T}\right)$$

Dabei sind:

- E_{Rn} : individuelle Radonexposition
- $E_{Rn, Pers.}$: vom Personendosimeter angezeigte Radonexposition
- $E_{Rn, Kontr.}$: vom Kontrolldosimeter angezeigte Radonexposition
- T_s : Gesamtarbeitszeit
- T : Gesamtexpositionszeit des Personendosimeters.

Für die Kontrolle der Einhaltung des Grenzwerts für die Strahlenexposition der überwachten Person ist eine gewichtete Summation der Einzelbeiträge aller Expositionsarten erforderlich. Für das Beispiel Uranbergbau geschieht dies wie folgt (ICRP 47):

Wichtungsfaktor ist der Einzelgrenzwert für die jeweilige Einzelexposition

$$\frac{H_{E,ext}}{0,05 Sv} + \frac{H_{Rn}}{0,02 J} + \frac{H_{Tn}}{0,06 J} + \frac{I_U}{1700 Bq} + \frac{I_{Th}}{380 Bq} \leq 1$$

Dabei sind:

- $H_{E,ext}$: effektive γ -Äquivalentdosis
- H_{Rn} : potentielle α -Energieexposition, ^{222}Rn und Zerfallsprodukte
- H_{Tn} : potentielle α -Energieexposition, ^{220}Rn und Zerfallsprodukte
- I_U : in den Körper aufgenommene Aktivität von Uran und dessen Folgeprodukten
- I_{Th} : in den Körper aufgenommene Aktivität von Thorium und dessen Folgeprodukten .

7. Zusammenfassung

Es gibt eine Vielzahl von elektrisch nichtleitenden Materialien, die die Eigenschaft besitzen, die Bahnen von α -Teilchen, von neutroneninduzierten Rückstoßkernen und anderen schweren Teilchen zu registrieren. Unter der Voraussetzung, daß diese Kernspuren hinreichend lange als solche gespeichert werden können, also "stabil" sind, und nach Ende der Exposition ausgewertet werden können, eignen sich diese Materialien als Kernspurdetektoren. Klassische Einsatzgebiete für derartige Detektoren liegen auf dem Gebiet der Hochenergie- und Astrophysik, Mineraliendatierung und Mikrofilterherstellung sowie im dosimetrischen Nachweis von schnellen Neutronen und α -Teilchen.

Nicht alle Materialien, die diese Voraussetzungen erfüllen, eignen sich für einen routinemäßigen Einsatz in großen Stückzahlen. In diesem Fall kommen Forderungen nach stabilen dosimetrischen Eigenschaften, einfacher Auswertbarkeit, gleichbleibender Qualität über unterschiedliche Produktionschargen, u. a. hinzu. Die überwiegende Mehrzahl der im Arbeits-, Strahlen- und Umweltschutz eingesetzten Materialien sind Polycarbonate und Cellulosenitrate. Die größte praktische Bedeutung haben Biphenyl-A-Polycarbonat und Allyldiglycolpolycarbonat erlangt.

Die Vorteile von Biphenyl-A-Polycarbonat als großtechnisch produzierter Industriefolie liegen bei ausreichend hohem Ansprechvermögen für α -Teilchen und neutroneninduzierte Rückstoßkerne in den in weitgehend chargenunabhängigen konstanten dosimetrischen Eigenschaften, in einer hinreichend kleinen Anzahl von nicht strahleninduzierten Kernspuren ("Signal-Rausch-Verhältnis"), einer hohen Stabilität der Kernspuren auch bei wechselnden Umwelteinflüssen wie Temperaturschwankungen und Feuchtigkeit. Für den Nachweis von schnellen Neutronen weist Biphenyl-A-Polycarbonat eine untere Energieschwelle bei ca. 2 MeV auf.

Allyldiglycolpolycarbonat zeichnet sich in erster Linie durch ein hervorragendes Ansprechvermögen für schnelle Neutronen schon bei Energien ab 20 keV und in einem weiten Energiebereich für α -Teilchen aus. Dieses Material wird eigens für dosimetrische Zwecke optimiert hergestellt. Großtechnisch für optische Anwendungen produziertes Material eignet sich als Kernspurdetektor nicht. Auch Allyldiglycolpolycarbonat zeigt bei sorgfältiger Auswahl und Handhabung der verwendeten Charge einen hinreichend kleinen Anteil an nichtstrahleninduzierten Kernspuren sowie einen hohen Grad an Stabilität der Kernspuren bei wechselnden Umwelteinflüssen.

Kernspuren haben einen Durchmesser von ca. 5 - 10 nm. Zur technisch einfacheren Messung der Kernspurflächendichte als Maß für den über die Expositionszeit integrierten Teilchenfluß werden die Kernspuren durch geeignete Ätzverfahren vergrößert. Diese Ätzverfahren nutzen die im Vergleich zur ungestörten Oberfläche höhere Reaktivität der durch den Teilcheneinschlag gestörten Bereiche des Detektormaterials. Bei Polycarbonaten lösen Hydroxylionen eine C-O-Bindung im Bereich der Esterbrücke unter Bildung von Carbonationen. Die erforderliche Konzentration von Hydroxylionen für die Hydrolysereaktion liefern Laugen hoher Basizität oder organische Amine. Die Ätzgeschwindigkeit hängt von der Aktivität der Hydroxylionen, der Konzentration des Lösungsmittels und der Temperatur ab. Die Durchmesser der Kernspuren nach dem chemischen Ätzvorgang liegen bei 1 - 10 µm.

Wird dem Ätzvorgang ein elektrisches Wechselfeld von einigen kV/cm und Frequenzen bis zu 10 kHz überlagert, bewirken elektromechanische Spannungen im Bereich der Kernspur eine weitere baumstrukturartige Zerstörung des Detektormaterials ("electrical treeing"). Bei einer optischen Messung der Flächendichte erscheinen die Kernspuren auf den Durchmesser der Baumstruktur, 50 - 200 µm vergrößert. Die Wachstumsrate dieser Baumstruktur ist u. a. von der elektrischen Feldstärke und der Frequenz abhängig.

Die Auswahl des Ätzverfahrens hat einen entscheidenden Einfluß auf die dosimetrischen Eigenschaften. Bei einem chemischen Ätzverfahren lassen sich aus der Größe und dem Achsenverhältnis der ellipsenförmig erscheinenden Kernspuren Aussagen über Teilchenart, Energie und Einfallrichtung ableiten. Mit zunehmender Ätzzeit flachen die Ränder der Kernspur zur Oberfläche hin immer mehr ab, bis die Kernspur gänzlich verschwindet.

Bei einem elektrochemischen Ätzverfahren verhindert eine ständig mitwachsende Baumstruktur den Verlust der Kernspur. Ein gezielter Schichtdickenabtrag von der Oberfläche des Detektors vor dem die Kernspur vergrößernden elektrochemischen Ätzschritt ermöglicht eine selektive Erfassung von Kernspuren in einer bestimmten Tiefe des Detektors. Diese Technik bietet die Möglichkeit, für einen konkreten Anwendungsfall eine untere Energieschwelle für das Ansprechvermögen des Detektors vorzugeben und damit ein günstigeres Signal-Rauschverhältnis zu erreichen.

Wird im ersten Ätzschritt ein Wechselfeld niedriger Frequenz eingesetzt, kann der bei einem rein chemischen Ätzschritt auftretende Verlust an Kernspuren bei zunehmender Ätzzeit bzw. -tiefe durch das Entstehen kleiner Baumstrukturen um die Kernspur vermieden werden. Auf diese Art kann eine Erhöhung des An-

sprechvermögens des Detektors und eine Ausweitung des erfaßten Energiebereichs erreicht werden. Nachteilig auf das Signal-Rauschverhältnis kann sich auswirken, daß bei dieser Art der Auswertung auch die Anzahl nichtstrahleninduzierter Kernspuren zunimmt.

Eine Kombination der beiden Techniken, untere Energieschwelle und nach oben erweiterter Energiebereich, zu einem dreistufigen Ätzverfahren kann im Einzelfall Vorteile bringen.

Die Messung der Kernspurflächendichte als Maß für die Exposition erfolgt in den meisten Anwendungsfällen über ein manuelles oder automatisiertes optisches Zählen. Daneben finden Funkenzähler, Szintillationsverfahren und die Messung elektrischer Größen während des Ätzvorgangs Anwendung.

Bei dünnen Kernspurdetektoren ist eine Auswertung mit einem Funkenzähler möglich. Der "perforierte" Detektor wird mit einer dünnen Aluminiumschicht versehen. Zwischen zwei Elektroden erfolgt bei jeder Kernspur eine Funkenentladung, wobei jeweils die Aluminiumschicht verdampft. Die Anzahl der Entladungen wird gezählt.

Bei Szintillationsverfahren werden die geätzten Kernspuren mit einer ZnS(Ag)-Paste gefüllt. Der so präparierte Detektor wird mit einer α -Quelle bestrahlt, die entstehenden Lichtblitze werden gezählt.

Eine elektrische Auswertemöglichkeit der Kernspurdetektoren besteht in der Messung des Kapazitätsverlaufes in der Ätzzelle während des Ätzvorgangs. Die Kapazität nimmt mit der Anzahl und der Größe der Kernspuren zu.

Ein genereller Nachteil aller Auswerteverfahren ist das Auftreten eines Sättigungseffektes bei hohen Flächendichten. Der lineare Bereich endet bei 10^6 Kernspuren pro cm^2 für ein chemisches Ätzverfahren und bei 800 - 1000 Kernspuren pro cm^2 für ein ein- oder mehrstufiges elektrochemisches Ätzverfahren. Eine manuelle Auswertung oder die Messung der Größenverteilung erlaubt eine Berücksichtigung von Mehrfachkernspuren und so die Erweiterung des Linearitätsbereichs um 20 - 30 %.

Die Kenntnis der dosimetrischen Eigenschaften unterschiedlicher Kernspurdetektoren in Abhängigkeit von den Auswertebedingungen ist eine wesentliche Voraussetzung für deren optimierten Einsatz.

Im Arbeits-, Strahlen- und Umweltschutz werden Kernspurdetektoren zur über längere Zeiträume integrierten Messung der Neutronenäquivalentdosis und der Konzentration von Radon und dessen kurzlebigen Zerfallsprodukten in Luft eingesetzt. Schnelle Neutronen werden in einer Moderatorokugel abgebremst und mit

Hilfe von Kernspurdetektoren im Kontakt mit B(n, α)-Konvertern unabhängig von der Photonendosisleistung nachgewiesen. Mit diesem Verfahren können Neutronenäquivalentdosen von weniger als 2 μ Sv sicher gemessen werden. Im Arbeitsschutz werden Kernspurdetektoren eingesetzt, um eine annähernd von der Energie unabhängige Messung von Neutronendosen zu ermöglichen. Im Albedo-neutronendosimeter ergänzen Kernspurdetektoren thermische Neutronen messende Detektoren um den Energiebereich schneller Neutronen.

Der zahlenmäßig größte Einsatz von Kernspurdetektoren erfolgt bei der Messung der Radon- und Zerfallsproduktkonzentration in Luft. Es gibt verschiedene, sich prinzipiell unterscheidende Dosimetertypen, mit und ohne den Detektor umgebende Gehäuse, mit und ohne den Detektor zur Umgebungsluft hin abschließende Filter. Die Eingangsgröße in das Dosimeter ist bei der mit einem Filter abgeschlossenen Konstruktion nur das Edelgas, in der offenen Version Edelgas plus Zerfallsprodukte und Aerosole. Das Ansprechvermögen des Dosimeters hängt vom geometrischen Aufbau und der Ätztechnik ab. Erfahrungen haben gezeigt, daß mit Filter geschlossene Dosimeter eine erheblich geringere Meßunsicherheit aufweisen als offene.

Im Umweltschutz werden Radondosimeter zu Erhebungsmessungen in Häusern und im Freien sowie zur Überwachung von natürlichen oder anthropogen kontaminierten, Radon exhaliierenden Flächen eingesetzt, im Arbeitsschutz als Dosimeter zur Personenüberwachung.

Die biologische Wirkung ionisierender Strahlung und das sich daraus ergebende Risiko ist besonders im Bereich "kleiner" Dosen bis heute nicht endgültig geklärt. Die Mehrzahl epidemiologischer Daten stammen von teilweise noch nicht abgeschlossenen Untersuchungen an Personengruppen mit "mittleren" und "höheren" Strahlenexpositionen. Risikoabschätzungen im Bereich "kleiner" Dosen sind auf eine Extrapolation vorhandener Daten angewiesen.

Natürliche Radionuklide liefern im Mittel den größten Beitrag zur Strahlenexposition des Menschen. Derzeit gibt es weltweit auf dieser Basis eine Vielzahl von epidemiologischen Untersuchungen im Bereich "kleiner" und "kleinster" Dosen, die Dosimeter mit Kernspurdetektoren zur Ermittlung individueller Expositionsdaten einsetzen.

8. Abbildungen

- Abb. 1.1: Schematische Darstellung der Übertragungswege zwischen den in die Atmosphäre abgeleiteten radioaktiven Stoffen und dem Menschen
- Abb. 1.2: Strahlenexposition des Menschen durch Radionuklide im Boden
- Abb. 1.3: Strahlenexposition des Menschen durch Radionuklide in Wasser
- Abb. 1.4: Radonkonzentration in Wohnhäusern in verschiedenen Regionen Deutschlands
- Abb. 1.5: Überblick über die Abgabe radioaktiver Stoffe mit der Abluft aus Kernkraftwerken, bezogen auf die jeweilige Stromproduktion in den alten Bundesländern
- Abb. 1.6: Überblick über die Abgabe radioaktiver Stoffe mit dem Abwasser aus Kernkraftwerken, bezogen auf die jeweilige Stromproduktion
- Abb. 1.7: Umgebungsüberwachungsprogramm für einen fiktiven Standort eines Kernkraftwerkes
- Abb. 1.8: ^{137}Cs im Menschen / Karlsruher Referenzgruppe
- Abb. 1.9: Anzahl der durch Amtliche Meßstellen überwachten beruflich strahlenexponierten Personen
- Abb. 1.10: Jahreskollektivdosis in verschiedenen Arbeitsbereichen in den alten Bundesländern
- Abb. 1.11: Strahlenbiologische Wirkungskette
- Abb. 1.12: Schematische Darstellung von Hoch-LET- und Nieder-LET Spuren, die einen Chromatinabschnitt durchlaufen
- Abb. 1.13: Relativer Anteil überlebender Zellen als Funktion der Dosis
- Abb. 1.14: Typische Dosiseffektbeziehung für deterministische Effekte in einer Population
- Abb. 1.15: Krebshäufigkeit als Funktion der Dosis, qualitative Beschreibungsmöglichkeiten
- Abb. 1.16: Formen von Dosisbeziehungen stochastischer Effekte bei Nieder-LET und Hoch-LET Strahlung
- Abb. 1.17: Additives und multiplikatives zeitliches Extrapolationsmodell für die zusätzliche Sterberate nach einer einmaligen Strahlenexposition
- Abb. 1.18: Lungenkrebsrisiko bei verschiedenen Gruppen von Bergarbeitern
- Abb. 1.19: Schematische Darstellung des Begriffs "kleine Dosis" am Beispiel ^{60}Co exponierter Zellen

- Abb. 1.20: "Tätigkeit" und "Intervention" und deren Auswirkungen auf die Dosisleistung als Funktion der Zeit
- Abb. 1.21: Dosis-Risiko Zusammenhang und Kosten für eine Reduktion des Risikos
- Abb. 1.22: Risikokonzept der ICRP
- Abb. 1.23: Jährliches Sterberisiko als Funktion des Lebensalters durch strahleninduzierten Krebs bei verschiedenen jährlichen Expositionen
- Abb. 1.24: Vergleich des möglichen Lungenrisikos durch Radon in Häusern mit anderen, zivilisatorischen und natürlichen Risiken unseres Lebens
- Abb. 1.25: Mechanistisches Modell zur Entwicklung von Beziehungen zwischen Exposition, Körperdosen und der biologischen Wirksamkeit von Chemikalien
- Abb. 2.1: Geätzte Kernspur für senkrecht einfallendes Teilchen
- Abb. 2.2: Monomerstruktur verschiedener Ausgangsverbindungen für Kernspurdetektormaterialien
- Abb. 2.3: Chemischer Ätzzvorgang am Beispiel Biphenyl-A-Polycarbonat
- Abb. 2.4: Chemischer Ätzzvorgang am Beispiel Diethylenglycoldiallylcarbonat
- Abb. 2.5: Schematische Darstellung chemisch geätzter Kernspuren am Beispiel von Rückstoßprotonen nach verschiedenen Ätzzeiten
- Abb. 2.6: Abhängigkeit der Oberflächenätzgeschwindigkeit für Biphenyl-A-Polycarbonat von der OH⁻-Konzentration in NaOH und KOH
- Abb. 2.7: Oberflächenabtrag bei unterschiedlichen Chargen Biphenyl-A-Polycarbonat als Funktion der chemischen Ätzzeit
- Abb. 2.8: Charakteristische Trennung eng benachbarter elektrochemisch geätzter Kernspuren
- Abb. 2.9: Elektrochemisch geätzte Kernspuren:
- Schematische Darstellung am Beispiel von Rückstoßprotonen nach verschiedenen Ätzzeiten
- Kernspur und deren Schnitt senkrecht zur Detektoroberfläche
- Abb. 2.10: Typischer Wachstumsverlauf elektrochemisch geätzter Kernspuren:
- Definition unabhängiger Modellparameter am zeitlichen Verlauf der Tiefe der Kernspur
- deren zeitliche Ableitung als Darstellung der Wachstumsgeschwindigkeit
- Abb. 2.11: Kernspurdurchmesser und -tiefe für 0,5 und 3,5 MeV α -Teilchen bei elektrochemisch geätztem Biphenyl-A-Polycarbonat
- Abb. 2.12: Schnitt durch Ätzplatte
- Abb. 2.13: Schnitt durch ein Ätzpaket
- Abb. 2.14: Ätzpaket im Rahmen

- Abb. 2.15: Fading von α -Teilchenspuren in elektrochemisch geätztem MAKROFOL Detektor für verschiedene, relative Feuchtigkeiten bei 50 °C
- Abb. 2.16: Kurzzeit-Fading von α -Teilchen-Kernspuren in Biphenyl-A-Polycarbonat nach 48 h Lagerung bei verschiedenen Temperaturen
- Abb. 2.17: Veränderung des Neutronenansprechvermögens in Abhängigkeit von der Lagerzeit in Luft und Stickstoff
- Abb. 2.18: Fading von CR 39 Detektoren in Abhängigkeit von der Lagerzeit in Stickstoff
- Abb. 2.19: Nulleffekt von CR 39 Detektoren in Abhängigkeit von der Lagerzeit in Luft und Stickstoff
- Abb. 2.20: Einfluß verschiedener Ethanolanteile und verschiedener Temperaturen auf die Spurendichte von im KfK-Radondosimeter bestrahltem Biphenyl-A-Polycarbonat (MAKROFOL)
- Abb. 2.21: Einfluß der Hydroxidkonzentration auf die Spurendichte von im KfK-Radondosimeter bestrahltem Biphenyl-A-Polycarbonat (MAKROFOL)
- Abb. 2.22: Einfluß der Vorätzzeit auf die Spurendichte von im KfK-Radondosimeter bestrahltem Biphenyl-A-Polycarbonat (MAKROFOL)
- Abb. 3.1: Bildkopie von elektrochemisch geätzten α -Kernspuren in MAKROFOL bei 20facher Vergrößerung
- Abb. 3.2: Vergleich von manuell und mittels Zellkoloniezählgerät ausgewerteten Kernspuren in elektrochemisch geätzten MAKROFOL-Detektoren
- Abb. 3.3: Ablaufschema zur Einstellung eines optimalen Grauwerts
- Abb. 3.4: Linearität / Sättigung bei der optischen Auswertung von Kernspuren
- Abb. 3.5: Auffinden der Größenverteilungen von Einfach- und Mehrfachkernspuren durch Korrelation des gemessenen Spektrums mit einem gaußverteilten Einheitsspektrum
- Abb. 3.6: Vergleich des gemessenen Spektrums mit dem mit Hilfe des Modells berechneten Spektrum
- Abb. 3.7: Beispiel für Detektor - Elektrodenanordnung bei einem Funkenzähler
- Abb. 3.8: Szintillationsverfahren zur Auswertung von geätzten Kernspuren
- Abb. 3.9: Szintillationszählrate als Funktion der Fluenz von α -Teilchen in einem unterschiedlich lange chemisch geätzten CR 39-Detektor
- Abb. 3.10: Beispiel für eine Kalibrierung eines Radondosimeters
- Abb. 3.11: Beispiel für die Meßunsicherheit bei MAKROFOL, LR 115 und CR 39 Kernspurdetektoren in Abhängigkeit von der Radon-

exposition im Vergleich zum statistischen Zählfehler, exponiert im KfK-Radondosimeter

- Abb. 3.12: Meßunsicherheit als Funktion der Radonexposition im Vergleich mit gemessenen Werten (MAKROFOL).
- Abb. 4.1: Reduzierte Fläche des Plattenkondensators eines Kernspurdetektors
- Abb. 4.2: Schematischer Verlauf der Dosimeterauswertung
- Abb. 4.3: Aufbau eines elektrochemischen Ätzsystems zur Messung der strahleninduzierten Kapazität als Maß für die Exposition
- Abb. 4.4: Ersatzschaltbild der Ätzzelle und seine äußere Beschaltung
- Abb. 4.5: Vollständiges Elektrodenersatzschaltbild
- Abb. 4.6: Reduziertes Elektrodenersatzschaltbild
- Abb. 4.7: Schaltbild der Ätzzelle unter Berücksichtigung des reduzierten Elektrodenersatzschaltbildes
- Abb. 4.8: Reduziertes Schaltbild der Ätzzelle und ihrer Beschaltung
- Abb. 4.9: Blockdiagramm der Instrumentierung zur Erfassung der Kapazitätsänderungen der Detektoren
- Abb. 4.10: Blockdiagramm der Meßschaltung
- Abb. 4.11: Blockdiagramm der Phasendetektion
- Abb. 4.12: Zeitlicher Kapazitätsverlauf eines elektrochemisch geätzten, bestrahlten und unbestrahlten Kernspurdetektors
- Abb. 5.1: Wirkungsquerschnitte für ^{10}B und ^6Li bei unterschiedlichen Neutronenenergien
- Abb. 5.2: Reichweite von schweren Rückstoßkernen, α -Teilchen und Rückstoßprotonen in CR 39-Kernspurdetektoren
- Abb. 5.3: Wirkungsquerschnitte verschiedener Schwellwertdetektoren für schnelle Neutronen als Funktion der Neutronenenergie
- Abb. 5.4: Kernspurflächendichte in MAKROFOL als Funktion der Fluenz von Am-Be-Neutronen
- Abb. 5.5: Von Am-Be-Neutronen induzierte Kernspuren in Biphenyl-A-Polycarbonat als Funktion der Vorätzzeit
- Abb. 5.6: Kernspurflächendichte in MAKROFOL E als Funktion des elektrischen Feldes
- Abb. 5.7: Ansprechvermögen von elektrochemisch geätztem Biphenyl-A-Polycarbonat als Funktion der Neutronenenergie
- Abb. 5.8: Neutronenansprechvermögen von MAKROFOL für unterschiedliche Ätzverfahren

- Abb. 5.9: Strahlenreduzierte Änderung der Kapazität der elektrochemischen Ätzzelle für Am-Be- und ^{252}Cf -Neutronen
- Abb. 5.10: Neutronenansprechvermögen als Funktion der Energie bei kapazitiver Auswertung
- Abb. 5.11: Neutronenansprechvermögen von MAKROFOL in Abhängigkeit vom elektrischen Feld beim Ätzzvorgang
- Abb. 5.12: Winkelabhängigkeit des Ansprechvermögens von MAKROFOL für ^{252}Cf -Spaltneutronen bei verschiedenen Radiatormaterialien
- Abb. 5.13: Ansprechvermögen und mittlerer Kernspurdurchmesser von Rückstoßprotonen in CR 39 bei unterschiedlicher Vorätzzeit und unterschiedlicher Molarität der Kaliumhydroxidlösung während der elektrochemischen Ätzung, Bestrahlung mit 0,05 Gy Am-Be-Neutronen, frei in Luft ohne Radiator
- Abb. 5.14: Energieabhängigkeit des Ansprechvermögens für Neutronen bei unterschiedlichen Allyldiglycolpolycarbonaten
- Abb. 5.15: Energieabhängigkeit des Neutronenansprechvermögens für Neutronen induzierte Rückstoßprotonen und α -Teilchen bei unterschiedlichen Allyldiglycolpolycarbonaten
- Abb. 5.16: Energieabhängigkeit des Neutronenansprechvermögens in Allyldiglycolpolycarbonat bei unterschiedlichen Auswerteverfahren
- Abb. 5.17: Neutronenansprechvermögen von elektrochemisch geätztem Allyldiglycolpolycarbonat mit CH_2 -Radiatoren verschiedener Dicke
- Abb. 5.18: Neutronenansprechvermögen von Allyldiglycolpolycarbonat mit Adsorbieren und Radiatoren gleicher Dicke
- Abb. 5.19 Kritischer Einfallswinkel für den Nachweis von Neutronen in CR 39 über eine (n,p)- Kernreaktion in Abhängigkeit von der Protonenenergie
- Abb. 5.20: Rechnerisch abgeschätzte Energieabhängigkeit von CR 39 Detektoren ohne Abdeckung und mit verschiedenen Radiatoren und die Beiträge verschiedener Kernreaktionen zum Ansprechvermögen
- Abb. 5.21: Rechnerisch abgeschätzte und experimentell ermittelte Energieabhängigkeit für verschiedene CR 39 Detektoranordnungen
- Abb. 5.22: Differentielle Verteilung der Kernspurdichte längs des Umfangs eines zylindrischen Detektors für verschiedene Strahleneinfallrichtungen
- Abb. 5.23: Relative Richtungsabhängigkeit eines flachen (a) und eines zylindrisch geformten (b) Kernspurdetektors in Abhängigkeit von der Neutronenenergie
- Abb. 5.24: Beispiele für einen α -Energienachweis mit unterschiedlichen Detektormaterialien und Ätzbedingungen
- Abb. 5.25: Nachweisbarer α -Energiebereich als elektrochemisch geätzte Kernspurflächendichte in Abhängigkeit von der chemischen Ätzzeit

- Abb. 5.26: Kernspurflächendichte als Funktion der α -Energie
- Abb. 5.27: Strahleninduzierte Kapazität als Maß für das Ansprechvermögen für verschiedene α -Energien
- Abb. 5.28: Abhängigkeit des Ansprechvermögens und des Kernspurdurchmessers vom Einfallswinkel der α -Teilchenbahn auf den Detektor
- Abb. 5.29: Relatives α -Ansprechvermögen in Abhängigkeit zur α -Energie für MAKROFOL und mit Mylar ($0,3 \text{ mg/cm}^2$) abgedecktes MAKROFOL nach zweistufigem ECE
- Abb. 5.30: Mittlere Kernspurdurchmesser in Abhängigkeit zur α -Energie für mit / ohne Mylar abgedeckte MAKROFOL Detektoren nach zweistufigem ECE
- Abb. 5.31: Relatives α -Ansprechvermögen und mittlerer Kernspurdurchmesser in Abhängigkeit zur α -Energie für MAKROFOL und mit Mylar abgedecktes MAKROFOL
- Abb. 5.32: Elektrochemisch geätzter Kernspurdurchmesser in Abhängigkeit von der Vorätzzeit
- Abb. 5.33: Elektrochemisch geätzter Kernspurdurchmesser und relatives Ansprechvermögen für 6.1 und 8.8 MeV α -Teilchen in Abhängigkeit von der Vorätzzeit
- Abb. 5.34: Optimale Vorätzzeit bei bekannter α -Energie und 10 kV/cm bzw. 15 kV/cm für CR 39
- Abb. 5.35: Kernspurdurchmesser in Abhängigkeit von der α -Energie
- Abb. 5.36: Kernspurdurchmesser in Abhängigkeit von der α -Energie
- Abb. 5.37: Relatives Ansprechvermögen und mittlerer Kernspurdurchmesser in Abhängigkeit von der α -Energie
- Abb. 6.1: Passives Neutronendosimeter im Zentrum einer Polyethylenmoderatorskugel bestehend aus Kernspurdetektor, ^{10}B -Radiator und $^6\text{Li}/^7\text{Li}$ -Thermolumineszenzdetektoren mit zugehörigem Befestigungszyylinder
- Abb. 6.2: Relative empirische Standardabweichung von Kernspurdetektoren im Zentrum einer Polyethylenkugel von 30 cm Durchmesser als Funktion der Neutronenäquivalentdosis
- Abb. 6.3: Meßverfahren: Albedodosimetrie
- Abb. 6.4: Aufbau des Dosimeters mit TL-Albedodetektoren und einem Kernspurdetektor
- Abb. 6.5: Ansprechvermögen von Albedodosimetern und Kernspurdetektoren als Funktion der Neutronenenergie
- Abb. 6.6: Vorgehen zur Bestimmung der Radonexposition

- Abb. 6.7: Vereinfachte Vorgehensweise zur Ermittlung der Radonexposition zum Beispiel bei landesweiten Erhebungsmessungen in Häusern
- Abb. 6.8: Prinzipiell möglicher Aufbau integrierender Radondosimeter
- Abb. 6.9: Aufbau des KfK-Radondosimeters
- Abb. 6.10: KfK-Radondosimeter
- Abb. 6.11: Ansprechvermögen des KfK-Radondosimeters mit und ohne Filter für Radon bei verschiedenen Gleichgewichtszuständen in Abhängigkeit vom Oberflächenabtrag während des Ätzevorgangs
- Abb. 6.12: Einzelmeßwerte des Ansprechvermögens des KfK-Radondosimeters in Abhängigkeit vom Oberflächenabtrag während des Ätzevorgangs
- Abb. 6.13: Jahreszeitlicher Verlauf der Radonkonzentration im Bereich der Grube Krunkelbach
- Abb. 6.14: Örtliche Verteilung der Radonkonzentration im Bereich der Grube Krunkelbach in $\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$
- Abb. 6.15: Radonverteilung im Krunkelbachtal (9-12/87)
- Abb. 6.16: Radonverteilung im Bereich der ehemaligen Urananlage Ellweiler (Sommer 1988) in Bq/m^3
- Abb. 6.17: Lokale Unterschiede der Radonkonzentration in einer Uran-Explorationsgrube
- Abb. 6.18: Vergleich der Strahlenexposition untertage durch die Inhalation von Radon und dessen kurzlebigen Zerfallsprodukten, ermittelt aus Kurzzeitmessungen unter Berücksichtigung der Aufenthaltszeit am jeweiligen Arbeitsplatz und mit Hilfe passiver integrierender Personendosimeter
- Abb. 6.19: Im Helm integriertes passives KfK-Radondosimeter

9. Tabellen

- Tab. 1.1: Konzentrationen von Radium, Thorium und Kalium in verschiedenen Böden, Steinen und Erden
- Tab. 1.2: Mittlere Konzentration einiger natürlicher Radionuklide in Baustoffen
- Tab. 1.3: γ -Dosisleistung im Freien in verschiedenen Regionen Deutschlands
- Tab. 1.4: γ -Dosisleistung in Wohnhäusern in verschiedenen Regionen Deutschlands
- Tab. 1.5: Radiumkonzentration in Halden des Uranbergbaus in Sachsen und Thüringen
- Tab. 1.6: Mittlere effektive Äquivalentdosis der Bevölkerung in Deutschland durch natürliche Quellen
- Tab. 1.7: Aktivitätsfreisetzungen bei Reaktorunfällen und im Kernwaffenfallout
- Tab. 1.8: Mittlere effektive Dosis in μSv im Jahre 1989 durch in den Körper aufgenommenes ^{134}Cs und ^{137}Cs als Folge des Reaktorunfalls in Tschernobyl
- Tab. 1.9: Abschätzung für Schwellwerte deterministischer Strahlenwirkung für Organe und Gewebe des erwachsenen Menschen
- Tab.1.10: Hauptmerkmale einiger von UNSCEAR 88, BEIR V und ICRP 60 bewerteten epidemiologischen Studien
- Tab. 1.11: Todesfälle in den Jahren 1950 - 1985 bei Überlebenden von Hiroshima/Nagasaki
- Tab. 1.12: Personenanzahl in den einzelnen Dosisbereichen in Hiroshima/Nagasaki
- Tab. 1.13: Leukämie- und Krebssterbefälle Hiroshima/Nagasaki
- Tab. 1.14: Leukämie- und Krebssterbefälle Hiroshima/Nagasaki, 1950 - 1985 für verschiedene Altersgruppen (DS86-Subkohorte)
- Tab.1.15: Relatives Risiko im Vergleich zum absoluten Risiko für die Überlebenden der Atombomben von Hiroshima und Nagasaki bei einer Dosis von 1 Gy, Daten von 1950 - 1985, in Abhängigkeit vom Alter zum Zeitpunkt der Bestrahlung und des Todes
- Tab. 1.16: Mortalität für verschiedene Krebsarten, Atombombenüberlebende 1950 - 1985
- Tab. 1.17: Relatives Mortalitätsrisiko für die Altersgruppe unter 85 Jahren durch Neoplasmen außer Leukämie oder Krebs des Dickdarms bei Patienten mit Gelenkentzündung in Abhängigkeit von der Zeit seit der ersten Behandlung

- Tab. 1.18: Epidemiologische Studien zur Lungenkrebshäufigkeit von Bergarbeitern
- Tab. 1.20: Ausmaß des Schadens bei verschiedenen Jahresdosisgrenzwerten, für berufliche Strahlenexposition
- Tab. 1.21: Ausmaß des Schadens bei verschiedenen Jahresdosisgrenzwerten
- Tab. 1.22: DNA-Schäden durch verschiedene Noxen
- Tab. 1.23: Vergleich des Systems der Grenz- und Richtwerte bei beruflicher Exposition durch Strahlung und Chemikalien
- Tab. 2.1: Handelsübliche Kernspurdetektormaterialien
- Tab. 2.2: Elektrische und physikalische Eigenschaften von Biphenyl-A-Polycarbonat
- Tab. 2.3: Aktivität der Hydroxylionen und des Wassers in Natron- und Kalilauge bei 343 K
- Tab. 2.4: Häufigkeitsfaktoren und Aktivierungsenergien für verschiedene Detektormaterialien
- Tab. 2.5: Beispiel für Schwankungen des Nulleffekts verschiedener Blätter einer Charge von Pershore Moulding CR 39
- Tab. 2.6: Schwankungen des Nulleffekts verschiedener CR 39 Detektoren aus der Mitte eines Blattes
- Tab. 2.7: Einfluß der Lagertemperatur auf den Nulleffekt
- Tab. 2.8: Nulleffekt für bei 40 °C gelagerte Detektoren
- Tab. 5.1: Beispiel für das Ansprechvermögen verschiedener Meßsysteme für ^{252}Cf -Neutronen und kleinste nachweisbare Dosis bei elektrochemisch geätzten Allyldiglycolpolycarbonat-Detektoren
- Tab. 5.2: Auswertebedingungen zu Tab 5.1
- Tab. 5.3: Ansprechvermögen für Neutronen unterschiedlicher Energie in CR 39 mit verschiedenen Radiatoren
- Tab. 5.5: Relatives α -Ansprechvermögen und mittlerer Kernspurdurchmesser bei MAKROFOL in Abhängigkeit zur α -Energie bei zweistufiger ECE-Technik
- Tab. 6.1: Messung der natürlichen Neutronenäquivalentdosis mit $^{10}\text{B}(n, \alpha)$ ^7Li -Radiatoren und Kernspurdetektoren in einer 30 cm Polyethylen-moderatorkugel
- Tab. 6.2: Beispiele für die Messung kleiner Neutronenpegel mit borhaltigen Kernspurdetektoren in einer Polyethylen-Kugel von 30 cm \varnothing
- Tab. 6.3: Ansprechvermögen und Meßbereich des Albedodosimeters mit TL- und Kernspurdetektoren

Tab 6.4: Relative Standardabweichung vom 'wahren' Jahresmittelwert für verschiedene Integrationszeiten passiver Radonmeßverfahren

10. Literatur

| Autor | Beschreibung |
|-------|---|
| Ab 48 | Akerlöf, G. C.; Bender, P. J. Am. Chem. Soc. 70 , 2366, 1948 |
| Ab 68 | Abramowitz, M.; Stegun, I. A. Handbook of Mathematical Funktionen National Bureau of Standards Applied Mathematical Series, 55, Washington, Seventh Printing, 1968 |
| Ag 97 | Agricola, G. De Re Metallica Engl. Übersetzung des Textes von 1597 durch H. C. und L. H. Hoover, Dover Publications, N. Y., 1950 |
| Ak 40 | Akerlöf, G.C.; Kegeles, G. Thermodynamics of Concentrated Aqueous Solutions of Sodium Hydroxide J. Am. Chem. Soc. 62 , 620-640, 1940 |
| An 91 | Andrássy, G. Connections of the Model of Low-Energy Excitations with Characteristics of the Polymer Material and Irradiation and Etching Conditions Nucl. Tracks, 19, 17-21, 1991 |
| Ar 73 | Archer, V. E.; Wagoner, J. K.; Lundin, F. E. Lung Cancer among Uranium Miners in the United States Health Phys., 25, 351, 1973 |
| As 77 | Ashcraft, A. C. Identified Factors Influencing Treeing World Electrochemical Congress, Moscow, USSR pub. Union Carbide Kabelitems, 152, 1977 |
| At 91 | atw-Schnellstatistik Kernkraftwerke 1991, Weltübersicht Atomwirtschaft, 146-155, März 1992 |
| Au 89 | Auckland, D. W.; Varlow, B. R. Dependence of Electrical Tree Inception and Growth on Mechanical Properties Proc. Int. Conf. on Conduction and Brakdown in Solid Dielectrics 3, Trondheim, 533-537, 1989 |
| Ax 78 | Axelson, O.; Sundell, L.; Scand. Work, J. Mining, Lung Cancer and Smoking Envir. Health, 4, 46, 1978 |
| Ba 74 | Bahder, G.; Katz, C.; Lawson, J.; Vahlstrom, W. Electrical and Electro-Chemical Treeing Effect in Polyethylene and Crosslinked Polyethylene Cables IEEE Trans. PAS-93, 977-990, 1974 |

| Autor | Beschreibung |
|---------|--|
| Ba 80 | Bartnikas, R.; Doepken, H. C.; Eichhorn, R. M.; Ritterman, G. W.; Wilkens, W. D. Accelerated Life Testing of Wet Cable Specimens at Frequencies Above 60 Hz IEEE Trans. PAS-99, 1575-1582, 1980 |
| Ba 87 | Bartlett, D.T. Ageing of and Environmental Effects on PDAC (CR 39) Rad. Prot. Dos., 20, 71-75, 1987 |
| Be 33 | Bethe, H. Ann. Phys. 5, 325, 1933 |
| Be 70 | Benton, E.V. On Latent Track Formation in Organic Nuclear Charged Particle Track Detectors Rad. Effects, 2, 273 1970 |
| Be 72 | Beyer, M. ; Duarte-Rhamos, H.; Meier, N. Einfluß der Feldverteilung an Spitzenelektroden auf die Ausbildung von Teilentladungskanälen in Polyäthylen ETZ-A 93, 8, 475 - 477, (1972) dazu eine Berichtigung in: ETZ-A, Bd. 93, 600, 1972 |
| Be 75 | Bernas, A.; Chambaudet, A. The Formation of Latent Heavy-Ion Tracks and Chemical Damage Induced by Ion or Electron Beams in Poly (Methyl Methacrylate) Int. Rad. Chem., 7, 447, 1975 |
| Be 81 | Benton, E. V.; Oswald, R. A.; Frank, A. L.; Wheeler, R. V. Proton-Recoiled Neutron Dosimeter for Personnel Monitoring Health Phys., 40, 801-809, 1981 |
| Be 86 | Benton, E.V.; Ogura, K.; Frank, A.; Atallah,; T.M.; Rowe, V. Response of Different Types of CR-39 to Energetic Ions Nucl. Tracks, 12, 79-82, 1986 |
| Be 88 | Bernhardt, J. H. Mechanismen der Wechselwirkung, biologische Wirkungen, Risikobewertung und Sicherheitsaspekte SSK-Veröffentlichung, Bd. 16 "Nichtionisierende Strahlung", Gustav Fischer Verlag, 1988 |
| BEIR IV | National Academy of Science Health Risk of Radon and other Internally Deposited α -Emitters BEIR IV- Report, National Academy Press, Washington DC, 1988 |
| BEIR V | National Academy of Science Health Effects of Exposure to Low Levels of Ionizing Radiation BEIR V-Report, National Academy Press, Washington DC, 1990 |

| Autor | Beschreibung |
|--------|---|
| BMI 78 | Der Bundesminister des Innern Die Strahlenexposition von außen in der Bundesrepublik Deutschland durch natürliche radioaktive Stoffe im Freien und in Wohnungen Bericht über ein vom Bundesminister des Innern gefördertes Forschungsvorhaben, Bonn, 1978 |
| BMU 89 | Bericht der Bundesregierung über Umweltradioaktivität und Strahlenbelastung im Jahr 1986 Bundestagsdrucksache 11/5049, Bonn, 1989 |
| BMU 91 | Bericht der Bundesregierung über Umweltradioaktivität und Strahlenbelastung im Jahr 1989 Bundestagsdrucksache 12/69, Bonn, 1991 |
| BMU 92 | Bericht der Bundesregierung über Umweltradioaktivität und Strahlenbelastung im Jahr 1990 Bundestagsdrucksache 12/2677, Bonn, 1992 |
| Bo 70 | Boyd, J. T. Cancer of the Lung in Iron Ore (Haematite) Miners Brit. J. Industr. Med., 27, 97-105, 1970 |
| Bo 91 | Bordy, J. M.; Medioni, R. Automatic Counting Image Analysing and Background Reduction in Electrochemically Etched LR 115 Nucl. Tracks, 19, 1-4, 1991 |
| Bu 57 | Buchholz, H. Elektrische und magnetische Potentialfelder Springer Verlag Berlin, 1957 |
| Bu 85 | Burgkhardt, B.; Piesch, E. Relatives Neutronenansprechvermögen verschiedener Anordnungen von Makrofolkkernspurdetektoren in Kontakt mit B(n, α)-Konvertern natürlichen und angereicherten B-10 Gehalts HS-Jahresbericht 1985, KfK 4067, 186 ff, 1986 |
| Bu 86 | Burgkhardt, B.; Piesch, E.; Urban, M. Measurement of the Neutron Dose Equivalent Component of the Natural Background Using ECE Polycarbonat Detector and Boron-10 Radiator. Nucl. Tracks, 12, 573, 1986 |
| Ch 81 | Chambaudet, A.; Roncin, J. I.R., U.V. and E.S.R. Studies on Plastic Track Detectors Irradiated by Heavy Ions Proc. 11th Intern. Conf. on SSNTD's, Bristol, 1981 |
| Ch 88a | Charvát, J.; Spurny, F. Optimization of Etching Characteristics for Cellulose Nitrate and CR39 Track Detectors Nucl. Tracks, 14, 447-449, 1988 |

| Autor | Beschreibung |
|--------|--|
| Ch 88b | Charvát, J. ; Spurny, F. Etching Characteristics of Cellulose Nitrate and CR39 after High Dose Electron Irradiation Nucl. Tracks, 14, pp. 451-455, 1988 |
| Ci 87 | Civolani, O.; Lembo, L. Summary of the Results Obtained by ENEA Bologna in Joint European-USA-Canadian Neutron Dosimeter Irradiations KfK 4305, 27, 1987 |
| Co 59 | Cohen, M.H. ; Turnbull, D. Molecular Transport in Liquids and Gases J. Chem. Phys. 31, 1164, 1959 |
| Cr 68 | Cross, W. G.; Tommasino, L. Electrical Detection of Fission Fragment Tracks for Fast Neutron Dosimetry Health Phys., 15, 196, 1968 |
| Cr 70 | Cross, W. G.; Tommasino, L. A Rapid Reading Technique for Nuclear Particle Damagetracks in Thin Foils Rad. Effects, 5, 85-9, 1970 |
| Cr 84 | Cross, W. G.; Arneja, A.; Ing, H. Effect of Pre-Etching on the Registration in CR39 of Electrochemically Etched Tracks of Protons and Alpha Particles of Different Energies Nucl. Tracks, 8, 109-112, 1984 |
| Cr 85 | Cross, W. G.; Arneja, A. Ing, H. The Response of Electrochemically-Etched CR39 to Protons of 10 keV to 3 MeV. Nucl. Tracks, 12, 649-652, 1985 |
| Cr 86 | Corss, W. G. Characteristics of Track Detectors for Personnel Neutron Dosimetry. Nucl. Tracks, 12, 1-6, 533-542, 1986 |
| Cr 87 | Cross, W. G.; Arneja, A.; Kim, J.L. Response of CRNL Neutron Dosimeters in Joint European/USA/ Canadian Irradiations KfK 4395, 29-32, 1987 |
| Cr 87a | Cross, W. G.; Arneja, A.; Kim, J.L. The Neutron Energy and Angular Response of Electrochemically Etched CR-39 Dosimeters Rad. Prot. Dos., 20, (1-2), 49-56, 1987 |
| Da 67 | D'ans, Lax, E. Taschenbuch für Chemiker und Physiker Bd. 1, 3. Auflage, Springer Verlag, Berlin, 1967 |

| Autor | Beschreibung |
|--------|---|
| Da 87 | Darly, S. C. Long Term Mortality after a Single Treatment Course of X-Ray Patients Treated for Ankylosing Spondylities Brit. J. of Cancer, 55, 179-190, 1987 |
| Da 91 | Danziger, M. Description of the Universal Vitreous Behaviour of Solids with Low-Energy Excitations and its Application to the Processes in Polymer Materials Irradiated with Heavy Ions Nucl. Tracks, 19, 55-60, 1991 |
| Di 82a | Dissado, L.A. Characterisation of the Growth of Water Trees IEEE Trans. on Electrical Insulation Ei-17, 5, 392-398, 1982 |
| Di 83 | Dissado, L. A.; Wolfe, S. V.; Fothergill, J. C. A Study of the Factors Influencing Water Tree Growth IEEE Transactions on Electrical Insulation, EI-18, 6, 1983 |
| Dj 88 | Djeffal, S.; Cherouati, D. E.; Abdoun, N.; Durrani, S. A. Recent Progress on the Scintillator-Filled Etch-Pit Method of Track Counting Nucl. Tracks, 15, 1-4, 95-98, 1988 |
| Do 75 | Dobos, D. Electrochemical Data Elsevier Scientific Publishing Company, Amsterdam, 1975 |
| Do 81 | Douglas, J. A. Application of T1 Materials in Neutron Dosimetry; Applied Thermoluminescence Dosimetry M. Oberhofer and A. Scharmann (Ed.), 229, 1981 |
| Dr 87 | Drach, J.; Solarz, M.; Ren, G.; Price, P.B. Effect of Oxygen on Response of Plastic and Glass Track Detectors Nucl. Instr. and Meth., 28, 364-368, 1987 |
| Dr 91 | Dragu, A. A fast, low Cost LR-115 whole counter Nucl. Tracks, 19, 1-4, 1991 |
| Du 87 | Durrani, S.A. Solid State Nuclear Track Detection Principles, Methods and Applications Pergamon Press, Oxford, 1987 |
| Eg 68 | Eggert, J. Lehrbuch der physikalischen Chemie 9. Auflage, S. Hirzel Verlag Stuttgart, 1968 |
| Ei 77 | Eichhorn, R. M. Polyarylsulfones as Electrical Insulation IEEE Trans. EI-12, 2-18, 1977 |

| Autor | Beschreibung |
|--------|---|
| El 87 | Ellet, W. H. (Ed.) An Assessment of the New Dosimetry for A-bomb Survivors National Academy Press, Washington DC, 1987 |
| En 75 | Enge, W.; Grabisch, K.; Dallmeyer, L.; Bartholomä, K.-P.; Beaujean, R. Etching Behaviour of the Lexan Polycarbonate Plastic Detector Nucl. Instr. and Meth., 127, 125, 1975 |
| Fi 86 | El-Fiki, M. A.; Hassib, G. M.; Sharaf, M. A.; Fadel, M. A. Some Studies on the Neutron-Induced Tracks in Makrofol- Polycarbonate Detector Nucl. Tracks, 12, 1-6, 665-668, 1986 |
| Fi 86a | Filippini, J. C.; Jantzen, A. Water Treeing in Polyethylene Subjected to D. C. and A. C. Voltage in: Proc. of the Int. Conf. on Conduction and Breakdown in Solid Dielectrics, 245 - 249, Erlangen, 1986 |
| Fl 58 | Flügge, S. Handbuch der Physik, Band XVI Elektrische Felder und Wellen Springer Verlag, Berlin, 1958 |
| Fl 75 | Fleischer, R. L.; Price, P.B.; Walker, R. M. Nuclear Track in Solids Principles and Applications, University of California Press, Berkely, 1975 |
| Fo 81 | Fox, A. J.; Goldblatt, P.; Kinlan, L. J. Study of the Mortality of Cornish Tin Miners Brit. J. Industr. Med., 38, 378-380, 1981 |
| Fr 88 | Fritz-Niggli, H. Strahlengefährdung/Strahlenschutz Hans Huber Verlag, Bern, 1988 |
| Fu 87 | Fujii, M.; Csige, I.; Somogyi, G. The Effect of Vacuum and UV-Exposure on the Sensitivity of Polymeric Track Detectors Proc. 20th Int. Cosmic Ray Conf., OG9, 414-417, 1987 |
| Fu 88 | Fujii, M.; Yokota, R. New Polymeric Track Detectors of High Sensitivity (SR-86) Nucl. Tracks, 15, 107-110, 1988 |
| Fu 91 | Fujii, M.; Yokota, R.; Atarashi, Y.; Hasegawa, H. Etching Characteristics of the New Polymeric Track Detector SR-86 Nucl. Tracks, 19, 1-4, 171-176, 1991 |
| Ga 90 | Gardener, M., et al. Results of Case-Control-Study of Leukaemia and Lymphoma among Young People Near Sellafield Nuclear Plant in West Cumbria Brit. Med. J., 300, 423-429, 1990 |

| Autor | Beschreibung |
|--------|---|
| Gr 80 | Gruhn, T.A.; Li, W.K.; Cassou, R.M.; Johnson, C.S. Etching Mechanisms and Behaviour of Polycarbonates in Hydroxide Solution: Lexan and CR-39 Proc. 10th Int. Conf. Solid State Nucl. Track Detectors , Lyon Pergamon Press, Oxford, pp. 291-302, 1980 |
| Gu 91 | Guhr, A. Entwicklung eines verbesserten CR 39 Detektormaterials und dessen Anwendungsmöglichkeiten in passiven Meßsystemen zur Bestimmung des Radon- und Radon-Zerfallsproduktgehaltes in der Luft. Dissertation Fakultät Mathematik und Naturwissenschaften, Bergakademie Freiberg, 1991 |
| Ha 78 | Hassib, G. M.; Piesch E. Electrochemical Etching of Neutron-Induced Tracks in Plastic Detectors Using a 50 Hz Electric Supply Nucl. Instr. and Meth., 154, 377-381, 1978 |
| Ha 78a | Hassib, G. M. A Pre-Electrochemical Etching Treatment to Improve Neutron Recoil Tracks Detection Nucl. Tracks, 3, 45-52, 1978 |
| Ha 79 | Hassib, G. M.; Kasim, S. A.; Piesch E. Neutron Energy Dependence of Different Track Etch Detectors Rad. Effects, 45, 57-60, 1979 |
| Ha 79a | Hassib, G. M.; Piesch, E.; Massera, G. E. A Wide Energy Range Neutron Dosimeter Using Electrochemical Track Etch Detectors Nucl. Tracks, 3, 389, 1979 |
| Ha 79b | Hassib, G. M.; Piesch, E.; Massera, G. E. Electrochemical Etching of Alpha-Particles in Polycarbonates and Applications Nucl. Tracks, 3, 329, 1979 |
| Ha 81 | Hamann, C. H., Vielstich, W. Elektrochemie II, Elektrodenprozesse, angewandte Elektrochemie Verlag Chemie, Weinheim, 1981 |
| Ha 82 | Harvey, J.R.; Weeks, A.R. A Simple System for Rapid Assessment of Etch Pits Nucl. Tracks, 6, 201-6, 1982 |
| Ha 84 | Haigh, R. M.; Harisson, K. G.; Ramli, A. G. Recent Studies on CR39 for Neutron Dosimetry Report PNL-SA-12352, 135-139, 1984 |
| Ha 84a | Harvey, J. R.; Ramli, A. G.; Weeks, A. R. Measurement of the Etch Characteristics of Proton Tracks in CR39 and the Implications for Neutron Dosimetry Nucl. Tracks, 8, 307-311, 1984 |

| Autor | Beschreibung |
|---------|--|
| Ha 86 | Hankins, D. E.; Homann, S. G.; Davis, J. M. Personnel Neutron Dosimetry Using Hot, Low-Frequency Electrochemical Etching Nucl. Tracks, 12, 1-6, 641-644, 1986 |
| Ha 86a | Harrison, K. G.; Haigh, R. M.; Goodenough, R. Some Studies of the n-Response, Background, Ageing and Fading Properties of two Different Types of CR 39 Plastics Processed by Electrochemical Etching Nucl. Tracks, 12, 653-656, 1986 |
| Ha 86b | Hankins, D. E.; Salomon, M.; Westermarck, J. Study of Environmental Effects on CR 39 Ann. Techn. Rev., UCRL-50007-85, 1986 |
| Ha 87 | Harvey, J. R.; Weeks, A. R. Results from Berkeley Nuclear Laboratories in Neutron Irradiation of Proton-Sensitive Track Etch Detectors in EURADOS-CENDOS Joint Neutron Irradiation (1986- 1987), KfK 4305, 47-50, 1987 |
| Ha 88 | Hankins, D. E.; Homann, S.; Westermarck, J. The LLNL CR 39 Personal Neutron Dosimeter Rad. Prot. Dos. 23, 195-198, 1988 |
| He 81 | Henshaw, D. L.; Griffiths, N.; Landen, O. A. L.; Benton, E. V. A Method of Producing Thin CR-39 Plastic Nuclear Track Detectors and Their Application in Nuclear Science and Technology Nucl. Instr. and Meth., 180, 65-77, 1981 |
| Ho 86 | Howe, G. R. et al. Lung Cancer Mortality (1950-80) in Relation to Radon Daughter Exposure in a Cohort of Workers at the Eldorado Beaver Lodge Uranium Mine J. Nat. Cancer Inst., 72(2), 357-362, 1986 |
| IAEA 90 | International Atomic Energy Agency The Radiological Accident in San Salvador IAEA, Wien, 1990 |
| IAEA 91 | The International Chernobyl Project Assessment of Radiological Consequences and Evaluation of Protective Measures IAEA, Wien, 1991 |
| ICRP 26 | Recommendations of the International Commission on Radiological Protection ICRP Publication 26, Annals of the ICRP, 1, 3, 1977 |
| ICRP 39 | Recommendations of the International Commission on Radiological Protection ICRP-Publication 39, Annals of the ICRP, 14, 1, 1984 |
| ICRP 41 | Recommendations of the International Commission on Radiological Protection ICRP-Publication 41, Annals of the ICRP, 14, 3, 1984 |

| Autor | Beschreibung |
|---------|---|
| ICRP 60 | Recommendations of the International Commission on Radiological Protection ICRP-Publication 60, Annals of the ICRP, 21, 1-3, 1991 |
| ICRU 83 | International Commission on Radiation Units and Measurement ICRU-Report 36, Bethesda, USA, 1983 |
| Ja 74 | Jacottet, P. Das Feld der Spitze - Platte - Funkenstrecke ETZ-A Bd. 95, 8, 402 - 404, 1974 |
| Ja 91 | Jacobi, W. Strahlenschutzkonzepte: Ein Vorbild für den Umweltschutz? in Jacobs H., et al. Strahlenschutz für Mensch und Umwelt, FS-91-55-T, 1991 |
| Ja 91a | Jacobi, W. Risiko Radon in "Strahlung im Alltag" GSF, Neuherberg, 1991 |
| Jo 84 | Jorgensen, H. S. Lung Cancer Among Underground Workers in the Iron ore Mine of Kiruna Based on Thirty Years of Observation Ann. Acad. Med. Singapore, 13, 2, 371-377, 1984 |
| Jo 89 | Josefowicz, K.; Piesch, E. Detection of α -Particles and Neutrons in Electrochemically Etched Polycarbonate Track Detectors KfK 4558, 1989 |
| Ka 73 | Katz, C.; Bernstein, B. S. Electrochemical Treeing at Contaminants in Polyethelene and Cross-Linked Polyethelene Insulation Bernstein Conference on Electrical Insulation and Dielectric Phenomena, C. E. I. D. P., 307-316, 1973 |
| Ka 88 | Kandaiya, S. Characterization of CR39 Nuclear Track Detector for Use as a Radon/Thoron Dosemeter KfK 4348, 1988 |
| Ki 87 | Kiefer, H., Koelzer, W. Strahlen und Strahlenschutz: Vom verantwortungsbewußten Umgang mit dem Unsichtbaren 2. Auflage, Springer Verlag Berlin, 1987 |
| Ki 89 | Kiefer, H.; Reinhardt, B.; Schleicher, G.; Urban, M. Verfahren zum Bestimmen von Strahlendosen durch Auswerten von Kernspuren in bestrahlten und danach geätzten Folien DE-OS 38 17 659, (1989) |

| Autor | Beschreibung |
|--------|--|
| Ki 92 | Kiefer, H.; Koelzer, W. Strahlung und Strahlenschutz 3. Auflage, Springer-Verlag, Heidelberg, 1992 |
| Ko 83 | Koo, J.Y.; Filippini, J.C. Effect of Physico-Chemical Factors on the Propagation of Water Trees in Polyethylene Proceedings of First International Conference on Conduction and Breakdown in Solid Dielectrics, Toulouse, July 1983 |
| Ko 91a | Koelzer, W. Natürliche und künstliche Radionuklide in "Radioaktivität, Risiko-Sicherheit", Kernforschungszentrum Karlsruhe, 1991 |
| Ko 91b | Koelzer, W. Der Reaktorunfall in Tschernobyl und seine Auswirkungen in der Bundesrepublik Deutschland in "Radioaktivität, Risiko-Sicherheit", Kernforschungszentrum Karlsruhe, 1991 |
| Kr 80 | Kronmüller, H.; Zehner, B. Prinzipien der Prozeßmeßtechnik 2 Schnäcker-Verlag, Karlsruhe, 1980 |
| Ku 79 | Kunz, E.; Sevz, J.; Placek, V.; Horacek, J. Lung Cancer in Man in Relation to Different Time Diskription of Radiation Exposure Health Phys., 36, 699-706, 1979 |
| La 60 | Landolt, Börnstein Zahlenwerte und Funktionen aus Physik, Chemie, Astronomie, Geophysik und Technik 6. Auflage, Springer Verlag, Berlin, 1960 |
| La 80 | Land, C.E. Estimating Cancer Risks from Low Doses of Ionizing Radiation Science, 209, 1197-1203, 1980 |
| Le 91 | Leitgeb, N. Strahlen, Wellen, Felder dtv 1991 |
| Lu 71 | Lundin, F. E.; Wagoner, J. K.; Archer, V. E. Radon Daughter Exposure and Respiratory Cancer Quantitative and Temporal Aspects, Nat. Inst. for Occup. Safety and Health and Nat. Inst. for Environm. Health Sciences, Joint Monograph, NTIS, Springfield, 1971 |
| Lü 82 | Lück, H. B.; Kinetik und Mechanismus der Bildung und Ätzung von Teilchenspuren ZfK-Bericht 473, 1982 |

| Autor | Beschreibung |
|-------|---|
| Lü 86 | Lück, H.B. On Tree Initiation and Propagation in Electrochemical Etching of Particle Tracks Nucl. Tracks, 11, 17-23, 1986 |
| Lü 89 | Lück, H. B. On the Use of Polyethylene Terephthalate as Solid State Nuclear Track Detect. Nucl. Instr. and Meth., 213, 507-511, 1983 |
| Ma 59 | Mason, J. H.; Progress in Dielectrics I, J. S. Birks, J. H. Schulman Editors, Heywood & Co. Ltd., London, 1959 |
| Ma 73 | Malik, S. R.; Durrani, S. A.; Fremlin, J. H. A Comparative Study of the Spatial Distribution of Uranium and of TL-Producing Minerals in Archaeological Materials Archaeometry, 15, 149-53, 1973 |
| Ma 88 | Matiullah; Tufail, M.; Ahmad, N.; Khan, G.A.; Manzoor, S. Some Investigations on the Response of CR 39 Detectors to p-, d- and α -Particles Nucl. Tracks, 15, 137-140, 1988 |
| Mi 77 | Mishan, E. J. Cost Benefit Analysis George Allen and Unwin, London, 1977 |
| Mi 92 | Michaelis, J. Untersuchung der Häufigkeit von Krebserkrankungen im Kindesalter in der Umgebung westdeutscher kerntechnischer Anlagen 1980 - 1990 Universität Mainz, IMSD-Report, 1992 |
| Mo 52 | Moon, P., Spencer, D. E. Separability Conditions for the Laplace and Helmholtz Equations. Journal of the Franklin Institute, 253, 1513 - 1518 (127th Year), 585 -600, 1952 |
| Mo 53 | Moon, P., Spencer, D. E. Recent Investigations of the Separation of the Laplace's Equation Proc. of the Am. Math. Soc., 4, S. 302 - 307, 1953 |
| Mo 69 | Mozumder, A. Charged Particle Tracks and their Structure Advances in Radiation Chemistry, M. Bruton and J. Magee (Eds.), 1969 |
| Mo 86 | Morgan, M. V.; Samet, J. M. Radon Daughter Exposures of New Mexico U-Miners, 1967-1968 Health Phys., 50, 656, 1986 |

| Autor | Beschreibung |
|--------|--|
| Mo 91 | Modan, B. Low-Dose Radiation Epidemiological Studies: an Assessment of Methodological Problems Annals of the ICRP, 1, 1991 |
| Mu 81 | Muller, J., et al. The Ontario Miners Mortality Study, in Int. Conf. on Radiation Hazards in Mining Golden, M. Gomez (Ed.), Kingsport Press, Kingsport, 359, 1981 |
| Na 79 | Al-Najjar, S. A. R.; Bulh, R. K.; Durrani, A. S. Electrochemical Etching of CR39 Plastic, Applications to Radiation Dosimetrie Nucl. Tracks, 3, 183-196, 1979 |
| Na 82 | Al-Najjar, S. A. R. Detection of Neutrons and Charged Particles by Conventional and Electrochemical Etching of Polymeric Nuclear Track Records PhD Thesis, University Birmingham, 1982 |
| Na 88a | Al-Najjar, S. A. R.; Piesch, E. Flat Angular Response of a Fast Neutron Dosemeter Using Cylindrical Shaped CR 39 Rad. Prot. Dos., 23, 1/4, 161-164, 1988 |
| Na 88b | Al-Najjar S.A.R.; Ninomiya, K.; Piesch, E. Properties of Electrochemically Etched CR 39 Plastic for Fast Neutron Dosimetry Rad. Prot. Dos. 23, 165-169, 1988 |
| Na 88c | Al-Najjar, S. A. R.; Oliveira, A.; Piesch, E. Extention of the α -Particle Energy of Chemical and/or Electrochemical Etching, 1988 |
| Ne 66 | Neuert, H. Kernphysikalische Meßverfahren Verlag G. Braun, Karlsruhe, 1969 |
| Ol 32 | Ollendorff, F. Potentialfelder der Elektrotechnik Springer Verlag, Berlin, 1932 |
| Pa 73 | Paretzke, H.G.; Gruhn, T.A.; Benton, E.V. The Etching of Polycarbonate Charged-Particle Detectors by Aqueous Sodium Hydroxide Nucl. Instr. and Meth., 107, 597-600, 1973 |
| Pi 71 | Piesch, E. Development of New Neutron Detectors for Accident Dosimetry IAEA-SM-143/31, 1971 |

| Autor | Beschreibung |
|--------|--|
| Pi 84 | Piesch, E.; Jasiak, J.; Urban, M. Makrofol and CR 39 Recoil Track Etch Detectors as a Supplement of a Universal Albedo Neutron Dosimeter Nucl. Tracks, 8, 1-4, 323-326, 1984 |
| Pi 86 | Piesch, E.; Urban, M. Dosimetric Properties of Different CR 39 Plastics used as Neutron Recoil Track Etch Detector Nucl. Tracks, 12, 1-6, 661, 1986 |
| Pi 87 | Piesch, E. Neutron Irradiations of Proton Sensitive Track Etch Detectors KfK-4305, 1987 |
| Pi 87a | Pineau, J. F.; Robe, M.; Schmitz, J.; Urban M.; Zettwoog, P. Impact Radon 222 dans L'Environnement Proche du Site D'Extraction et de Traitment de Mineral D'Uranium de la Division de Lodève (Herault) Comité technique AIEA sur les aspects technologiques de l'extraction de l'uranium, Montpellier, 21-24 Sept., 1987 |
| Pi 89 | Pierce, D. A.; Vaeth, M. Cancer Risk Estimation from the A-Bomb Survivors Baverstock K.F. et al. "Low Dose Radiation: Biological Bases of Risk Assessment", Taylor + Francis Verlag, London, 1989 |
| Pi 89a | Piesch, E.; Ninomiya, K.; Al-Najjar, S. A. R. Neutron Dosimetry with CR39 Track Etch Detectors Using Electrochemical Etching: Recent Improvements, Dosimetric Characteristics and Aspects of Routine Application Rad. Prot. Dos., 1989 |
| Pi 89b | Piesch, E.; Urban, M. Neuere Meßverfahren zur Radondosimetrie. Verhandlungen der Deutschen Physikalischen Gesellschaft, 6, 24, SZ-5, (1989) |
| Pi 89c | Pierce, D.A. An Overview of the Cancer Mortality Data on the Atomic Bomb Survivors RERF CR 1-89, 1989 |
| Pi 91 | Piesch, E.; Józefowicz, K. The Two-Step Electrochemical Etching Technique Applied for Polycarbonate Track Etched Detectors Nucl. Tracks, 19, 205-210, 1991 |
| Pr 66 | Prinz, H. Zur Feldberechnung der Höchstspannungsübertragungsanlagen Bull. ASE 57, 26 S 1199 - 1211, 1966 |

| Autor | Beschreibung |
|--------|---|
| Pr 69 | Prinz, H. Hochspannungsfelder Oldenburg Verlag, München, 1969 |
| Pr 77 | Pretzsch, G. Bremsvermögen von Ionen in Stoffen. 1. Grundlagen für die TU-Information, Sektion Physik, 05-17-77, 1977 |
| Pr 79 | Price, P.B.; Shirk, E.K.; Kinoshita, K.; Tarle, G. Research on CR-39 Plastic Detectors for Cosmic Ray Astrophysics Proc. 16th Int. Cosmic Ray Conf., 11, 80-85, 1979 |
| Ra 12 | Rayner, E. H. Journal of Electrical Engineers, 49, 3-89, 1912 |
| Ra 84 | Ramli, A. G.; Durrani, S. A. A Flat Dose-Equivalent Response Dosimeter for Fast Neutrons Using CR 39 Mathematical Model Nucl. Tracks, 8, 331-334, 1984 |
| Ra 84a | Radford, E. P.; Renard, K. G. S.; Lung Cancer in Swedish Iron Miners Exposed to Low Doses of Radon Daughters New Engl. J. Med., 310, 1485-1494, 1984 |
| Rö 76 | Rössler, Kl Computer Simulation of Collision Cascades in some Non-Metallic Solids Proc. 9th Int. Conf. on SSNTD's, München 1976 |
| Ro 91 | Rox, A. Bestimmung von Radon im Steinkohlebergbau Kolloquium Messung von Radon und Folgeprodukten, Berlin, Mai 1991, FS-91-56 T |
| Ru 72 | Rudakova, T.E.; Moisseev, J.V.; Tschalych, A.E. Kinetics and Mechanism of the Hydrolysis of Poly (Ethylene Terephthalate) in Aqueous Potassium Hydroxide Solutions Vysokomol, Soedin. A14, 449, 1972 |
| Ru 81 | Ruddy, F. H.; Gold, R.; Roberts, J. H.; Preston, C. C.; Benton, E. V.; Schraube, H. Neutron Response Characteristics of CR 39 Polymer for Reactor and Dosimetry Applications Nucl. Tracks, 3, 437-440, 1981 |
| Sa 64 | Savitzky, A.; Golay, M. Smoothing and Differentiation of Data by Simplified Least Squares Procedures Analytical Chemistry, 36, 8, 1627-1639, 1964 |
| Sa 74 | Sayed, A.M.; Piesch, E. Study of latent Fading of NTA Film and Track Etch Detectors at Various Temperatures and Humidities KfK 2032, 1974 |

| Autor | Beschreibung |
|--------|--|
| Sa 79 | Saechling, H. Kunststofftaschenbuch 21. Ausgabe, Carl Hanser Verlag München, Wien, 1979 |
| Sa 84 | Samet, J. M.; Kutvirt, O. M.; Waxweiler, R. J.; Key, C. R.; Uranium Mining and Lung Cancer in Navajo Men New Engl. J. Med., 310, 1481-1484, 1984 |
| Sc 64 | Schnell, H. Chemistry and Physics of Polycarbonates Edinburgh, 1964 |
| Sc 82 | Schmitz, J.; Fritsche, R.; Gross, G. Emissionen von Radionukliden aus den Halden des alten Silber-Kobalt-Erzbergbaus von Wittichen Glueckauf-Forschungshefte 43, 145-154, 1982 |
| Sc 85 | Schmitz, J., et al. Radiologische Untersuchungen im Raum Mähring, Poppenreuth (Opf.) KfK 3940 B, 1985 |
| Sc 86 | Schmitz, J.; Urban, M. Experiences with Different Techniques for Routine Dose Assessment of Uranium Miners Proc. Int. Symp. on Radiation Protection in Mines, Beijing, China, Nov. 10-14, 1986 |
| Sc 91a | Schmitz., J.; Urban, M.; Kiefer, H. Langfristige Radonausbreitung aus Großquellen und deren meßtechnische Erfassung in Jacobs, H. et al., Strahlenschutz für Mensch und Umwelt, FS-91-55-T, 1991 |
| Sc 92 | Schmitz, J.; Fritsche, R. Strahlenexposition durch Radon-Zerfallsprodukte Koelzer W, Jahresbericht 1991 der Hauptabteilung Sicherheit, KfK-Report 5030, 151-155, 1992 |
| Se 88 | Sevz, J.; Kunz, E.; Tomasek, L.; Placek, V.; Horacek, J. Cancer in Man after Exposure to Rn-Daughters Health Phys., 54, 27-46, 1988 |
| Sh 90 | Shimizu, Y.; Kato, H.; Schull, W. Studies of the Mortality of A-bomb Survivors Rad. Res. 121, pp. 120-141, 1990 |
| Si 37 | Sillars, E. W. The Properties of a Dielectric Containing Semiconducting Particles of Various Shapes The institution of electrical engineers, 80, S. 378 - 394, Jan. - June 1937 |
| Si 66 | Siegbahn, K. Alpha, Beta and Gamma Ray Spectroscopy North Holland Publishing Company, Amsterdam, 1966 |

| Autor | Beschreibung |
|--------|---|
| Si 71 | Simonyi, K. Theoretische Elektrotechnik 4. Auflage, VEB Deutscher Verlag der Wissenschaften, Berlin, 1971 |
| Si 78 | Srinivas, N. N.; Doepken, H. C.; Mckean; Biskeborn, M. C. E. P. R. I. Report No. 133, 1978 |
| Sm 50 | Smythe, W. R. Static and Dynamic Electricity Mc Graw-Hill Book Company, New York, 1950 |
| So 77 | Somogyi, G. A Study of the Basic Properties of Electrochemical Track Etching Rad. Effects, 34, 51-56, 1977 |
| So 81 | Somogyi, G.; Dajko, G.; Turek, K.; Spurny, F. Characteristics of Neutron-Irradiated CR 39 Foils Trated by Sequential Chemical and Electrochemical Etching Nuclear Tracks, 3, 445-449, 1981 |
| So 85 | Solli, H., et. al; Scand. Work, J.; Envir. Expos., 11(1), 7-13, 1985 |
| So 86 | Somogyi, G.; Szilagyi, M.T.; Hunyadi, I.; Hafez, A.F. Effect of Certain Production Parameters and Post- Production Treatments on the Etching Characteristics of CR-39 Sheets Nucl. Tracks, 12, 97-100, 1986 |
| So 86 | Sohrabi, M.; Zainali, Gh. Broadening Registration Energy Range of α - Tracks in CR 39 Under a New ECE Condition Nucl. Tracks, 12, 1-6, 171-174, 1986 |
| So 86a | Sohrabi, M.; Khoshonoodi, M. The effects of Pre-Etching Time on the Characteristic Responses of Electrochemically Etched CR 39 Neutron Dosimeters Nucl. Tracks, 12, 1-6, 175-178, 1986 |
| Sr 78 | Srinivas, N.N.; Doepken, H.C.; Mckean, A.L.; Biskeborn, M.C. E. P. R. I. Report No. 133, 1978 |
| St 86 | Stejny, J.; Portwood, T. A Novel "Rapid Development" Plastic Track Detector Nucl. Tracks, 12, 59-62, 1986 |
| St 87 | Stejny, J. The Polymer Physics of CR 39: The State of Understanding Rad. Prot. Dos. 20, 31-36, 1987 |
| Su 78 | Sugden, R.; Williams, A. Principles of Practical Cost Benefit Analysis Oxford University Press., 1978 |

| Autor | Beschreibung |
|--------|--|
| Ta 58 | Taylor, L.S. History of the International Commission on Radiological Protection (ICRP) Health Physics 1, 97-104, 1958 |
| To 70 | Tommasino, L. Electrochemical Etching of Damaged Track Detectors by H. V. Pulse and Sinusoidal Wave Form CNEN-Report, Cassacia, Roma, 1970 |
| To 73 | Tommasino, L.; Armellini, G. A New Etching Technique for Damage Track Detectors Rad. Effects, 20, 253, 1973 |
| To 80 | Tomassino, L. Solid Dielectric Detectors with Breakdown Phenomena and Their Applications in Radioprotection Nucl. Instr. and Meth., 173, 73-83, 1980 |
| To 81 | Tommasino, L. Nuclear Track Detection by Avalanche-Type Processes Proc. 11th Int. Conf. on Solid State Nuclear Track Detectors, Bristol, 1981 |
| To 84 | Tommasino, L.; et al. Different Etching Processes of Damage Track Detectors for Personal Neutron Dosimetry Nucl. Tracks 8, 335-339, 1984 |
| To 86 | Tommasino, L. Etched Track Techniques in Radiation Dosimetry Rad. Prot. Dos., 17, 135-138, 1986 |
| UN 88 | United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation: Sources, Effects and Risks of Ionizing Radiation UNESCAR 1988, United Nations, New York, 1988 |
| Up 91 | Upton, A. C. Risk Estimates for Cancerogenic Effects of Radiation Annals of ICRP, 22, No. 1, 1991 |
| Ur 81 | Urban, M.; Piesch, E.; Low Level Environmental Radon Dosimetry with a Passive Track Etch Detector Device Rad. Prot. Dos., 1, 97-109, 1981 |
| Ur 84 | Urban, M.; Burgkhardt, B.; Piesch, E. Temperature and Humidity Dependent Fading of Neutron Induced Recoil and α -Particle Tracks in MAKROFOL E Nucl. Tracks, 8, 175-178, 1984 |
| Ur 84a | Urban, M. Calculated and Measured Sensitivity of the Karlsruhe Radon Diffusion Chamber Using MAKROFOL Track Etch Detectors and Different ECE Techniques Nucl. Tracks, 8, 429-432, 1984 |

| Autor | Beschreibung |
|--------|---|
| Ur 84b | <p>Urban, M. Dosisbestimmung durch gleichzeitiges Messen der Radon-/Thoronkonzentration und der Gleichgewichtsfaktoren in Luft mit Hilfe eines passiven Dosimeters Dissertation, Karlsruhe 1984 (KfK Bericht 3726)</p> |
| Ur 84c | <p>Urban, M.; Schmitz, J. Applications of Passive Radon Dosimeters in Mining Areas Int. Conf. on Occupational Radiation Safety in Mining, Toronto, Oct. 14-18, 1984</p> |
| Ur 85 | <p>Urban, M.; Wicke, A.; Kiefer, H. Bestimmung der Strahlenbelastung der Bevölkerung durch Radon und dessen kurzlebige Zerfallsprodukte in Wohnhäusern und im Freien KfK 3805, 1985</p> |
| Ur 85a | <p>Urban, M.; Kiefer, H.; Indoor and Outdoor National Radiation Survey Programmes: Aspects of Instrumentation and Organisation, Results The Science of the Total Environment 45, 281-298, 1985</p> |
| Ur 86 | <p>Urban, M.; Passives One-Element Track Etch Dosemeter for Simultaneous Measurement of Radon, Thoron and Decay Products in Air Nucl. Tracks, 12, 685-688, 1986</p> |
| Ur 88 | <p>Urban, M.; Schmitz, J. The KfK Passive Personal Dosemeter for Exposure to Radon and External γ-Radiation Proc. 7th Int. Congr. of the Int. Rad. Prot. Ass., Sydney, April 10-17, 1988</p> |
| Ur 91 | <p>Urban, M.; Schmitz, J.; Radon and Radon-Daughters Metrology: Basic Aspects 5th Int. Symp. on the Natural Radiation Environment, Salzburg, September 22-28, 1991, EUR - Report 14411 EN</p> |
| Ur 91a | <p>Urban, M.; Schmitz, J.; Kiefer, H. The Evaluation of Long Term Radon Exposure from Large Sources Using Passive Integrating Radon Monitors 5th Int. Symp. on the Natural Radiation Environment, Salzburg, September 22-28, 1991</p> |
| Ur 93 | <p>Urban, M. Radiation Induced Changes of the Capacitance of a SSNTD During Electrochemical Etching as a Measure of Exposure to be published in Rad. Prot. Dos., 1993</p> |

| Autor | Beschreibung |
|--------|---|
| Ur 93a | Urban, M.; Alpha Track Technique For the Determination of Radon and Decay Products in Air in: "Environmental Carcinogens - Methods of Analysis and Exposure Measurement", Vol. 12, Indoor Air, IARC Scientific Publications No. 109, Lyon 1993 |
| Ve 61 | Vetter, K. Elektrochemische Kinetik Springer Verlag, Berlin, 1961 |
| Vi 64 | Villiers De, A. J.; Windish, J. P. Lung Cancer in a Fluorspar Mining Community Brit. J. Industr. Med., 21,94-109, 1964 |
| Wa 88 | Ward, J. F.; C. L. Limoli; P. Calabro-Jones; J. W. Evans Radiation vs. Chemical Damage to DNA. Anticarcinogenesis and Radiation Protection O. Nygaard; M. Simic; P. Cerutti, Eds, New York: Plenum, 1988 |
| Wi 72 | Williamson, J.; Watt, D.E. The Influence of Molecular Binding on the Stopping Power of α -Particles in Hydrocarbons Phys. Med. Biol., 17, 486-492, 1972 |
| Wi 91 | Winter, M. Die Umgebungsüberwachung kerntechnischer Anlagen bei bestimmungsgemäßigem Betrieb Hacke, J., et al.; Strahlenschutz, H. Hoffmann-Verlag, Berlin, 1991 |

A1 Begriffe, Definitionen

A1.1 Kerma

”Kinetic Energy Released in Matter”, Quotient aus der kinetischen Energie dE_K aller geladenen Teilchen, die in einem Volumenelement als Sekundärteilchen durch indirekt ionisierende Strahlung erzeugt werden, und der Masse der Materie dm des Volumenelements:

$$K = \frac{dE_K}{dm}$$

A 1.2 Linearer Energie Transfer (LET)

Als ”Linearer Energie Transfer” wird der Energieverlust dE eines geladenen Teilchens durch Streuvorgänge an Elektronen längs eines Wegelements dl in Materie bezeichnet:

$$L = \frac{dE}{dl}$$

A 1.3 Energiedosis

Der Quotient aus der mittleren, durch ionisierende Strahlung auf ein Massenelement dm übertragene Energie dE und dem Massenelement dm wird als Energiedosis D bezeichnet:

$$D = \frac{dE}{dm}$$

Die mittlere in einem Gewebe oder Organ der Masse m_T absorbierte Energie D_T wird wie folgt ermittelt:

$$D_T = \frac{1}{m_T} \int_{m_T} D dm$$

Einheit: 1 Gy = 1 J/kg

A 1.4 Qualitätsfaktor

Die biologische Wirkung einer bestimmten in einem Gewebe oder Organ absorbierten Energie hängt von der mikrodosimetrischen Verteilung der Energie im

Organ oder Gewebe ab. Der Qualitätsfaktor wichtet die absorbierte Energiedosis nach der biologischen Wirksamkeit der Strahlung:

$$Q = \frac{1}{D} \int_L Q(L) D_L dL$$
$$Q(L) = \begin{cases} 1 & L \leq 10 \\ 0,32 L - 2,2 & 10 < L < 100 \\ \frac{300}{\sqrt{L}} & L \geq 100 \end{cases}$$

Der mittlere Qualitätsfaktor \bar{Q} für ein Organ oder Gewebe T ist:

$$\bar{Q}_T = \frac{1}{m_T D_T} \int_{m_T} Q D dm$$

A 1.5 Äquivalentdosis

Die Äquivalentdosis H ist das Produkt aus Energiedosis und Qualitätsfaktor:

$$H = Q D$$

$$\text{Einheit: } 1 \text{ Sv} = 1 \text{ J/kg}$$

A 1.6 Effektive Äquivalentdosis

Die effektive Äquivalentdosis gibt eine „Ganzkörperäquivalentdosis“ an. Sie ist die gewichtete Summe der Äquivalentdosen bestimmter Organe und Gewebe:

$$H_{eff} = \sum_T W_T H_T$$

mit

$$\sum W_T = 1$$

Tab. A 1.1 gibt die zu berücksichtigenden Organe und Gewebe und den zugehörigen Wichtungsfaktor an.

| Organe und Gewebe | Wichtungsfaktoren |
|---|-------------------|
| 1. Keimdrüsen | 0,25 |
| 2. Brust | 0,15 |
| 3. rotes Knochenmark | 0,12 |
| 4. Lunge | 0,12 |
| 5. Schilddrüse | 0,03 |
| 6. Knochenoberfläche | 0,03 |
| 7. andere Organe und Gewebe ¹⁾ Blase, oberer Dickdarm, unterer Dickdarm, Dünndarm, Gehirn, Leber, Magen, Milz, Nebenniere, Niere, Bauchspeicheldrüse, Thymus, Gebärmutter | je 0,06 |

¹⁾ Zur Bestimmung des Beitrages der andern Organe der effektiven Dosis ist die Teilkörperdosis für jedes der 5 am stärksten strahlenexponierten anderen Organe oder Gewebe zu ermitteln. Die Strahlenexposition der übrigen Organe und Gewebe bleibt bei der Berechnung der effektiven Dosis unberücksichtigt.

Tab. A 1.1: Organ-/gewebespezifische Wichtungsfaktoren

A 1.7 Neue Definitionen nach ICRP 60

Die ICRP empfiehlt eine neue Definition der Äquivalentdosis ("equivalent dose") für ein Gewebe oder Organ T verursacht durch die Strahlenart R:

$$H_{T,R} = w_R \cdot D_{T,R}$$

Dabei ist:

$D_{T,R}$: mittlere Energiedosis im Gewebe T durch die Strahlung R,

w_R : Strahlen-Wichtungsfaktor

Wenn das Strahlenfeld aus verschiedenen Strahlenarten und -energien mit unterschiedlichen Strahlen-Wichtungsfaktoren w_R zusammengesetzt ist, gilt:

$$H_T = \sum_R w_R \cdot D_{T,R}$$

Die von ICRP festgelegten Strahlen-Wichtungsfaktoren enthält die Tab. A 1.2.

| Strahlenart und -energie | Strahlen-Wichtungsfaktor |
|--|--------------------------|
| Photonen (alle Energie) | 1 |
| Elektronen, Muonen (alle Energie)* | 1 |
| Neutronen | 1 |
| < 10 keV | 5 |
| 10 keV bis 100 keV | 10 |
| > 100 keV bis 2 MeV | 20 |
| > 2 MeV bis 20 MeV | 10 |
| > 20 MeV | 5 |
| Protonen > 2 MeV | 5 |
| Alphateilchen, Spaltfragmente, schwere Kerne | 20 |

* außer Auger-Elektronen emittiert von an die DNA gebundenen Radionukliden

Tab. A 1.2: Strahlen-Wichtungsfaktor w_R nach ICRP 1990

Die "effective dose" ist die Summe der gewichteten "equivalent doses" in allen Organen und Geweben. Es gilt:

$$E = \sum_T w_T \cdot H_T$$

mit:

H_T : equivalent dose im Gewebe T,

w_T : Gewebe-Wichtungsfaktor.

Ausgehend von der Energiedosis gilt:

$$E = \sum_T w_T \cdot \sum_R w_R \cdot D_{T,R}$$

$D_{T,R}$: mittlere Energiedosis im Gewebe T durch die Strahlung R,

w_R : Strahlen-Wichtungsfaktor,

w_T : Gewebe-Wichtungsfaktor.

Die von ICRP empfohlenen Gewebe-Wichtungsfaktoren enthält die Tab. A 1.3.

| Organ, Gewebe | Wichtungsfaktor |
|---|-----------------|
| Keimdrüsen | 0,2 |
| Dickdarm rotes Knochenmark Lunge Magen | je 0,12 |
| Blase Brust Leber Schilddrüse Speiseröhre | je 0,05 |
| Haut Knochenoberfläche | je 0,01 |
| übrige Organe | 0,05 |

Tab. A 1.3: Gewebe-Wichtungsfaktor nach ICRP 1990

A2 Zerfallsreihen: Begriffe, Definitionen

A2.1 Die natürlichen Zerfallsreihen

Die drei natürlich auftretenden Radonisotope ^{222}Rn , ^{220}Rn und ^{219}Rn entstehen in den Zerfallsreihen des ^{238}U , ^{232}Th und ^{235}U (Abb. A 2.1). Die Tab. A 2.1 enthält die Halbwertszeiten, Zerfallskonstanten sowie die Hauptenergien und deren Auftretswahrscheinlichkeiten für die Radonisotope und deren kurzlebigen Zerfallsprodukte (Se 81).

| Nuklid | Halbwertszeit | Zerfallskonstante h^{-1} | Energie (MeV) / Auftrittswahrscheinlichkeit | | |
|-------------------|-------------------|----------------------------|---|--|---|
| | | | α | β | γ |
| ^{222}Rn | 3,8 d | $7,55 \cdot 10^{-3}$ | 5,49 (100 %) | - | - |
| ^{218}Po | 3,05 min | 13,63 | 6,00 (100 %) | - | - |
| ^{214}Pb | 26,8 min | 1,55 | - | 0,65 (50 %) 0,71 (40 %) 0,98 (6 %) | 0,295 (19 %) 0,352 (36 %) - |
| ^{214}Bi | 19,7 min | 2,11 | - | 1,0 (23 %) 1,51 (40 %) 3,26 (19 %) | 0,609 (47 %) 1,12 (17 %) 1,76 (17 %) |
| ^{214}Po | 164 μs | $1,5 \cdot 10^7$ | 7,69 (100 %) | - | - |
| ^{220}Rn | 55 s | 45,36 | 6,29 (100 %) | - | 0,55 (7 %) |
| ^{216}Po | 0,15 s | $1,7 \cdot 10^4$ | 6,78 (100 %) | - | - |
| ^{212}Pb | 10,6 h | $6,51 \cdot 10^{-2}$ | - | 0,346 (81 %) 0,586 (14 %) | 0,239 (47 %) 0,300 (3,2 %) |
| ^{212}Bi | 60,6 min | 0,686 | 6,05 (25 %) 6,09 (10 %) | 1,55 (5 %) 2,26 (55 %) | 0,040 (2 %) 0,727 (7 %) 1,620 (1,8 %) |
| ^{212}Po | 304 ns | $8,2 \cdot 10^9$ | 8,78 (100 %) | - | - |
| ^{219}Rn | 3,9 s | 640 | 6,82 (99 %) 6,55 6,43 | - | 0,271 (11,5 %) 0,402 (7,5 %) |
| ^{215}Po | 1,8 ms | $1,4 \cdot 10^6$ | 7,39 (99 %) | - | 0,439 (0,03 %) |
| ^{211}Pb | 36,1 min | 1,15 | - | 1,356 (92 %) 0,525 (6 %) | 0,405 (3,4 %) 0,727 (1,8 %) 0,832 (3,4 %) |
| ^{211}Bi | 2,2 min | 18,9 | 6,62 (84 %) 6,28 (16 %) | - | 0,351 (13 %) |
| ^{207}Tl | 4,8 min | 8,66 | - | 1,4 (100 %) | 0,898 (0,3 %) |

Tab. A 2.1: Zerfallsdaten der einzelnen Nuklide

A 2.2 Potentielle α -Energiekonzentration

Die potentielle α -Energie E_{pot} eines Atoms ist die gesamte α -Energie aller Zerfälle dieses Atoms bis zu ^{210}Pb bzw. ^{208}Pb . Die potentielle α -Energie eines Bq an Aktivität entspricht E_{pot}/λ , wobei λ die radioaktive Zerfallskonstante in s^{-1} ist. Tab. A 1.2 gibt für ^{222}Rn und ^{220}Rn sowie deren kurzlebigen Zerfallsprodukte die po-

Natürlich radioaktive Familien
Natural Radioactive Families

Familles radioactives naturelles
Familias radiactivas naturales

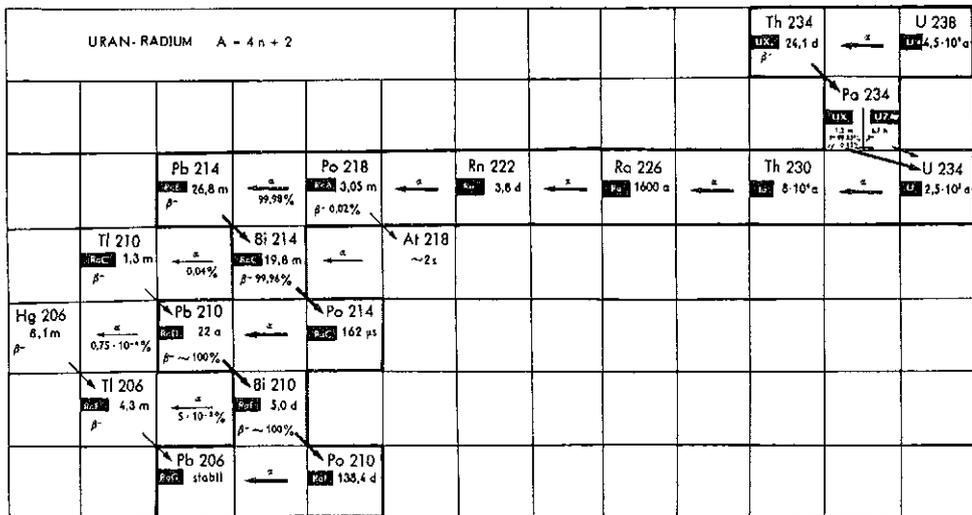
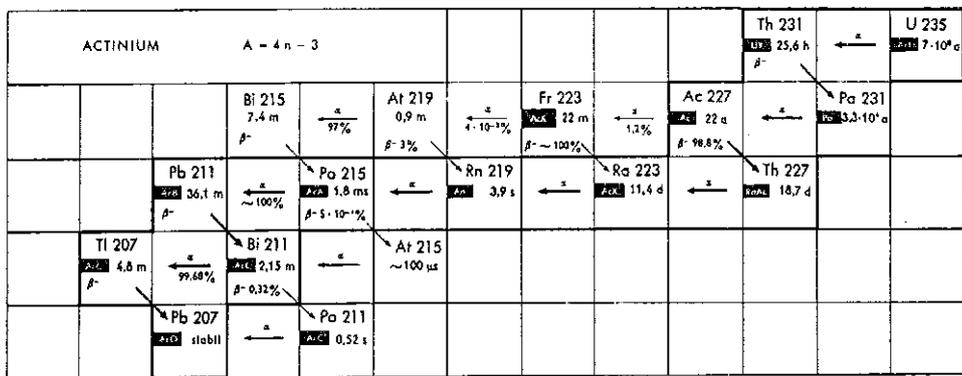
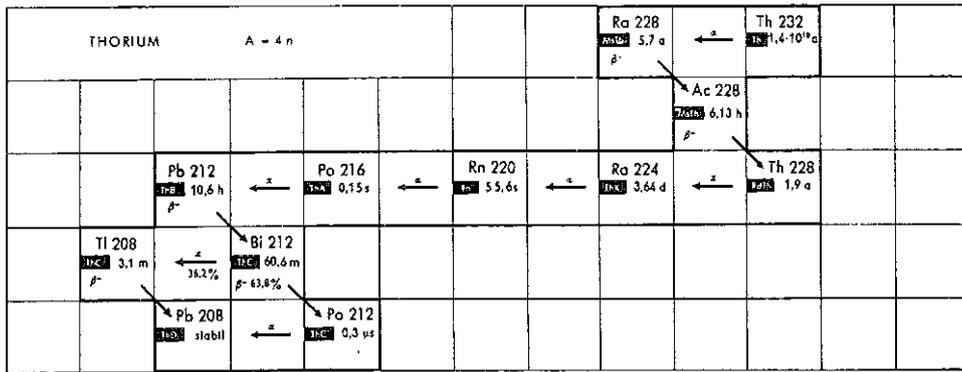


Abb. A 2.1: Die natürlichen Zerfallsreihen

tentielle α-Energie an. Wegen ihrer geringen Bedeutung werden ²¹⁹Rn und dessen Zerfallsprodukte künftig nicht mehr berücksichtigt.

Die potentielle α-Energiekonzentration einer beliebigen Mischung von kurzlebigen ²²²Rn- oder ²²⁰Rn-Zerfallsprodukten ist die Summe der potentiellen α-Energie aller Zerfallsproduktatome pro Volumen Luft. Ist c_i die Aktivitätskon-

| Nuklid | Potentielle α-Energie | | | |
|-------------------|------------------------|-----------------|------------------------------|----------------------|
| | pro Atom (E_{pot}) | | pro Bq (E_{pot}/λ) | |
| | in MeV | in 10^{-12} J | in MeV | in 10^{-10} J |
| ^{222}Rn | 19,18 | 3,073 | $9,14 \cdot 10^6$ | 14 650 |
| ^{218}Po | 13,69 | 2,193 | 3 616 | 5,792 |
| ^{214}Pb | 7,69 | 1,232 | 17 860 | 28,6 |
| ^{214}Bi | 7,69 | 1,232 | 13 120 | 21,02 |
| ^{214}Po | 7,69 | 1,232 | $1,82 \cdot 10^{-3}$ | $2,91 \cdot 10^{-6}$ |
| ^{220}Rn | 20,81 | 3,334 | 1 650 | 2,646 |
| ^{216}Po | 14,52 | 2,326 | 3,15 | $5,32 \cdot 10^{-3}$ |
| ^{212}Pb | 7,74 | 1,240 | $4,280 \cdot 10^5$ | 684 |
| ^{212}Bi | 7,74 | 1,240 | $4,060 \cdot 10^4$ | 65,0 |
| ^{212}Po | 8,78 | 1,407 | $3,85 \cdot 10^{-6}$ | $6,16 \cdot 10^{-9}$ |

Tab. A.2.2: Potentielle α-Energie

zentration eines Zerfallsproduktes i in Luft, erhält man die potentielle α-Energiekonzentration c_{pot} durch:

$$c_{pot} = \sum_i c_{pot_i} = \sum_i c_i \frac{E_{pot_i}}{\lambda_i}$$

summiert über alle Nuklide bis ^{214}Po bzw. ^{212}Po einschließlich. Die SI-Einheit ist

$$1 \text{ Jm}^{-3} = 6,242 \cdot 10^{12} \text{ MeV m}^{-3}$$

häufig wird die Einheit 1 Wl verwendet ("Working level").

$$1 \text{ Wl} = 1,3 \cdot 10^5 \text{ MeV l}^{-1} = 2,08 \cdot 10^{-5} \text{ Jm}^{-3}$$

Ein Wl entspricht der potentiellen α-Energiekonzentration von kurzlebigen Zerfallsprodukten im radioaktiven Gleichgewicht mit 3 700 Bq ^{222}Rn bzw. 280 Bqm $^{-3}$ ^{220}Rn . Tab. A 2.3 gibt die potentielle α-Energiekonzentration der einzelnen Nuklide an.

| Nuklid | MeV/l | 10 ⁻¹⁰ J/m ³ | 10 ⁻⁶ Wl |
|-------------------|-------------------------|------------------------------------|-------------------------|
| ²¹⁸ Po | 3,616 | 5,792 | 27,8 |
| ²¹⁴ Pb | 17,86 | 28,60 | 137,5 |
| ²¹⁴ Bi | 13,12 | 21,02 | 101,1 |
| ²¹⁴ Po | 1,82 · 10 ⁻⁶ | 2,91 · 10 ⁻⁶ | 1,40 · 10 ⁻⁵ |
| ²¹⁶ Po | 3,15 · 10 ⁻³ | 5,32 · 10 ⁻³ | 0,0256 |
| ²¹² Pb | 428 | 684 | 3 290 |
| ²¹² Bi | 40,6 | 65,0 | 312,5 |
| ²¹² Po | 3,85 · 10 ⁻⁹ | 6,16 · 10 ⁻⁹ | 2,96 · 10 ⁻⁸ |

Tab. A 2.3: Potentielle α-Energiekonzentration pro Bqm⁻³

A 2.3 Gleichgewichtsäquivalente Radon-/Thoronkonzentration, Gleichgewichtsfaktoren

Die gleichgewichts-äquivalente Radonkonzentration $c_{Gl.Rn}$ einer Mischung von kurzlebigen Zerfallsprodukten, die nicht im radioaktiven Gleichgewicht mit Radon sind, ist die Radonkonzentration im Gleichgewicht mit den kurzlebigen Zerfallsprodukten, die die gleiche potentielle α-Energiekonzentration hat wie die Mischung der kurzlebigen Zerfallsprodukte. Für ²²²Rn erhält man

$$\begin{aligned} c_{Gl.Rn} \text{ (Bq/m}^3\text{)} &= 2,85 \cdot 10^{-2} c_{pot} \text{ (MeV/l)} \\ &= 1,78 \cdot 10^8 c_{pot} \text{ (J/m}^3\text{)} \\ &= 3\,700 c_{pot} \text{ (Wl)} \end{aligned}$$

und für ²²⁰Rn

$$\begin{aligned} c_{Gl.Rn} \text{ (Bq/m}^3\text{)} &= 2,15 \cdot 10^{-3} c_{pot} \text{ (MeV/l)} \\ &= 1,35 \cdot 10^7 c_{pot} \text{ (J/m}^3\text{)} \\ &= 280 c_{pot} \text{ (Wl)} \end{aligned}$$

Der Gleichgewichtsfaktor F ist das Verhältnis von gleichgewicht-äquivalenter Radonkonzentration zu der tatsächlichen Radonkonzentration.

$$F = \frac{c_{Gl.Rn}}{c_{Rn}}$$