

KfK 3805 : 3

September 1985

# **Bestimmung der Strahlenbelastung der Bevölkerung durch Radon und dessen kurzlebige Zerfallsprodukte in Wohnhäusern und im Freien**

**M. Urban, A. Wicke, H. Kiefer  
Hauptabteilung Sicherheit**

**Kernforschungszentrum Karlsruhe**

84.549

KERNFORSCHUNGSZENTRUM KARLSRUHE  
HAUPTABTEILUNG SICHERHEIT

KfK 3805

Bestimmung der Strahlenbelastung der Bevölkerung durch  
Radon und dessen kurzlebige Zerfallsprodukte in Wohn-  
häusern und im Freien

M. Urban, A. Wicke, H. Kiefer

Kernforschungszentrum Karlsruhe GmbH, Karlsruhe

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

Kernforschungszentrum Karlsruhe GmbH  
ISSN 0303-4003

Das Forschungsvorhaben wurde im Auftrag des Bundesministers des Innern unter dem Arbeitstitel "Messung der Raumlufkonzentration von Radon und seinen kurzlebigen Zerfallsprodukten in Wohnräumen; Abschätzung der Lungendosis der Bewohner" (St.Sch. 697a) durchgeführt. Die Verantwortung für den Inhalt liegt bei den Autoren.

## Zusammenfassung

Die Inhalation von Radon und seinen kurzlebigen Zerfallsprodukten in Wohnhäusern führt zu einer der bedeutendsten Strahlenexpositionen der Bevölkerung. Im Auftrag des Bundesministers des Innern wurden bundesweite Radonerhebungsmessungen durchgeführt. Dabei wurden bei mehr als 20 000 Einzelmessungen in ca. 6 000 Wohnungen als Medianwert der Radonkonzentration  $40 \text{ Bqm}^{-3}$  und im Freien  $14 \text{ Bqm}^{-3}$  ermittelt.

Im Bericht werden die verwendeten Meßverfahren und die erzielten Ergebnisse ausführlich dargestellt.

ESTIMATION OF THE RADIATION EXPOSURE OF THE GENERAL PUBLIC DUE TO RADON AND ITS SHORT LIVED DECAY PRODUCTS IN GERMAN HOUSES AND IN OUTDOOR AIR

## Abstract

One of the most important sources of radiation exposure for the general public is the inhalation of radon and its short lived decay products in houses. On the behalf of the Federal Minister of Interior a nation wide radon survey was carried out in 6 000 German houses. As result of more than 20 000 single measurements median values for indoor and outdoor radon concentration of  $40 \text{ Bqm}^{-3}$  and  $14 \text{ Bqm}^{-3}$  were found. In this report measurement techniques as well as the results of the measurements are presented in detail.

## Vorwort

Das Forschungsvorhaben wurde im Auftrag des Bundesministers des Innern in den Jahren 1978-1984 vom Kernforschungszentrum Karlsruhe durchgeführt. Die in diesem Bericht in Kapitel 5 und 6 beschriebenen Radonerhebungsmessungen erfolgten in enger Zusammenarbeit mit dem Institut für Strahlenhygiene des Bundesgesundheitsamtes Neuherberg. So lagen insbesondere die statistischen Auswertungen in Kapitel 6.1 bis 6.2.3.8 im Rahmen eines parallel laufenden Forschungsvorhabens in der Hand des Bundesgesundheitsamtes in Neuherberg.

In den Jahren 1982 und 1984 wurden von der europäischen Gemeinschaft Vergleichskalibrierungen für Meßgeräte zur Bestimmung der Konzentration von Radon und dessen kurzlebigen Zerfallsprodukten in Luft organisiert. Die Vergleichskalibrierungen 1984 waren zugleich Teil eines umfangreichen Vergleichsprogramms der OECD. Hierzu benannte die OECD vier regionale Standardlabors: Für Europa das National Radiological Protection Board (NRPB), England, für Nordamerika das Environmental Measurement Laboratory (EML) des US Department of Energy, New York und das Denver Research Center (DMRC) des US Bureau of Mines (USBM), Denver, sowie für den Pazifik das Australien Radiation Laboratory (ARL), Melbourne. Die vier regionalen Labors haben untereinander drei Serien von Vergleichskalibrierungen durchgeführt. Im Verlaufe dieser Kalibrierungen mußten verschiedene Labors ihre Kalibrierfaktoren sowie die Vorgehensweise zu deren Bestimmung ändern. NRPB und ARL änderten dabei ihre Standards, die beiden amerikanischen Labors führten technische Änderungen an ihren Meßgeräten durch. Nach Änderung der Kalibrierfaktoren durch NRPB und ARL weichen die Messungen der einzelnen Labors um weniger als 6 % voneinander ab.

Die von KfK bei zwei dieser regionalen Standardlabors vor 1984 durchgeführten Vergleichskalibrierungen zeigen gute Übereinstimmung (vergl. Abb. 3.12). Nach Änderung des Standards durch NRPB aufgrund der Vergleichskalibrierung der vier regionalen Standardlabors untereinander um ca. 20 % weichen die Ergebnisse des KfK-Dosimeters bei der EG-Vergleichskalibrierung 1984, durchgeführt

bei NRPB, ebenfalls um 20 % ab. Unter der Annahme, daß die NRPB-Kalibrierungen 1984 zuverlässig waren, und bei gleichzeitiger Nichtbeachtung der übereinstimmenden Kalibrierungen vor 1984 müßten die in dem Bericht angegebenen Radonkonzentrationen um ca. 20 % erhöht werden, um international vergleichbar zu sein.

Eine Anpassung des Kalibrierfaktors wurde aus folgenden Gründen nicht vorgenommen: 1. Die Messungen wurden vor Ende 1983 abgeschlossen. 2. Die 1984 ermittelte Abweichung von 20 % stützt sich auf nur eine Kalibrierung bei einem Institut, das 1984 seinen internen Standard geändert hat. 3. Das EML New York hat seinen Standard nicht geändert.

## Inhaltsverzeichnis

	Seite
1. Einführung	1
1.1 Ausgangspunkt	1
1.2 Eigenschaften, Bedeutung und Quellen von Radon und seinen kurzlebigen Zerfallsprodukten	1
1.3 Physikalische Vorgänge in der Raumluft	4
1.4 Inhalation von Radon und dessen kurzlebigen Zerfallsprodukten	8
1.5 Ziel der Meßreihe	9
2. Meßverfahren: Momentane Konzentration von Radon- und Thoronzerfallsprodukten in Luft	10
2.1 Sammelvorgang	10
2.1.1 Filter	10
2.1.2 Sammelwirkungsgrad	11
2.2 Meßvorgang	12
2.2.1 Detektor	12
2.2.1.1 Gasversorgung	13
2.2.1.2 Detektorwirkungsgrad	14
2.2.2 Zähler	16
2.3 Auswertemethodik	17
2.3.1 Bestimmung der Teilchendichte in Luft	17
2.3.2 Potentielle $\alpha$ -Energiekonzentration	20
2.3.3 Fehlerbetrachtung	21
3. Meßverfahren: Integrierende Messung	22
3.1 Meßverfahren für Erhebungsmessungen	22
3.2 Nachweis von $\alpha$ -Teilchen durch elektrochemisches Ätzverfahren	26
3.2.1 Detektormaterialien	26
3.2.2 Elektrochemisches Ätzverfahren	27
3.2.3 Ätzapparatur zur Auswertung großer Serien	28
3.3 Konstruktion des Karlsruher passiven Radondosimeters	33
3.3.1 Detektorauswahl	34
3.3.2 Zählen von Kernspuren	39

	Seite	
3.4	Bestimmung der Radonexposition und der Meßunsicherheit	42
3.4.1	Radonexposition	42
3.4.2	Meßunsicherheit	43
3.4.3	Reproduzierbarkeit der Messung	45
3.4.4	Fadingverhalten der Kernspurdetektoren	46
4.	Ergebnisse einer kleinen Serie von Punktmessungen sowie einer Pilotstudie mit passiven Dosimetern	48
5.	Durchführung der Radon-Erhebungsmessungen	51
5.1	Auswahlkriterien	51
5.2	Organisation der Erhebungsmessungen	52
5.3	Fragebogen	56
6.	Ergebnisse der Erhebungsmessungen	57
6.1	Ermittlung und Dokumentation der Ergebnisse	57
6.2	Ergebnisse der Messungen in Häusern	58
6.2.1	Statistische Beurteilung der Verteilung der Meßpunkte	58
6.2.2	Gesamtverteilung	62
6.2.3	Auswertung nach verschiedenen Gesichtspunkten	64
6.2.3.1	Regionale Verteilung	64
6.2.3.2	Haustyp, Bauweise und Art der Unterkellerung	69
6.2.3.3	Etage	71
6.2.3.4	Unterschiede zwischen einzelnen Räumen einer Wohnung	72
6.2.3.5	Alter	73
6.2.3.6	Heizung und Fenster	73
6.2.3.7	Baustoffe	74
6.2.3.8	Jahreszeitlicher Gang	76
6.2.4	Fachwerkhäuser	77
6.2.5	Spezielle Auswertungen	82
6.2.5.1	Freudenstädter Verwerfung	82
6.2.5.2	Durch früheren Bergbau beeinflusste Radonkonzentrationen im Freien und in Häusern	82
6.3	Radon im Freien gemessen in Klimastationen des Deutschen Wetterdienstes	89
6.3.1	Klimahauptstationen	90
6.3.2	Ergebnisse aus einzelnen Gebieten mit dichterem Meßnetz	92

6.4	Einfluß des Radiumgehalts des Erdbodens auf die Radonkonzentration im Freien und in Häusern	99
7.	Exposition und Dosisabschätzung	100
7.1	Gleichgewichtsfaktor	101
7.2	Relative Aufenthaltsdauer in Häusern und im Freien	103
7.3	Dosisfaktor und Abschätzung der Dosis	104
7.4	Risikobetrachtung	107
8.	Beurteilung und Diskussion der Ergebnisse	108
8.1	Kritische Beurteilung der Stichproben	108
8.2	Vergleich mit dem Ausland	109
8.3	Vergleich mit Empfehlungen zu Grenzwerten	110
8.4	Bezug zu den Ergebnissen der Erhebungsmessungen zur externen Strahlenexposition	113
9.	Zusammenfassung	116
10.	Literaturhinweise	119
11.	Liste der Abbildungen	124
12.	Liste der Tabellen	128

### Anhang

A 1	Begriffe, Definitionen, Zerfallsreihen	130
A 2	Filtermeßverfahren	134
A 2.1	Wirkungsgrad des Detektors	134
A 2.1.1	Wirkungsgrad von $^{214}\text{Po}$	134
A 2.1.2	Berechnung der Wirkungsgrade bei anderen $\alpha$ -Energien	134
A 2.1.3	Auswirkung des Wirkungsgradfehlers bei 7,68 MeV auf die Wirkungsgrade anderer $\alpha$ -Energien	135
A 2.1.4	Wirkungsgradfehler der Teilchendichten	137
A 2.1.5	Fehler aus der Bestimmung von Sammelzeit, Sammelvolumen, Filterwirkungsgrad	140
A 2.2	Schätzverfahren für Teilchendichten	141
A 2.2.1	Schätzalgorithmus	141
A 2.2.2	Gleichungsfehlerkovarianzmatrix	141
A 2.2.4	Nachweisgrenzen	144
A 2.2.5	Vergleichsmessungen mit der Universität Gießen 1978/79	148

		Seite
A 3	Logarithmische Normalverteilung	154
A 4	Fragebogen aus den Erhebungsmessungen	157
A 5	Ergebnisse in Häusern: Gesamtüberblick	160
A 6	Resultate auf Kreisebene	163
A 7	Ergebnisse von Freiluftmessungen	172

## 1. Einführung

### 1.1 Ausgangspunkt

Die natürliche Strahlenexposition des Menschen ist durch zwei Strahlungskomponenten bedingt: der Bestrahlung von außen durch kosmische Strahlung und durch Strahlung der natürlichen Radionuklide der Umwelt sowie der Bestrahlung von innen durch Inhalation natürlicher Radionuklide mit der Atemluft und durch Ingestion mit Nahrungsmitteln und Trinkwasser.

Im Rahmen eines vom Bundesminister des Innern geförderten Forschungsvorhabens wurden in den Jahren 1972-1975 Erhebungsmessungen in nahezu 30 000 Häusern und im Freien durchgeführt mit dem Ziel, die aus der natürlichen externen terrestrischen Strahlung resultierende Strahlenexposition und deren Schwankungsbreiten für die Bundesrepublik Deutschland zu ermitteln. Aus dem seinerzeit vorgelegten Bericht (BMI 78) geht hervor, daß die dadurch hervorgerufene Strahlenexposition der Bevölkerung im Mittel bei etwa 0,54 mSv/a effektiver Äquivalentdosis liegt. Verantwortlich für eine deutlich zivilisatorisch bedingte Erhöhung der internen Komponente ist die Inhalation von Radon.

Damals war eine Untersuchung des Beitrages, den Radon zur Strahlenexposition liefert, ausgeklammert worden. Der vorliegende Bericht behandelt daher die Messungen zur Ermittlung der Größe und der Schwankungsbreite der Exposition der Bevölkerung durch Radon und seine kurzlebigen Zerfallsprodukte.

### 1.2 Eigenschaften, Bedeutung und Quellen von Radon und seinen kurzlebigen Zerfallsprodukten

Das Edelgas Radon hat drei Isotope mit den Massenzahlen 222, 220 und 219. Sie entstehen in den Zerfallsreihen von  $^{238}\text{U}$ ,  $^{232}\text{Th}$  und  $^{235}\text{U}$ . Die Halbwertszeiten sind 3,8 d, 56 s und 4 s (Abb. 1.1). Da natürliches Uran zu ca. 99 % aus  $^{238}\text{U}$  und nur zu ca. 0,7 % aus

$^{235}\text{U}$  besteht, ist  $^{219}\text{Rn}$  von untergeordneter Bedeutung.

Die Konzentration von Radon ( $^{222}\text{Rn}$ ) und dessen kurzlebigen Zerfallsprodukten in Luft ist starken räumlichen und zeitlichen Schwankungen unterworfen. In Häusern hängt sie ab vom geologischen Untergrund, von der Bauweise der Häuser, vom Radiumgehalt der verwendeten Baumaterialien und von der Raumbelüftung (Abb. 1.2). Weitere Quellen können Wasser und Erdgas sein.

Wenn eine Radonquelle mögliches Eindringen von Bodenluft in das Haus ist, dann hängt die zu erwartende Konzentration im Haus von folgenden Parametern ab:

- dem mittleren Druckgefälle zwischen Haus und Boden,
- dem Strömungswiderstand von Boden und Fundament für Bodenluft bei bestimmtem Druckgefälle,
- der Radonfreisetzung im Erdboden um das Haus, einschließlich eventueller Sickerungen (dies bestimmt die Radonkonzentration in der Bodenluft),
- der Luftaustauschrate zwischen Haus und Außenluft.

Konventionell gebaute Keller sind im allgemeinen nicht luftdicht. Bodenluft kann durch Fugen, poröse Wände, Kellerfenster oder Durchführungen von Versorgungsleitungen in das Hausinnere gelangen. Relativ hohe Radonkonzentrationen sind in granitischen oder vulkanischen Gebieten zu erwarten, niedrige Konzentration z.B. in Muschelkalkgebieten.

Ein Teil der durch den Zerfall von Radium im Baumaterial gebildeten Edelgasatome gelangen durch diffusive und konvektive Transportprozesse in die Luft. Dennoch kann auf Grund des Radiumgehaltes des Baumaterials nicht unbedingt auf die Freisetzung von Radon geschlossen werden. Die Durchlässigkeit der Baumaterialien spielt dabei eine wesentliche Rolle. Bei hoher Temperatur gebrannte Baustoffe, z. B. Schlackensteine verhindern durch ihre glasartige Feinstruktur ein Austreten von Radon. Ebenso kann durch eine günstige Oberflächenbehandlung, z.B. Anstrich ein Austreten von Radon aus den Baumateria-

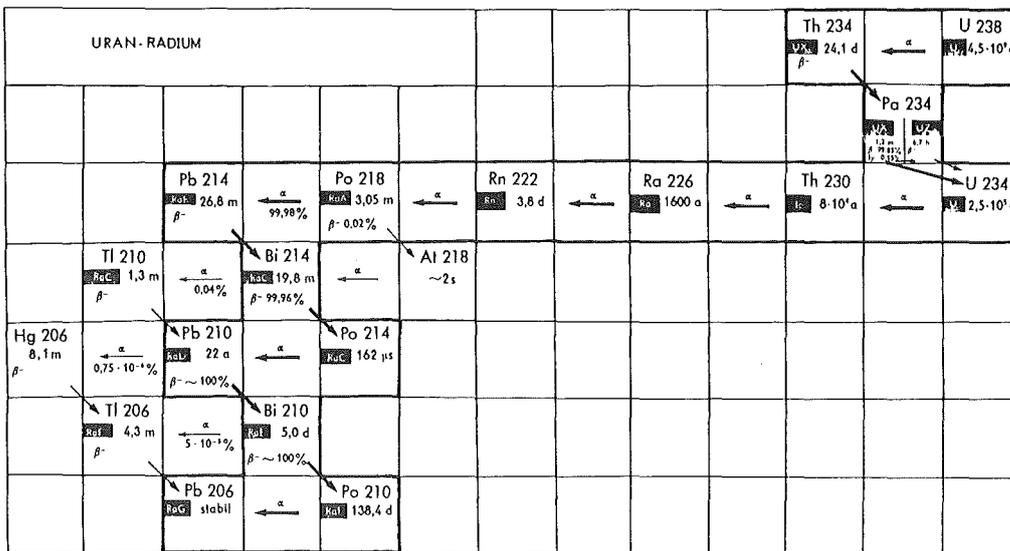
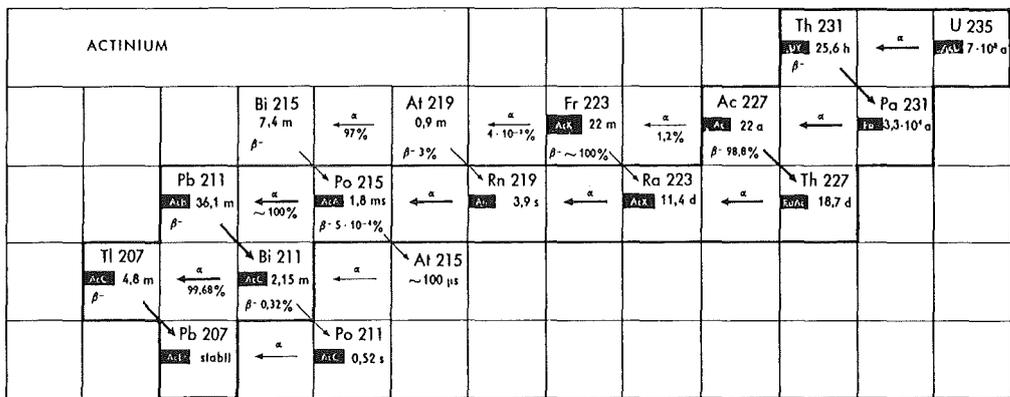
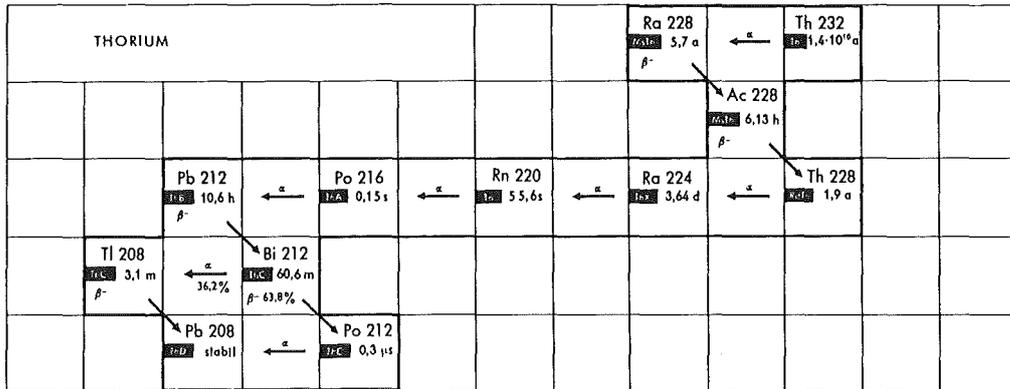


Abb. 1.1 Die natürlichen Zerfallsreihen

lien in die Raumluft verhindert werden. Weitere Quellen können Wasser sowie Erdgas sein.

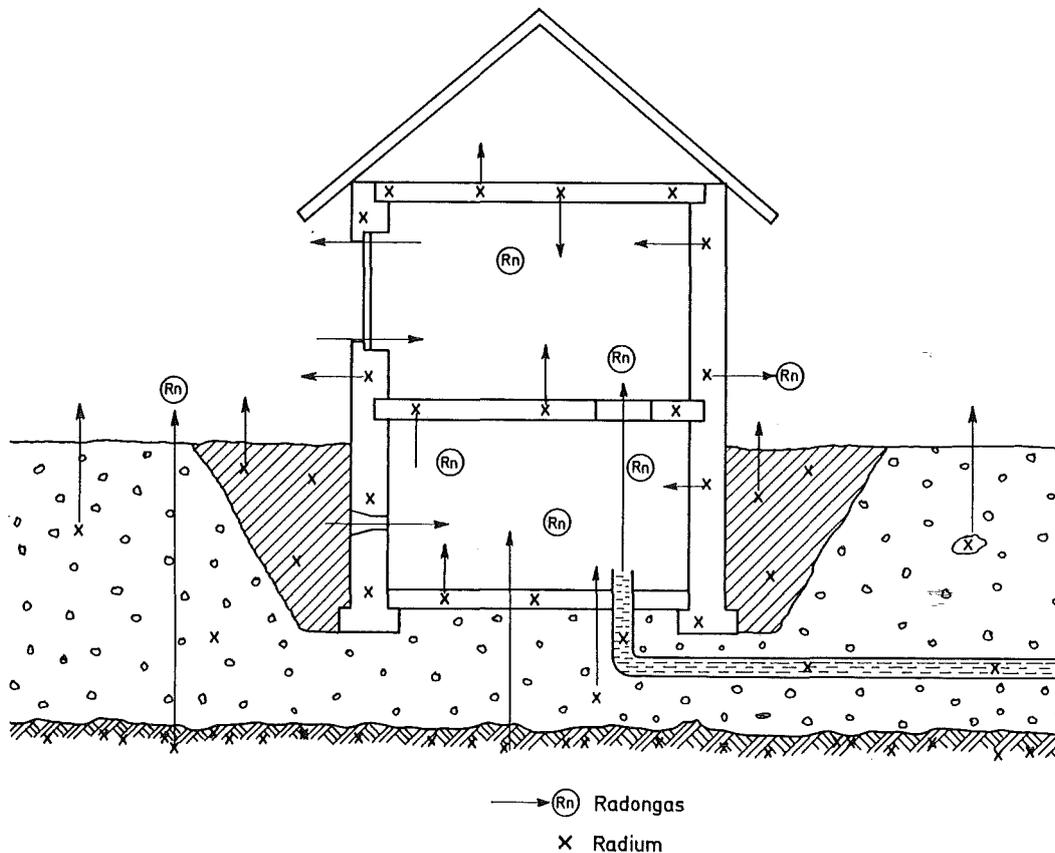


Abb. 1.2 Quellen für Radon in Häusern

Die Radonkonzentration in Räumen steigt wie die Konzentration anderer Schadstoffe, wie z.B. Formaldehyd (aus Klebstoff), Pentachlorphenol (aus Holzschutzmitteln) und Lösungsmitteln allgemein mit sinkendem Luftaustausch mit außen stark an. Energiesparmaßnahmen haben in letzter Zeit zu einer ständigen Verringerung der Luftwechselraten beigetragen.

### 1.3 Physikalische Vorgänge in der Raumluft

Durch den Zerfall von Radon entsteht Polonium zunächst als freies Ion. Wasserdampf oder Spurengase lagern sich sehr schnell um dieses Ion und bilden eine sog. "Cluster", einen Verband von mehreren Molekülen mit einem Durchmesser von 2 bis 20  $\mu\text{m}$ . Das freie Ion oder

dieser Verband von wenigen Molekülen wird als "freies oder unangelagertes" Zerfallsprodukt bezeichnet. Diese sind sehr beweglich und neigen dazu sich an Oberflächen im Raum oder an in der Luft befindliche Aerosole anzulagern (Abb. 1.3). An Oberflächen abgeschiedene Zerfallsprodukte, frei oder aerosolgebunden, bleiben mit hoher Wahrscheinlichkeit an den Oberflächen. In der Luft befindliche angelagerte Zerfallsprodukte haben einen Durchmesser von 50 - 500  $\mu\text{m}$  und sind relativ träge. Die Abreicherung durch Oberflächenabscheidung geschieht sehr viel langsamer. Beim  $\alpha$ -Zerfall eines an ein Aerosol gebundenen  $^{218}\text{Po}$  Atoms erfährt das entstehende  $^{214}\text{Pb}$  Atom eine Rückstoßenergie von ca. 110 keV. Diese Energie reicht aus, um mit einiger Wahrscheinlichkeit das  $^{214}\text{Pb}$  vom Aerosol zu trennen. Wird es nicht gleich wieder an das Aerosol angelagert, verhält es sich wie oben beschrieben. Die übrigen Zerfälle sind  $\beta$ -Zerfälle. Die resultierende Rückstoßenergie beträgt nur einige eV und reicht zu einer Trennung nicht aus. Auf Grund dieser Vorgänge, ist in der Raumluft nie mit radioaktivem Gleichgewicht zwischen Radon und seinen kurzlebigen Zerfallsprodukten zu rechnen. Der Grad der Abreicherung wird als Gleichgewichtszustand bezeichnet (vergl. Anhang). Als Maß für die Konzentration der Zerfallsprodukte in Luft wird die potentielle  $\alpha$ -Energiekonzentration verwendet. Dies ist die Summe der Energien aller möglichen  $\alpha$ -Zerfälle von  $^{218}\text{Po}$  bis  $^{214}\text{Po}$  einschließlich. Der Gleichgewichtsfaktor F ist der Quotient aus tatsächlicher potentieller  $\alpha$ -Energiekonzentration in Luft zu der maximal möglichen, nämlich dann, wenn radioaktives Gleichgewicht zwischen Radon und seinen kurzlebigen Zerfallsprodukten in Luft besteht.

Welcher Gleichgewichtszustand sich in der Raumluft einstellt, hängt ab von der Luftaustauschrates nach außen, der Aerosolkonzentration im Raum sowie des Oberflächen- zu Volumenverhältnisses des Raumes.

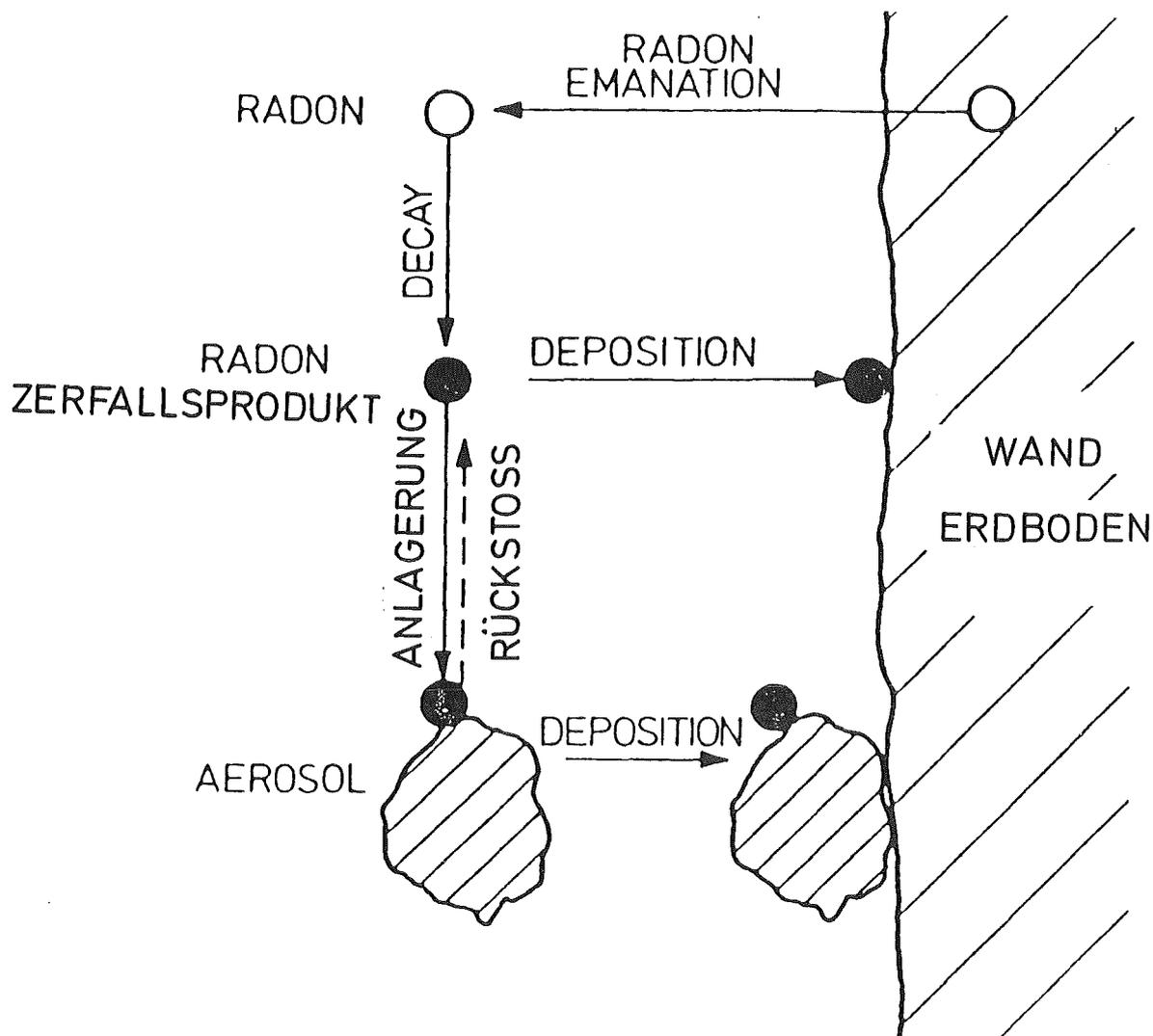


Abb. 1.3 Physikalisches Verhalten von Radon und seinen kurzlebigen Zerfallsprodukten in Luft (Po 84).

Der Einfluß der Aerosolkonzentration auf den Gleichgewichtsfaktor soll am folgenden Beispiel verdeutlicht werden. In einem abgeschlossenen Raum werden über mehrere Tage die Radon- und die Zerfallsproduktkonzentration kontinuierlich gemessen. Durch eine künstliche Quelle wird eine mittlere Radonkonzentration von  $3.3 \text{ kBq m}^{-3}$  in Luft eingestellt. In Abb. 1.4 ist der zeitliche Verlauf der Radon- und der Zerfallsproduktkonzentration sowie der daraus resultierende Gleichgewichtsfaktor dargestellt. Bei Temperaturen von  $17$  bis  $27^\circ\text{C}$  und einer relativen Luftfeuchte von  $40$ - $60\%$  stellt sich ein mittlerer Gleichgewichtsfaktor von  $0.25$  ein. Am 12. Tag werden in bestimmten Zeitabständen mehrere Zigaretten in diesem Raum geraucht. Bedingt durch das mehrfache Öffnen des Raumes fällt

die Radonkonzentration um ca. 1/3 ab, während gleichzeitig die Zerfallsproduktkonzentration leicht ansteigt. Der Gleichgewichtsfaktor erhöht sich durch den Zigarettenrauch (Aerosolkonzentration!) auf 0.6. Wird in dem Raum nicht mehr geraucht, stellt sich nach einiger Zeit der ursprüngliche Zustand wieder ein.

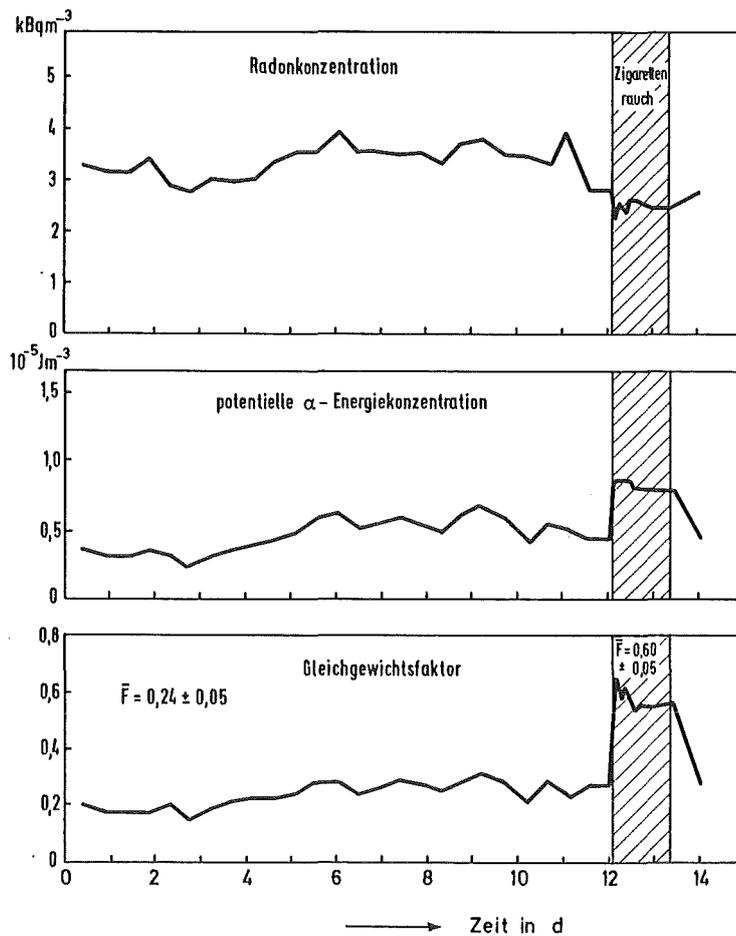


Abb. 1.4 Einfluß von Zigarettenrauch auf den Gleichgewichtsfaktor.

#### 1.4 Inhalation von Radon und dessen kurzlebigen Zerfallsprodukten

Aufgrund ihrer Edelgaseigenschaften wird Radon im Gewebe nicht chemisch gebunden. Die Aktivitätsaufnahme ist durch die Löslichkeit im Körpergewebe begrenzt, die von der Radonkonzentration der Umgebungsluft abhängt (Ja 80). Dabei spielen die Aufnahme aus der Luft in das Blut, die Verteilung über die Blutbahn, die Diffusion vom Blut in die Zellflüssigkeit und der radioaktive Zerfall während des Transports eine Rolle. Die Aufnahme in das Blut geschieht über die Lunge. Da die mittlere Zirkulationszeit ca. 1 min beträgt, ist auch für Thoron mit dem Erreichen der Sättigungslöslichkeit im Blut zu rechnen. Die Aufnahme von Radon aus dem Blut ins Körpergewebe geschieht mit Halbwertszeiten von Minuten bis Stunden. Für Radon wird die Sättigungslöslichkeit erreicht, während Thoron durch die kurze radioaktive Halbwertszeit nur in der Lunge von Bedeutung ist. Die Inhalation von Radon führt zu einer gleichmäßigen Dosisverteilung im Körper mit Ausnahme der Lunge und des Fettgewebes, bedingt durch die hohe Radonlöslichkeit.

Die Aufnahme von kurzlebigen Zerfallsprodukten von Radon in den Körper ist wegen der Schwermetalleigenschaften grundsätzlich verschieden von der Aufnahme der Edelgase. Die Zerfallsprodukte werden abgeschieden und dadurch angereichert. Da die Depositionswahrscheinlichkeit im Atemtrakt u.a. abhängt von der Teilchengröße, unterscheiden sich die aerosolgebundenen Zerfallsprodukte von den freien Atomen oder Ionen und werden daher getrennt betrachtet.

Nach ihrer Abscheidung werden die Zerfallsprodukte von den im Atemtrakt ablaufenden Transportvorgängen erfaßt. Dabei kommt es entweder zu einer Anreicherung über das Blut oder zu einer Anreicherung in den Magen, hervorgerufen durch den durch die Ciliarbewegung in den Bronchien verursachten Schleimtransport und anschließendem Verschlucken. Da die biologische Halbwertszeit sehr viel größer als die radioaktive Halbwertszeit ist, zerfällt der größte Teil der kurzlebigen Zerfallsprodukte im Atemtrakt.

Die Strahlenbelastung wird durch die Zerfallsprodukte und nicht durch das Edelgas selbst verursacht. Aus diesem Grund ist es bei der Abschätzung der Dosis wichtig, die Konzentration der Zerfallsprodukte in Luft zu kennen.

### 1.5 Ziel der Meßreihe

Über den Umfang der Strahlenexposition der Bevölkerung durch Radonzerfallsprodukte lagen zu Beginn des Forschungsvorhabens nur wenige Anhaltspunkte vor. Es war daher das Anliegen des Bundesministers des Innern, Erhebungsmessungen zur Ermittlung der Größe und der Schwankungsbreite dieser wichtigen Komponente der natürlichen Strahlenexposition durchzuführen. Die Kenntnis dieser Schwankungsbreite ist Voraussetzung für Strahlenschutzmaßnahmen im Bereich des Umweltschutzes und dient gleichzeitig als Grundlage für mögliche Ergänzungen gesetzlicher Bestimmungen. Es sei darauf hingewiesen, daß mit diesen Erhebungsmessungen primär das Ziel verfolgt wurde, die derzeitige Strahlenexposition der Bevölkerung zu ermitteln, weniger, ursächliche Zusammenhänge zu erforschen. Dies war separaten Forschungsvorhaben vorbehalten.

Entscheidend für die Durchführung der geplanten Erhebungsmessungen war die Wahl des geeigneten Meßverfahrens. Für die Ermittlung der Konzentration von Radon und seinen Zerfallsprodukten gab es bis vor einigen Jahren nur sehr aufwendige Methoden, die meist auch nur Stichprobenmessungen zuließen. Zunächst wurde damit begonnen, nach geeigneten Meßverfahren für Radon und Zerfallsprodukte zu suchen. Es wurden auch in anderen Instituten, z.B. die Institute für Biophysik der Universitäten des Saarlandes und Gießen sowie am Institut für Strahlenhygiene des Bundesgesundheitsamtes Meßverfahren zur Durchführung von Kurzzeitmessungen ("Punktmessungen") entwickelt. Mit diesen Verfahren wurden dann kleine Meßreihen durchgeführt.

Wichtig ist angesichts der starken tageszeitlichen und saisonalen Schwankungen der Radonkonzentration ein einfaches Meßgerät mit gutem zeitlichen Integrationsverhalten. Ein derartiges Meßgerät, mit dem kostengünstig viele Messungen durchgeführt werden können

und das auch für die Erhebungsmessungen zum Einsatz kam, wird im Kapitel 3 beschrieben. Diese Methode ist auf die Registrierung des Radongases ausgelegt, nicht auf die Messung der dosisrelevanten Zerfallsprodukte. Daher waren zusätzliche Untersuchungen notwendig, die es gestatten, das radioaktive Gleichgewicht zwischen Radon und seinen kurzlebigen Zerfallsprodukten anzugeben.

Auf die Ermittlung der Dosis, die durch Thoron und seine Zerfallsprodukte hervorgerufen wird, mußte wegen Fehlens geeigneter Meßgeräte im Rahmen der Erhebungsmessungen verzichtet werden.

## 2. Meßverfahren: Momentane Konzentration von Radon- und Thoronzerfallsprodukten in Luft

Meßverfahren zur Bestimmung der momentanen Konzentration von Radon- und Thoronzerfallsprodukten in Luft benutzen eine Detektorfilterkombination sowie mehr oder weniger aufwendige Auswerteelektronik. Zur Messung wird zunächst Luft durch ein Filter gesaugt und dabei werden die Radon- bzw. Thoronzerfallsproduktaerosole auf dem Filter abgeschieden. Es gibt verschiedene Vorgehensweisen die Filteraktivität zu bestimmen. Einige Verfahren registrieren die Zerfälle auf dem Filter bereits während des Sammelvorgangs, andere nicht. Ebenso werden die verschiedensten Zählintervalle nach Beendigung des Sammelvorgangs benutzt, sowohl für Bruttomessung von  $\alpha$ - und  $\beta$ -Teilchen als auch bei alphaspektrometrischer Auswertung.

### 2.1 Sammelvorgang

#### 2.1.1 Filter

Es soll ein Filter im Sinne eines optimalen Sammelergebnisses ausgewählt werden, dessen maximale Durchlässigkeit nicht mit dem Maximum der Aerosolteilchengrößenverteilung in Wohnräumen zusammenfällt und nicht bei verwendeter Luftdurchsatzgeschwindigkeit liegt.

Eine Kennzeichnung der Filter geschieht durch Angabe der Retention. Dabei wird das Rückhaltevermögen eines Filterpapiers durch die An-

gabe des Abscheidegrades für definierte Niederschläge umschrieben. Zur Bestimmung des Abscheidegrades werden nach DIN 24 184 (3) Ölnebeltestaerosole (A) mit einem Teilchendurchmesser von weniger  $10^{-6}$  m, wobei das Häufigkeitsmaximum der Teilchengrößenverteilung zwischen  $0,5$  und  $0,3 \cdot 10^{-6}$  m liegt oder radioaktiv indizierte Aerosole (B) mit Häufigkeitsmaximum der Teilchendurchmesser von weniger als  $0,3 \cdot 10^{-6}$  m verwendet.

Retention des verwendeten Glasfaserfilters (STA)

Abscheidegrad 99,97 % für (A)

99,95 % für (B)

Messungen eines zweiten Filters hinter dem eigentlichen Filter waren nicht von Messungen eines unbestaubten Filters zu unterscheiden.

### 2.1.2 Sammelwirkungsgrad

Es hat sich gezeigt, daß die flächenbezogene Filteraktivität nicht über das gesamte Filter konstant ist.

Es wurden einzelne Filterteile ausgemessen, Filterzentrum und Rand. Dabei traten bei den Randflächen höhere Impulsraten auf als im Zentrum, bezogen auf Flächeneinheit unter Berücksichtigung des zeitlichen Verlaufes der Filteraktivität sowie der Nulleffekte. Es wären folgende Gründe denkbar:

- Gebläse saugt nicht über gesamte Filterfläche gleich stark, d.h. der flächenbezogene Volumenfluß ist über Filterfläche nicht konstant;
- der Filterwirkungsgrad ist nicht konstant über das gesamte Filter bzw. die Sammeldichte der einzelnen Folgeprodukte ist nicht über das gesamte Filter konstant; dies ist im Hinblick auf Wirkungsgradangabe in (STA) unwahrscheinlich;
- verschiedene Detektoransprechwahrscheinlichkeiten.  
Konnte durch Verwendung des gleichen Detektors unter gleichen geometrischen Bedingungen durch wiederholtes wechselseitiges Messen ausgeschlossen werden.

Einige Filter zeigen nach Besaugen im Zentrum kleine Löcher durch ausgerissene Fasern, deren Flächendichte nach außen abnimmt. Diese sind dann für diese Zwecke nicht geeignet.

## 2.2 Meßvorgang

### 2.2.1 Detektor

An den Detektor sind folgende Anforderungen zu stellen:

1. möglichst hoher  $\alpha$  -Wirkungsgrad, bei gleichzeitig  $\beta$  -Wirkungsgrad  $> 0$ , um auch bei kleinen Rn-Folgeproduktkonzentrationen in der Luft eine ausreichend hohe Zählrate im Hinblick auf annehmbaren statistischen Fehler zu erhalten.
2. Großflächendetektor, durch Filtergröße vorgeschrieben.

Um die Aktivität des 200 mm  $\emptyset$  Filters zu bestimmen, wird ein Großflächendurchflußzählrohr verwendet. Als Endfenster nimmt man Folie mit Flächengewicht von  $0,9 \text{ mg/cm}^2$ ; diese Folie ermöglicht noch einen guten Wirkungsgrad bei den hier auftretenden  $\alpha$  -Energien und ist noch ausreichend stabil gegen äußere mechanische Zerstörung.

Ein Zählrohr in dieser Größe hat sich als notwendig erwiesen aus folgenden Gründen:

1. Es mußte ein Filter mit 200 mm  $\emptyset$  verwendet werden, um einen genügend hohen Luftdurchsatz (ca. 10 % des Rauminhaltens) in relativ kurzer Zeit (geringe Halbwertszeit  $^{218}\text{Po}$ , 3,05 min) zu erhalten. Der mittlere Durchsatz beträgt  $0,8 \text{ m}^3 / \text{min}$ .
2. Ein Messen des gesamten Filters und nicht von Filterteilen ist wichtig, da
  - auf dem Filter keine homogene Belegung mit Rn-Folgeprodukten vorliegt und
  - durch Zählen höherer Impulsraten eine bessere Statistik erreicht wird.

### 2.2.1.1. Gasversorgung

An die Gasversorgung des Detektors sind folgende Anforderungen zu stellen:

1. ausgeprägtes  $\alpha$ -Plateau, bei geringer  $\beta$ -Querempfindlichkeit, ausreichender Wirkungsgrad;
2. möglichst einfach zu beschaffendes, handelsübliches Gas, um im Sinne hoher Mobilität eine zu große Bevorratung zu vermeiden und nicht an ein paar wenige Versorgungsquellen mit unter Umständen langen Anfahrtswegen gebunden zu sein;
3. möglichst einfach zu handhabendes Gas (Brennbarkeit, kritisches Gas-Luft-Gemisch o.ä.).

Diese Forderungen stehen sich zum Teil entgegen. Es bietet sich an für Forderungen:

1. Argon-Methan, Methan
2. Camping-Gas (Butan)
3. Argon-Methan.

Es wurden Versuche mit verschiedenen Gasen durchgeführt, wobei sich Argon mit 10 % Methan als brauchbarstes gezeigt hat. Es erfüllt die Forderungen 1 und 3. Andere Gase - es wurde als Beispiel Butan in handelsüblicher Form (Camping-Gas) untersucht - erfüllen außer der besonderen Wirtschaftlichkeit und besonders leichter Beschaffungsmöglichkeit keine der gestellten Forderungen. Butan hat sich als unbrauchbar erwiesen: Es zeigt weder ein ausgeprägtes Plateau, noch ausreichenden Wirkungsgrad, noch ausreichende Selektivität.

Der Gasverbrauch des Detektors ist relativ klein, so daß eine Bevorratung auch für längere Zeit problemlos ist und kaum ein Mobilitätsverlust auftritt. Mit einer 0,6 l-Flasche kann der Detektor 2 Tage ununterbrochen gespült werden. Nachteil der Argon-Methan-Gasversorgung ist nur der im Vergleich hohe Kostenaufwand. Die Vorteile überwiegen jedoch. Deshalb wurde Argon-Methan als Zählgas ausgewählt.

Als Arbeitspunkt wurden 1200 V bei Argon-Methan gewählt. Die beta-Querempfindlichkeit im Arbeitspunkt beträgt ca. 0,3 % und darf

gegenüber anderen Fehlern, die eine bis zwei Größenordnungen höher liegen, vernachlässigt werden.

#### 2.2.1.2 Detektorwirkungsgrad

Im Sinne eines besseren Wirkungsgrades war es vorteilhaft, ein Zählrohr zu verwenden, dessen Fenster größer ist als der zu messende Filter, da die Empfindlichkeit zum Rand hin abnimmt, in den Ecken bis zum Faktor 2 in Bezug auf Detektormitte.

In Abb. 2.1 sind Wirkungsgrade einzelner Detektorzonen eingezeichnet. Der nicht benötigte Teil des Detektorfensters wurde mit Elektrolytkupfer abgedeckt, was gleichzeitig auch eine Null-effektverbesserung um den Faktor 3 bewirkt. Der nicht benötigte Teil konnte vorher als elektrostatischer Sammler für Radon-Folgeprodukte wirken.

#### Bestimmen des Detektorwirkungsgrades

Es wurde ein bestaubtes Filter zur Eichung verwendet, um möglichst gleiche Bedingungen wie bei der Anwendung zu haben. Dieses Filter mit  $^{220}\text{Rn}$  und  $^{222}\text{Rn}$  Folgeprodukten wurde gleichzeitig durch die zu kalibrierende Meßapparatur sowie  $\gamma$ -spektroskopisch ausgewertet.

Die Kalibrierung des NaJ(Tl)-Kristalls wurde mit  $^{226}\text{Ra}$  im Gleichgewicht mit Folgeprodukten, PTB-Probe von 51,2 nCi mit max. 3 % Fehler, vorgenommen.

Zur Auswertung am besten geeignet zeigte sich die 609 keV- $\gamma$ -Linie des  $^{214}\text{Bi}$  (RaC), da andere Linien weniger deutlich waren.

Hieraus ergab sich direkt der Wirkungsgrad für 7,68 MeV  $\alpha$ -Strahlung des  $^{214}\text{Po}$ . Die Wirkungsgrade für die anderen alpha-Energien wurden errechnet. Selbstabsorption durch Staubschicht auf den Filtern ist nicht zu erwarten und muß deshalb nicht besonders berücksichtigt werden. Die Durchführung der Rechnung (siehe Anhang 2).

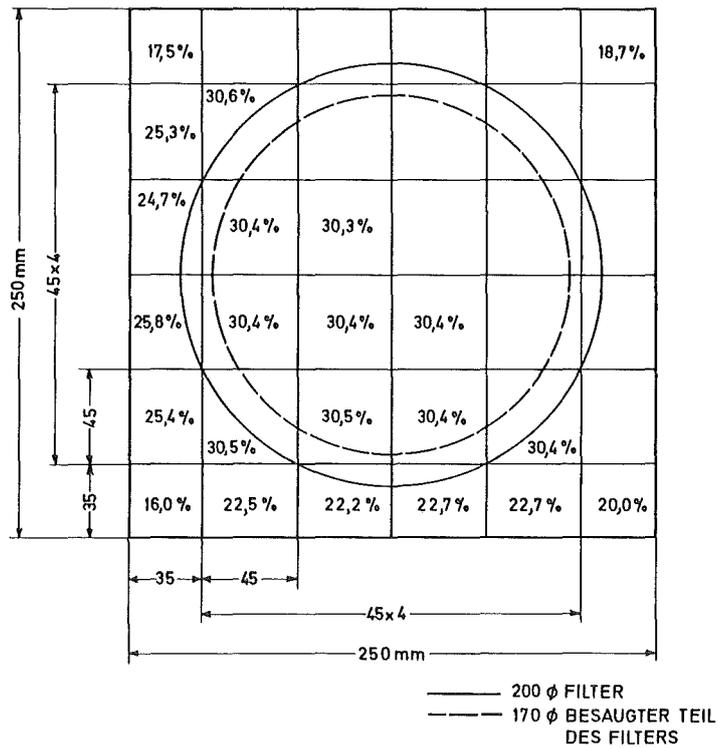


Abb. 2.1  $\alpha$ -Wirkungsgrade verschiedener Detektorbereiche  
 ( $^{241}\text{Am}$ )

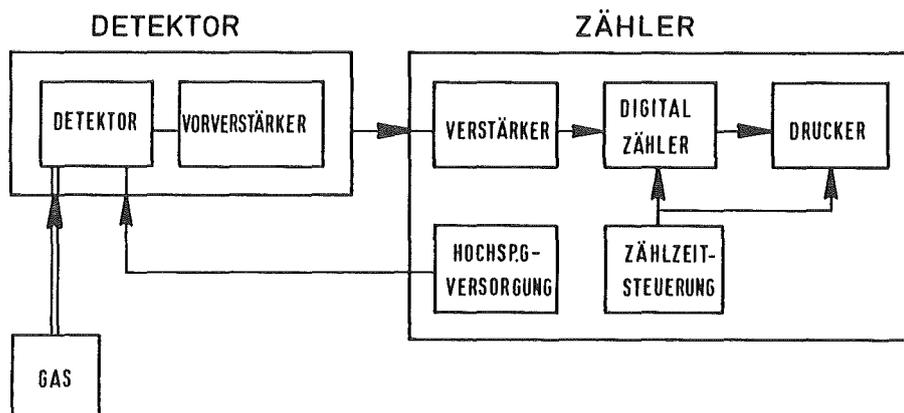


Abb. 2.2 Aufbau des Zählers zur Messung der Filteraktivität

Es wurden folgende Wirkungsgrade aus (A 2.5f)

$$N_i = 1/2 \{ 1 - (1 - 2 n_4) \left( \frac{E_4}{E_i} \right)^{3/2} \}$$

errechnet:

Element	$\alpha$ -Energie MeV	errechneter Wirkungsgrad	2 $\sigma$ -Fehler
$^{218}\text{Po}$	6,0026	0,3243	$\pm 0,057$
$^{214}\text{Po}$	7,687	0,3788	$\pm 0,012$
$^{212}\text{Bi}$	6,05	0,3264	$\pm 0,050$
	6,09	0,3281	$\pm 0,050$
$^{212}\text{Po}$	8,784	0,4008	$\pm 0,008$

Tab. 2.1:  $\alpha$ -Wirkungsgrade der  $^{222}\text{Rn}$  und  $^{220}\text{Rn}$ -  
Folgeprodukte

### 2.2.2 Zähler

Da die spezifische Aktivität von kurzlebigen Rn-Folgeprodukten in Wohnräumen bestimmt werden soll, ist ein mobiles Gerät vorteilhaft.

Es soll ein Kompaktgerät verwendet werden, das folgende Forderungen erfüllt:

1. Handlichkeit
2. Hochspannungsversorgung für Detektor
3. Verstärker für zu zählende Impulse
4. Digitalzähler mit Drucker
5. wählbare Zählzeitintervalle
6. Stromversorgung bei Netz oder 12 V
7. Ausdruck der Uhrzeit

Es wurden mehrere Gerätekombinationen bei Durchführung einer kleinen Meßreihe in Wohnräumen getestet, nur eine erfüllte obige Anforderungen annähernd.

## 2.3 Auswertemethodik

### 2.3.1 Bestimmen der Teilchendichten in Luft

Zur Bestimmung der Teilchendichten der Radon-Folgeprodukte in der Luft muß ein System linearer Differentialgleichungen erster Ordnung gelöst werden; einmal für den Sammelvorgang und einmal für den Meßvorgang.

Für die  $i$ -te Differentialgleichung erhält man aus einer Teilchenzahlenbilanz:

$$dN_i = -\lambda_i N_i dt + \lambda_{i-1} N_{i-1} dt + k v n_i dt \quad (\text{Gl. 2.1})$$

mit:  $\lambda_i$ : Zerfallskonstante

$N_i$ : Teilchenzahlen

$dt$ : Zeitintervall

$v$ : Volumenfluß an Luft durch Filter, für Meßvorgang

$n_i$ : Teilchendichte in Luft

wobei:  $dN_i$ : Änderung der Teilchenzahl des  $i$ -ten Folgeproduktes  $j$ -ter Zerfallsreihe im Zeitintervall  $dt$

$N_i dt$ : durch Zerfall von  $i$ -tem zu  $(i+1)$ -tem Folgeprodukt übergegangene Teilchenzahl im Zeitintervall  $dt$

$\lambda_{i-1} N_{i-1} dt$ : im Zeitintervall  $dt$  aus  $i-1$ -tem Folgeprodukt nachgebildete Teilchenzahl

$k v n_i dt$ : durch Filter in Zeit  $dt$  gesammelte Teilchenzahl

darstellen.

Als Lösung des Differentialgleichungssystems erhält man die Teilchenzahl  $N_i(t)$  der einzelnen kurzlebigen Folgeprodukte auf dem Filter:

$$\underline{N}(t) = \underline{K} \underline{H} \underline{n} \quad (\text{Gl. 2.2})$$

wobei  $\underline{n}$ : Teilchendichtensektor in Luft  
 $\underline{H}$ : Matrix, Sammelvorgang  
 $\underline{K}$ : Matrix, Meßvorgang

Gemessen wird jedoch die Summe der  $\alpha$ -Aktivitäten der Folgeprodukte auf dem Filter. Es soll dabei die  $\alpha$ -Aktivität des  $^{214}\text{Bi}$  mit einer Zerfallswahrscheinlichkeit von weniger als 0,01 % nicht berücksichtigt werden.

Die Filteraktivität zum Zeitpunkt  $t$  nach Sammelende wird

$$A(t) = \lambda_1 N_1(t) + \lambda_4 N_4(t) + 0,362 \lambda_6 N_6(t) + \lambda_7 N_7(t) \quad (\text{Gl. 2.3})$$

mit:

1	$^{218}\text{Po}$
2	$^{214}\text{Pb}$
3	$^{214}\text{Bi}$
4	$^{214}\text{Po}$
5	$^{212}\text{Pb}$
6	$^{212}\text{Bi}$
7	$^{212}\text{Po}$

oder in Matrixschreibweise

$$A(t) = \underline{C}^* \underline{K}(t) \underline{H} \underline{n} \quad (\text{GL. 2.4})$$

wobei  $C^* = (\lambda_1, 0, 0, \lambda_4, 0,362 \lambda_6, \lambda_7)$

darstellt.

Mit diesem Meßverfahren wird eine mittlere Aktivität zur Zeit  $t$  über ein Zeitintervall  $T_j$  gemessen. Man erhält eine mittlere Impulsrate  $J(t_j, T_j)$  aus dem Zeitintegral

$$J(t_j, T_j) = \frac{1}{T_j} \int_{t_j}^{t_j+T_j} A(t) dt \quad (\text{Gl. 2.5})$$

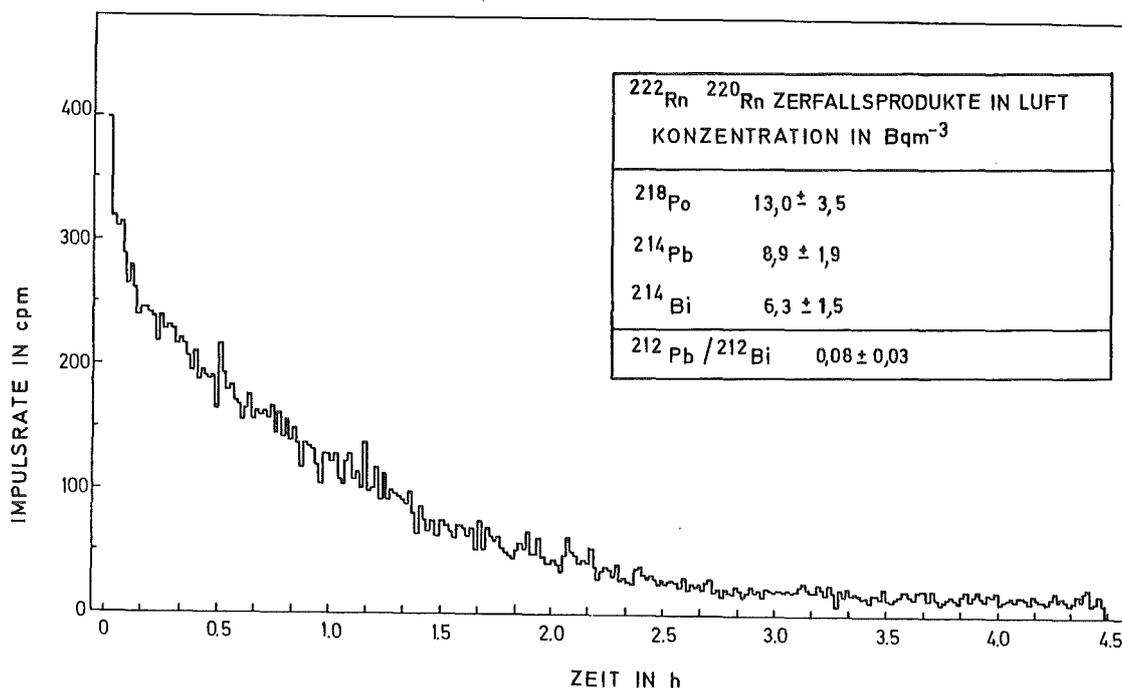


Abb. 2.3 Typischer Aktivitätsverlauf eines Filters

Mit Berücksichtigung der Wirkungsgrade für die einzelnen  $\alpha$ -Energien, in Matrixschreibweise für alle  $m$  Messungen, erhält man einen Impulsratenvektor als Funktion der gesuchten Teilchendichten in Luft  $n$

$$\underline{J} = \underline{C} \underline{K} \underline{H} \underline{n} \quad (\text{Gl. 2.6})$$

Einen typischen Verlauf einer Filteraktivität zeigt Abb. 2.1., Mit der Annahme:

es liege Gleichgewicht vor zwischen dem sehr kurzlebigen  $^{214}\text{Po}$  bzw.  $^{212}\text{Po}$  mit ihren vergleichsweise langlebigen Vorgängern in der Zerfallsreihe  $^{214}\text{Bi}$  bzw.  $^{212}\text{Bi}$ ,

läßt sich der Grad des Gleichungssystems erniedrigen. Diese Annahme ist realistisch, da der Zerfall des Tochterproduktes praktisch mit dem Zerfall der Muttersubstanz eintritt, bei  $^{214}\text{Po}$   $164 \mu\text{s}$ , bei  $^{212}\text{Po}$   $304 \text{ ns}$  danach.

Es ist also

$$\lambda_3 N_3 = \lambda_4 N_4$$

$$0,638 \lambda_6 N_6 = \lambda_7 N_7$$

Dies gilt sowohl auf dem Filter als auch in der Luft. Es müssen danach nur die Teilchendichten  $^{210}\text{Po}$ ,  $^{214}\text{Pb}$ ,  $^{214}\text{Bi}$ ,  $^{212}\text{Pb}$ ,  $^{212}\text{Bi}$  berechnet werden.

Prinzipiell würden fünf Messungen zur Bestimmung der Teilchendichten in Luft ausreichen. Der Fehler bei der Bestimmung wird jedoch mit zunehmender Anzahl der Messungen kleiner, weshalb mehr als fünf Messungen gemacht wurden. Zur Auswertung des überbestimmten Gleichungssystems soll ein sog. Parameterschätzverfahren angewandt werden. Man erhält nach dem Minimum-Varianz-Verfahren die Teilchendichten aus

$$\hat{\underline{n}} = (\underline{X} \underline{V}_e^{-1} \underline{X})^{-1} \underline{X} \underline{V}_e^{-1} \underline{J} \quad (\text{Gl. 2.7})$$

mit  $\underline{X} = \underline{C} * \underline{K} * \underline{H}$

und  $\hat{\underline{n}}$ : geschätzter Teilchendichtenvektor in Luft

$\underline{V}_e$ : Gleichungsfehler Kovarianzmatrix (siehe Statistikteil)

$\underline{J}$ : gemessener Impulsratenvektor

Das Schätzverfahren wird in Anhang 3 genauer erläutert.

### 2.3.2 Potentielle $\alpha$ -Energiekonzentration

Für eine Abschätzung der Lungendosis ist weniger die spezifische Aktivität als vielmehr die Summe der einzelnen potentiellen  $\alpha$ -Energien der Folgeprodukte von Bedeutung. Sie soll in diesem Abschnitt ermittelt werden.

Die potentielle  $\alpha$ -Energie eines Folgeproduktes ist die Summe aller  $\alpha$ -Energien des Folgeproduktes und aller aus diesem entstehenden Folgeprodukte. Es werden dabei nur die kurzlebigen Folgeprodukte berücksichtigt.

Für die potentielle  $\alpha$ -Energiekonzentration  $E_{\text{pot}}$  der kurzlebigen  $^{222}\text{Rn}$  und  $^{220}\text{Rn}$  Folgeprodukte erhält man:

$$E_{\text{pot}} = \sum_{i=1}^4 E_{\alpha i} n_i \quad \text{in MeV l}^{-1} \quad (\text{Gl. 2.8})$$

i			$E_i$ /MeV	$E_i$ : potentielle Energie des Elements i
1	$^{218}\text{Po}$	RaA	13,68	
2	$^{214}\text{Pb}$	RaB	7,69	
3	$^{214}\text{Bi}$	RaC	7,69	
4	$^{212}\text{Pb}$	ThC	7,8*	* als Summe: 0,362 * 6,09 MeV ( $^{212}\text{Bi}$ ) +0,638 * 8,78 MeV ( $^{212}\text{Po}$ )
	$^{212}\text{Bi}$	ThC		

Es ist üblich, die Einheit "Working Level" zu verwenden

$$1 \text{ WL} = 1,3 * 10^{-5} \text{ MeV l}^{-1}$$

in S I-Einheiten

$$1 \text{ WL} = 2,1 \text{ Joule/m}^{-3} \text{ Luft.}$$

Damit wird

$$\frac{E_{\text{pot}}}{\text{WL}} = \frac{1}{1,3 \cdot 10^5} \sum_{i=1}^4 \frac{n_i}{\text{l}^{-1}} \frac{E_{\alpha i}}{\text{MeV}} \quad (\text{Gl. 2.9})$$

### 2.3.3 Fehlerbetrachtung

Der Gesamtfehler setzt sich jeweils aus den  $2\sigma$ -Fehlern aus

- Schätzfehler für Teilchendichten
- Wirkungsgradfehler
- Fehler während des Sammelns

zusammen.

Andere Fehler sind mindestens eine Größenordnung kleiner und werden nicht berücksichtigt.

Für die einzelnen Teilchendichten erhält man

$$\frac{2\sigma_{n_i}}{n_i} = 2 \left( \frac{\sigma_{n_i,s}}{n_i} \right)^2 + \left( \frac{\sigma_{n_i,w}}{n_i} \right)^2 + \left( \frac{\sigma_{n_i,v}}{n_i} \right)^2 \quad (\text{Gl. 2.10})$$

sowie mit Gl. 2.8 für die potentielle Energiekonzentration

$$\frac{2\sigma_{E_{\text{pot}}}}{E_{\text{pot}}} = \frac{2}{E_{\text{pot}}} \left( 13,68 \frac{\sigma_{n_1}}{n_1} \right)^2 + 7,68^2 \left( \frac{\sigma_{n_2}^2}{n_2^2} + \frac{\sigma_{n_3}^2}{n_3^2} \right) + 7,8^2 \frac{\sigma_{n_4}^2}{n_4^2} \quad (\text{Gl. 2.11})$$

7,8 MeV für Zerfall von  $^{212}\text{Bi}$  bzw.  $^{212}\text{Po}$  gemittelt zur  
 $8,78 \cdot 0,638 \text{ MeV} + 6,09 \cdot 0,362 \text{ MeV}$

Für die Herleitung der einzelnen Fehlerkomponenten siehe Anhang 2

$\sigma_{n_i,s}$  : Schätzfehler für Teilchendichten

$\sigma_{n_i,w}$  : Wirkungsgradfehler

$\sigma_{n_i,v}$  : Fehler während des Sammelns

### 3. Meßverfahren: Integrierende Messungen

#### 3.1 Meßverfahren für Erhebungsmessungen

Derzeit gebräuchliche Meßverfahren lassen sich in zwei große Gruppen unterteilen, aktive und passive Meßverfahren. Aktive Meßverfahren benötigen zum Betrieb eine externe Energieversorgung, sie arbeiten überwiegend mit Pumpen und Auswertelektronik. Passive Meßverfahren arbeiten ohne Energieversorgung, haben keine beweglichen Teile oder Elektronik und benutzen als Detektoren überwiegend Thermolumineszenzdetektoren ( $\text{CaSO}_4:\text{Dy}$ ,  $\text{LiF}$ ) oder Kernspurdetektoren (Polykarbonat, Zellosenitrat).

Radondosimeter benutzen alle passive Detektoren. Dennoch gibt es mehrere prinzipiell unterschiedliche Meßverfahren für Radondosimeter. Aktive Dosimeter arbeiten zwar mit einem passiven Detektor, benötigen aber zum Betrieb einer Pumpe eine Stromversorgung. Luft wird durch ein Filter gesaugt. Dabei werden die in der Luft befindlichen Radonzerfallsprodukte auf dem Filter abgeschieden. Dem Filter gegenüberliegend ist ein passiver Detektor angebracht, der die  $\alpha$ -Zerfälle vom Filter registriert.

Ein rein passives Dosimeter arbeitet ohne Stromversorgung. Radon diffundiert durch ein Filter in das **Innere** einer abgeschlossenen Kammer. Ein Detektor in der Kammer registriert  $\alpha$ -Teilchen von Radon und seinen in der Kammer entstandenen Zerfallsprodukten aus dem Volumenbereich und von Oberflächen. In der Luft befindliche Radonzerfallsprodukte und andere Aerosole werden durch das Filter zurückgehalten. Dieses Dosimeter wird als "Diffusionskammer" bezeichnet. Es wird nur Radon gemessen.

Ein weiteres rein passives Dosimeter besteht aus einer offenen Kammer oder einem blanken Detektor. Der Detektor registriert alle  $\alpha$ -Teilchen aus einem bestimmten Volumenbereich der Umgebungsluft. Es findet keine Trennung nach Radon und Zerfallsprodukten statt. Dabei ist i.a. nur eine Aussage über die Bruttoalphaaktivität ohne nuklidspezifische Trennung möglich, wenn der Gleichgewichtszustand zwischen Radon und seinen Zerfallsprodukten in Luft nicht bekannt ist. Einige dieser unterschiedlichen Radondosimeter sind in Tab. 3.2 aufgelistet.

Der Hauptnachteil von TL-Detektoren ist die verhältnismäßig kleine  $\alpha$ -Empfindlichkeit bei gleichzeitig hoher  $\beta/\gamma$ -Empfindlichkeit. Aus diesem Grund muß ein zweiter abgeschirmter TL-Detektor zur Diskriminierung der externen Strahlung verwendet werden. Der nicht abgeschirmte TL-Detektor ist auch empfindlich für Aerosoldeposition. Regulla /Re 80/ gibt an, daß dünne  $\text{CaSO}_4$ : Dy Detektoren die beste  $\gamma$ -Diskriminierung und deshalb die höchste  $\alpha$ -Empfindlichkeit haben. Zur Zeit ist jedoch dieser Detektor noch nicht kommerziell erhältlich. Aus diesem Grund wird ein Kernspurdetektor für das Radondosimeter verwendet.

Tab. 3.1 Integrierende Dosimeter für Radon und Zerfallsprodukte

Sammelverfahren	Art des Detektors	Meßzeit	Luftdurchsatz/ Hochspannung	Nachweisgrenze	Anwendungsgebiet	Quelle
A k t i v e V e r f a h r e n						
nur Zerfallsprodukte	TLD CaF <sub>2</sub> :Dy	1 Woche/ 1 Monat	0.1 l/min	-	Bergwerk	/Mc 79/
Deposition auf Filter	Kernspurdetektor Zellulosenitrat	mehrere Wochen Batterie <15h	0.007 l/min	3·10 <sup>-2</sup> WLM	Bergwerk	/Au 71/
Pumpe Stromversorgung	Kernspurdetektor Zellulosenitrat	1 Woche Batterie <18h	5.0 l/min	-	Bergwerk	/Du 78/ /Ch 72,78/ /Ph 78/
	TLD LiF	1 Woche Batterie <10h	5.4 l/min	6·10 <sup>-3</sup> WLM	Bergwerk	/Br 76/ /Gu 79/
	Kernspurdetektor Zellulosenitrat <sup>1)</sup>	-	0.1 l/min	4·10 <sup>-3</sup> WLM	Bergwerk	/Fr 77,79/
	TLD Ca SO <sub>4</sub>	< 170h	2.0 l/min	4·10 <sup>-3</sup> WLM	Bergwerk	/He 78/
	TLD CaSO <sub>4</sub>	< 170h	0.13 l/min	7·10 <sup>-4</sup> WLM	Bergwerk/Haus	/Hu 78/ /Re 80/

1) Trennung verschiedener α-Energiegruppen

2) wahrscheinlich CR 39

3) Elektrochemisches Ätzverfahren

Tab. 3.2 Integrierende Dosimeter für Radon und Zerfallsprodukte

Sammelverfahren	Art des Detektors	Meßzeit	Luftdurchsatz/ Hochspannung	Nachweisgrenze	Anwendungsgebiet	Quelle
P a s s i v e V e r f a h r e n						
nur Radon	TLD LiF	1..2 Wochen	500 V - 900 V -	4 Bq <sup>m</sup> <sup>-3</sup> pro Woche	Bergwerk, Haus	/Ge 77/ /Br 78/
Diffusionskammer Hochspannung	TLD CaF <sub>2</sub>	> 1 Woche	1200 V -	37 Bq/m <sup>3</sup> pro Woche	Bergwerk, Haus	/Co 80/
Batterien, elektrostatische Abscheidung	Kernspurdetektor Zellulosenitrat	-	-	-	Exploration	/Fl 72/
	Plastikdetektor <sup>2</sup>	1 Monat	-	15 Bq/m <sup>3</sup> pro Monat	Umgebung	/Fl 78/
	Kernspurdetektor Zellulosenitrat	8-12 Monate	-	660 Bq/m <sup>3</sup> pro Monat	Haus	/Fr 79,77/ /Fr 73/
	Kernspurdetektor ECE <sup>3</sup> Polykarbonat	1-12 Monate	-	33 Bq/m <sup>3</sup> 8 Bq/m <sup>3</sup>	Bergwerk, Haus	/Ha 78/ /Ma 80/
Radon + Zerfallsprodukte	Plastik Kernspurdetektor <sup>3</sup>	1 Monat	-	8 Bq/m <sup>3</sup> pro Monat	-	/Al 80/

<sup>1)</sup> Trennung verschiedener  $\alpha$ -Energiegruppen

<sup>2)</sup> wahrscheinlich CR 39

<sup>3)</sup> Elektrochemisches Ätzverfahren

## 3.2 Nachweis von $\alpha$ -Teilchen durch elektrochemisches Ätzverfahren

### 3.2.1 Detektormaterialien

Ein schweres geladenes Teilchen verursacht entlang seiner Bahn in einem elektrisch nichtleitenden Festkörper eine feine Spur von beschädigtem Material. Diese Störungen im Gefüge des Isolators werden als Kernspuren bezeichnet. Der Durchmesser dieser Kernspuren beträgt ca.  $5-10 \cdot 10^{-9}$  m /Fl 69/. Diese Störungen reagieren schneller als ungeschädigte Bereiche des Isolators mit bestimmten Lösungsmitteln, was dazu benutzt wird diese Spuren in einem Ätzvorgang als konische oder zylindrische Löcher auf  $1-30 \cdot 10^{-6}$  m zu vergrößern. In Abb. 3.1 ist dieser Vorgang zu verschiedenen Zeiten dargestellt. Ein Isolator ist dann als Kernspurdetektor geeignet, wenn die Oberflächenätzgeschwindigkeit  $v_B$  erheblich kleiner ist als die Kernspurätzgeschwindigkeit  $v_r$ . Die Ätzgeschwindigkeiten sind abhängig vom Material des Detektors sowie der Zusammensetzung des Lösungsmittels und der Temperatur.

Verschiedene schwere, stark ionisierende Teilchen verursachen unterschiedliche Schädigungen im Isolator. Dadurch wird es möglich, anhand der Kernspur das verursachende Teilchen zu identifizieren. Gleichzeitig werden leichte, nur schwach ionisierende Teilchen, wie  $\beta$ -Strahlen, nicht registriert. Je nach Art der Auswertung des Kernspurdetektors können z.B. mit Hilfe eines Elektronenmikroskopes  $10^{11}$  Spuren/cm<sup>2</sup> ausgewertet werden.

Ein als Kernspurdetektor geeignetes Material sollte folgende Eigenschaften haben:

- hohe Empfindlichkeit für das zu untersuchende Teilchen,
- Unempfindlichkeit für leichte Teilchen, Photonen,
- optische Transparenz,
- hohe Stabilität für Kernspuren, kein Fading.

Zur Zeit sind ca. 150 verschiedene Kernspurdetektormaterialien bekannt /Fl 75/. Die am häufigsten verwendeten Detektormaterialien sind Zellulosenitrat- und Polykarbonatfolien. Das derzeit bekannte empfindlichste Detektormaterial ist Alyldiglykolkarbonat (CR 39).

Sehr häufig verwendet wird ebenfalls das Polymerisat von Dioxiddi-phenylpropan und Carbonylchlorid (MARKROFOL). Im Gegensatz zu CR 39 zeichnet sich MAKROFOL durch gleichmäßige Qualität verschiedener Produktionschargen und durch einen sehr kleinen Nulleffekt aus. MAKROFOL wird als Industriefolie in großen Mengen produziert. CR 39 kann derzeit noch nicht in ausreichender Qualität in großen Mengen hergestellt werden, einzelne Detektoren weisen Dickenschwankungen bis zum Faktor 2 auf. Die Nulleffektspurendichte ist um mehr als den Faktor 10 höher als bei MAKROFOL. Damit wird der Vorteil der höheren Empfindlichkeit von CR 39 gegenüber MAKROFOL aufgehoben. Das Signal-Rauschverhältnis ist trotz der geringeren Empfindlichkeit bei MAKROFOL besser. Nicht zuletzt wegen der hohen Sprödigkeit von CR 39 und damit wegen der schwierigen Handhabung in großen Serien wird für das Dosimeter MAKROFOL als Detektormaterial verwendet. Eine Verbesserung der Empfindlichkeit des Dosimeters könnte CR 39 als Detektormaterial ergeben, wenn dessen Qualität verbessert wird.

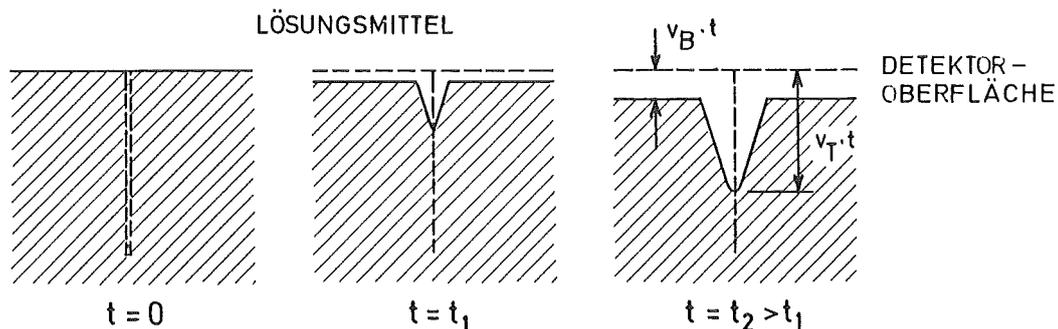


Abb. 3.1 Form geätzter Kernspuren nach verschiedenen Ätzzeiten

### 3.2.2 Elektrochemisches Ätzverfahren

Durch Anlegen eines elektrischen Wechselfeldes während des Ätzvorganges wird es möglich, die Kernspuren weiter so zu vergrößern, daß diese ohne optische Hilfsmittel mit dem Auge zu sehen sind /To 70/. Ein derartiges elektrochemisches Ätzverfahren ist von Vorteil, wenn eine begrenzte Anzahl von Kernspuren auf einer größeren Fläche auszuwerten ist. Bei chemisch geätzten Kernspuren ist es nötig, mehrere Teilflächen im Mikroskop bei Vergrößerungen bis zu 500fach und mehr auszuwerten. Ein elektrochemisches Ätzverfahren ist jedoch im Gegensatz zum chemischen Ätzverfahren auf Spurendichten bis 3 000 Kernspuren pro  $\text{cm}^2$  begrenzt. Bei höher bestrahlten Detektoren kommt es durch Überlappungen von Kernspuren zu einem Sättigungseffekt.

Elektrochemische Ätzverfahren werden derzeit überwiegend zum Nachweis von  $\alpha$ -Teilchen und neutroneninduzierten Rückstoßkernen eingesetzt. Da bei der Verwendung eines Kernspurdetektors zur Messung der Radon- bzw. Thoronkonzentration in Häusern und im Freien bei Expositionszeiten bis zu einem Jahr nur einige Hundert Kernspuren pro  $\text{cm}^2$  zu erwarten sind, wird ein elektrochemisches Ätzverfahren angewendet.

Der elektrochemische Ätzvorgang wird von einer Reihe von Parametern beeinflusst, wie elektrische Feldstärke, Frequenz, Lösungsmittelzusammensetzung, Temperatur, Art des Detektormaterials, Ätzzeit usw. Tommasino gibt eine Übersicht über die bei einem elektrochemischen Ätzverfahren stattfindenden Vorgänge /To 81/. Durch Eindringen von leitendem Lösungsmittel entlang der Kernspur in das isolierende Detektormaterial verhalten sich die Kernspuren wie elektrisch leitende Nadeln. Die elektrische Feldstärke an der Spitze dieser Nadeln erreicht einige MV/cm im Gegensatz zu kV/cm im übrigen Detektor. Durch molekulare Relaxationsprozesse werden mechanische Spannungen im Bereich einer Kernspur erzeugt. Diese Spannungen verursachen feine Risse, sogenannte 'trees', im Detektormaterial /To 81/. Das Phänomen des "Electrochemical Treeing" ist bislang noch nicht genau geklärt /He 83/. Das Eindringen des Lösungsmittels in diese feinen Risse bewirkt einen verstärkten Ätzvorgang und somit eine Vergrößerung der Kernspuren bis zu 200  $\mu\text{m}$  Durchmesser. Eine weitere Vergrößerung der Kernspur durch längere Ätzzeit ist begrenzt durch die Tiefe der Kernspur bzw. die Dicke des Detektors. Es besteht die Gefahr eines Kurzschlusses durch Durchätzen einer Kernspur.

### 3.2.3 Ätzapparatur zur Auswertung großer Serien

Das zur Auswertung der Kernspurdetektoren benötigte Ätzsystem besteht aus zwei Komponenten, einem Niederfrequenzgenerator für sinusförmige Wechselspannungen bis 2 000  $V_{\text{eff}}$  und 10 kHz sowie einer Ätzzelle. In der Literatur sind mehrere Lösungsvorschläge für Ätzzellen zu finden /To 81/. Diese sind alle für gleichzeitiges Auswerten von wenigen Detektorfolien, meist nur zwei, entwickelt und damit nicht geeignet für die Auswertung von Großserien.

Ein Vorteil des Dosimeters ist die Einsatzmöglichkeit in großen Serien. Aus diesem Grund wird ein Ätzsystem benötigt, das bei einfacher Handhabung einen hohen Durchsatz von Detektorfolien erlaubt.

Die entwickelte Ätzzelle /Ur 84/ besteht aus zwei Teilen, dem Ätzpaket und dem Rahmen. Zwischen jeweils zwei Platten mit Dichtungen (Abb. 3/2) werden zwei Detektoren eingelegt. Elf Ätzplatten für insgesamt 20 Detektorfolien werden mit einer Spindel zwischen zwei Druckplatten zu einem Ätzpaket zusammengepreßt (Abb. 3/3). Zum Anlegen der Wechselspannung wird das Ätzpaket in einen Rahmen gehängt (Abb. 3/4). Mit Hilfe von Federkontakten sind die einzelnen Elektroden über Schmelzsicherungen mit dem Generator verbunden. Die Sicherungen verhindern im Falle eines Kurzschlusses zwischen zwei Kammern durch Abschalten einer Elektrode den Ausfall des Ätzsystems und damit den Verlust der gesamten 20 Detektoren. In diesem Fall sind nur zwei der Elektrode benachbarte Detektoren verloren. Kurzschlüsse können durch Undichtigkeit, Zerschneiden des Detektors oder Durchätzen einer Kernspur auftreten. Die beobachtete Ausfallrate ist  $< 1 \%$ . Als Material für die Ätzzellen wird PVC verwendet. Die Dichtungen sind aus weichem PVC, die Elektroden und übrigen Metallteile aus Edelstahl.

Um einen korrekten Verlauf des Ätzzvorganges zu gewährleisten, werden bei der Routineauswertung die wichtigsten Parameter Spannung, Strom, Frequenz sowie die Temperaturen im Lösungsmittel und im Elektrolyt kontinuierlich gemessen (Abb. 3.5). Zur Messung der Temperaturen werden zwei Pt-100-Meßfühler verwendet. Während die Temperaturen und die Frequenz konstant bleiben, nehmen Strom und Spannung leicht zu. Dies wird verursacht durch eine Änderung der Kapazität der Ätzzelle während des Ätzzvorgangs durch die ständig wachsenden Kernspuren. Die Ausgangsspannung des Ätzgenerators ist leider nicht stabilisiert.

Schnitt C-D

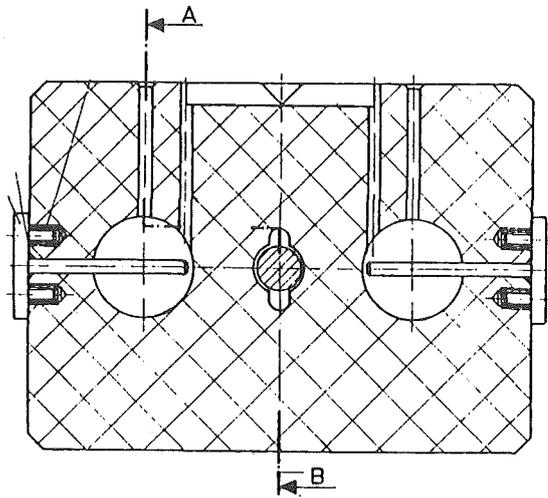


Abb. 3.2 Schnitt durch Ätzplatte

Schnitt A-B

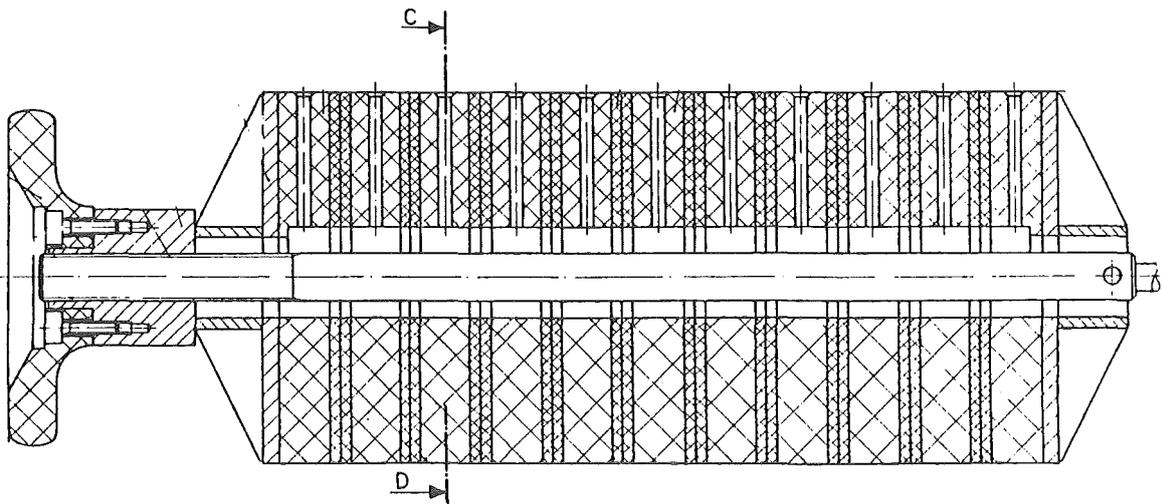


Abb. 3.3 Schnitt durch Ätzpaket

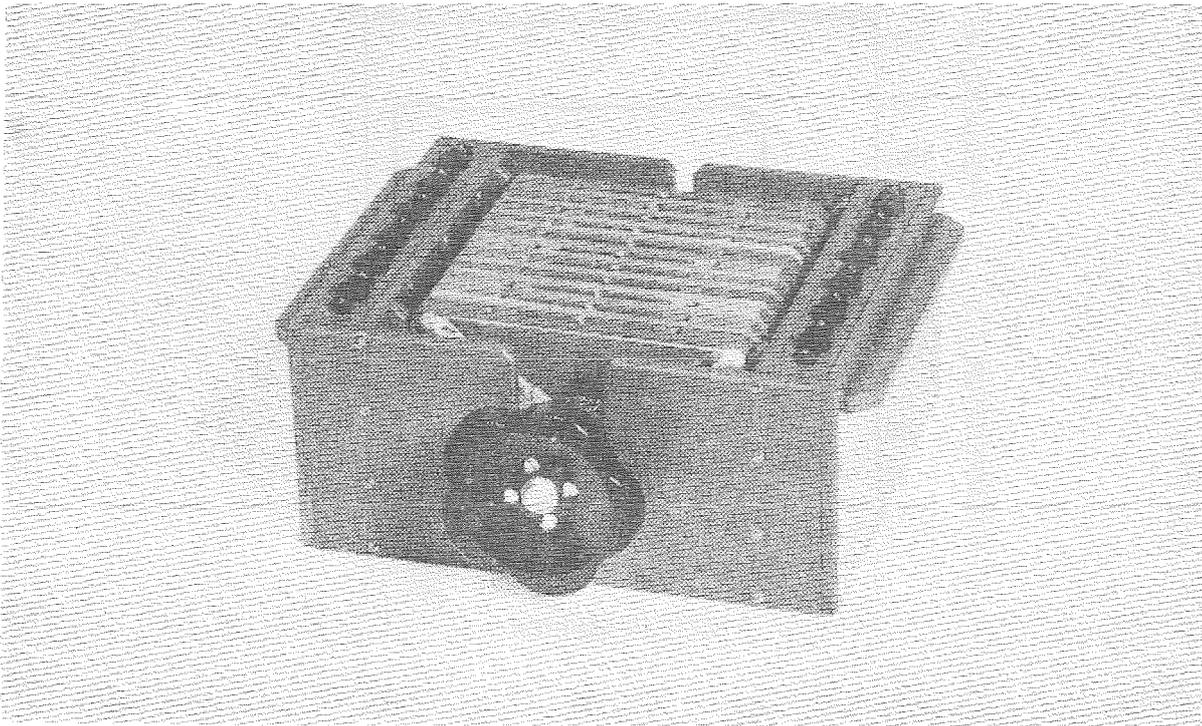
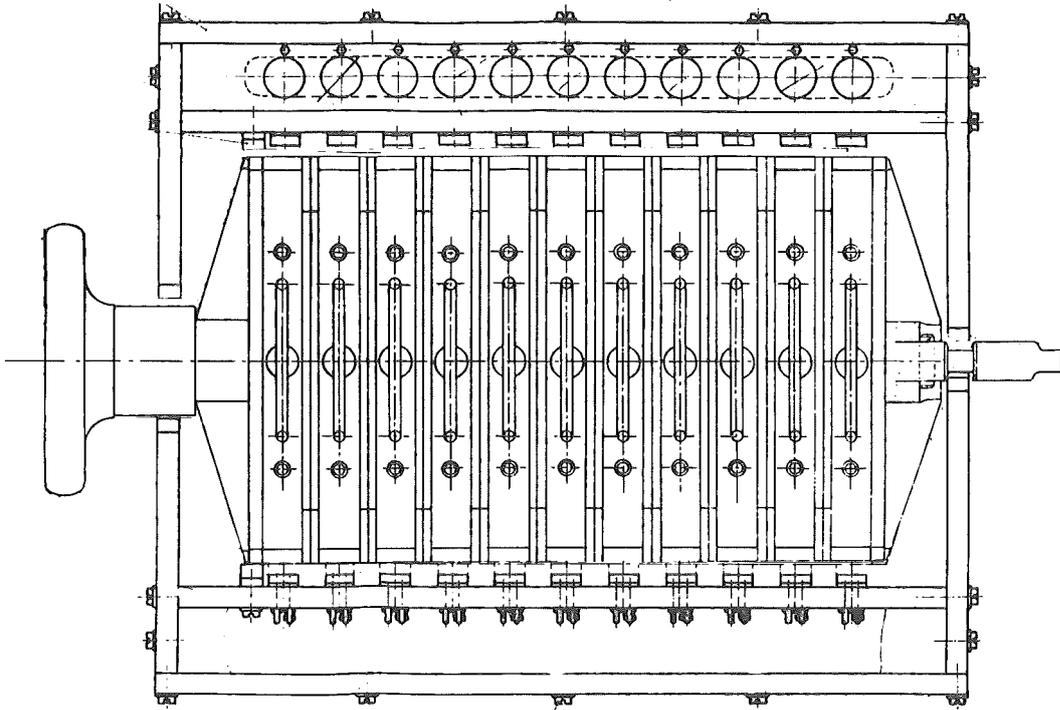


Abb. 3.4 Ätzpaket im Rahmen

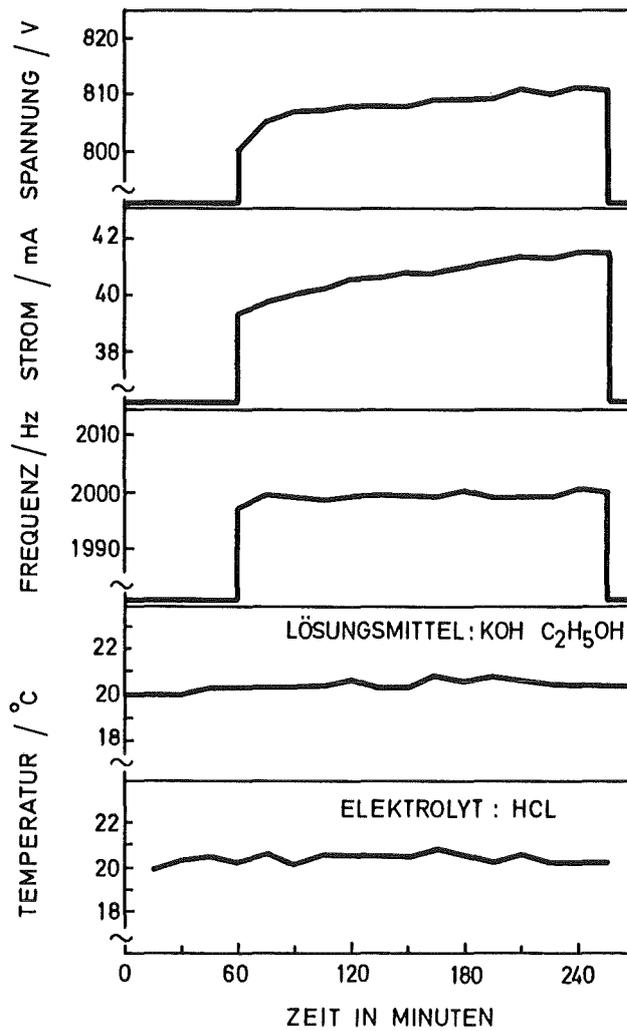


Abb. 3.5 Zeitlicher Verlauf der bei der elektrochemischen Ätzung wichtigen Parameter Spannung, Strom, Frequenz und Temperatur während des Ätzvorganges

### 3.3 Konstruktion des Karlsruher passiven Radondosimeters

Das entwickelte Dosimeter /Ur 81/ verwendet einen Kernspurdetektor zum Nachweis der  $\alpha$ -Teilchen von Radon und seinen Zerfallsprodukten. Ein Foto des Dosimeters und ein Querschnitt sind in den Abb. 3.6 und 3.7 angegeben.

Die durch ein hydrophobes Glasfaserfilter abgeschlossene Diffusionskammer enthält am Boden einen Kernspurdetektor. Eine spezielle Abdeckung des Filters verhindert eine mechanische Zerstörung. Das Filter verhindert ein Eindringen von Radonzerfallsprodukten und anderen Aerosolen in die Kammer. Das Filter wird durch eine Halterung vom Deckel gegen die Kammer gedrückt. Die einzelnen Teile sind als Spritzgußteile aus Luran S, BASF Ludwigshafen, gefertigt.

Ein großer Vorteil einer geschlossenen Diffusionskammer gegenüber einer offenen Kammer ist die bessere Reproduzierbarkeit der Meßergebnisse. Es wurden gleichzeitig in einem Raum mehrere offene und geschlossene Dosimeter exponiert. Die Ergebnisse sind in Tab. 3.2 angegeben. Die Streuung der Ergebnisse ist für offene Dosimeter um den Faktor 4 größer. Ein weiterer Vorteil ist die eindeutig definierte Meßgröße, die Radonkonzentration.

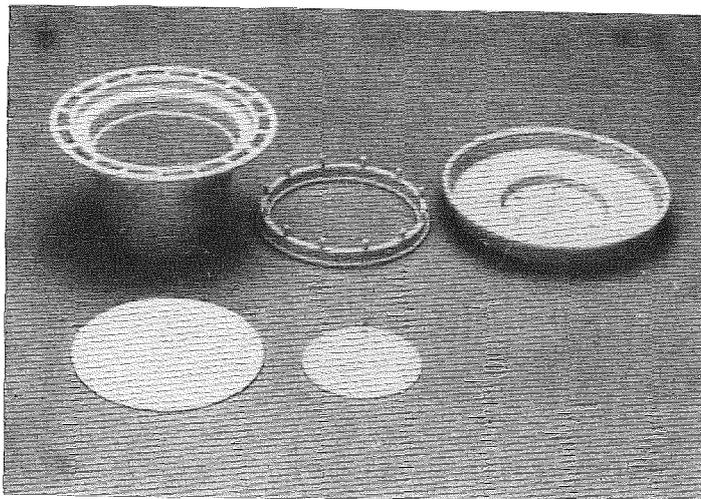


Abb. 3.6 Radondiffusionskammer bestehend aus der Kammer, Filterhalterung, Deckel, Filter und Detektor

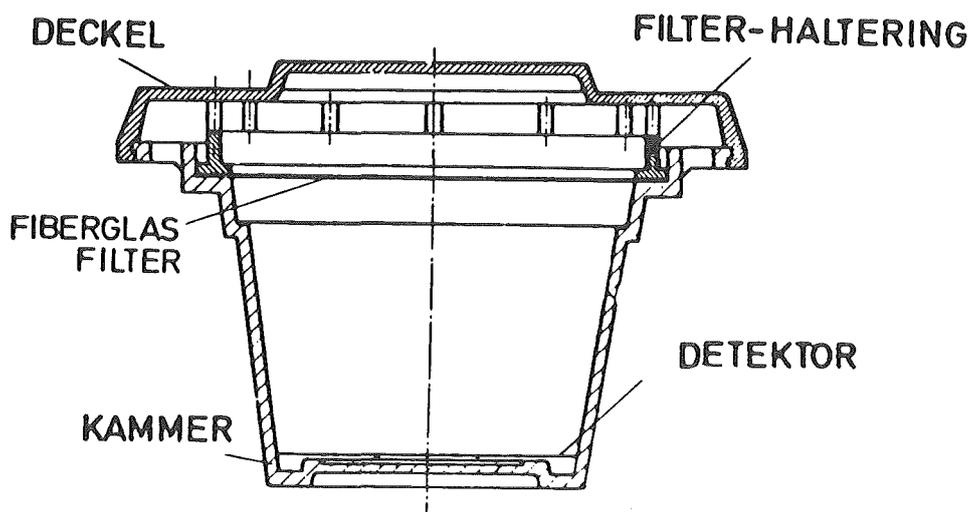


Abb. 3.7 Querschnitt der Karlsruher  
Diffusionskammer

Tab. 3.3 Unterschiede in der Spurendichte von Diffusionskammer  
und offener Kammer bei gleichzeitiger Exposition in  
einem Wohnraum über 3 Monate

Detektor Nummer	Diffusionskammer Sp/cm <sup>2</sup>	Detektor Nummer	offene Kammer Sp/cm <sup>2</sup>
1	154	7	1662
2	188	8	533
3	153	9	841
4	179	10	842
5	173	11	963
6	156	12	939
MW $\pm$ 1 $\sigma$	167 $\pm$ 15		963 $\pm$ 375

### 3.3.1 Detektorauswahl

Kernspurdetektoren die für Radon-Dosimeter verwendet werden können, sind hauptsächlich Zellulosenitratfolien (LR 115, CN 80) sowie Polycarbonatfolien (MAKROFOL, LEXAN, CR 39). Diese Detektoren sind unempfindlich für  $\beta$  - und  $\gamma$  -Strahlung. Innerhalb eines Meßver-

gleiches wurden die Eigenschaften verschiedener Kernspurdetektoren untersucht /Pi 81/. Dabei wurden folgende Detektormaterialien verwendet:

- LR 115 (KODAK PATHE, Frankreich),  
ist ein rot gefärbtes Zellulosenitrat von 13  $\mu\text{m}$  Dicke auf einem Polyesterträger. Die geätzten Spuren erscheinen als helle Punkte auf dunkelrotem Untergrund, Auswertung im Mikroskop.
- CR 39 (PERSHORE, England),  
ist eine Allyldiglykolkarbonatfolie, ca. 300  $\mu\text{m}$  dick. Konventionell geätzte Detektoren werden im Mikroskop, elektrochemisch geätzte im Mikrofichelesegerät ausgewertet.
- MAKROFOL  
ist eine Polykarbonatfolie, 300  $\mu\text{m}$  dick, wird elektrochemisch geätzt und im Mikrofichelesegerät ausgewertet.

Diese Detektoren werden nach Bestrahlung teils konventionell, teils elektrochemisch geätzt. Die hierbei angewandten Ätztechniken sowie die erzielten Kernspurdurchmesser sind in Tab. 3.4 zusammengestellt.

Wird vor dem elektrochemischen Ätzvorgang ein chemischer Ätzschritt ausgeführt, erreicht man eine beträchtliche Reduzierung der Untergrundspuren /Ha 78/. Dieser Vorätzgang entfernt eine bestimmte Schichtdicke gleichmäßig von der Oberfläche des Detektors. Dadurch wird verhindert, daß kleine Oberflächenbeschädigungen beim elektrochemischen Ätzvorgang Spuren ergeben, die nicht von Kernspuren zu unterscheiden sind. Gegenüber einem reinen elektrochemischen Ätzschritt wird so das Signal-Rausch-Verhältnis erheblich verbessert.

Gleichzeitig kann durch diesen Vorätzschritt der ausgewertete  $\alpha$ -Energiebereich zu höheren Energien verschoben werden /Ha 79/. Die abgeätzte Schichtdicke und damit der erfaßte Energiebereich hängen ab von der Zusammensetzung des Lösungsmittel, der Temperatur und

der Vorätzzeit. In Tab. 3.5 werden die gemessenen Oberflächengeschwindigkeiten  $v_B$  für verschiedene Lösungsmittelzusammensetzungen und verschiedene Temperaturen angegeben /Ur 84/. Das Mischungsverhältnis  $\text{KOH}:\text{C}_2\text{H}_5\text{OH} = 80:20$  weist die kleinste Oberflächenätzgeschwindigkeit  $v_B$  auf.

Das relative Ansprechvermögen der Kernspurdetektoren wurde in Abhängigkeit von der  $\alpha$ -Energie untersucht (Abb. 3.8). Für diese Meßergebnisse wurden die Detektorfolien in unterschiedlichen Abständen von einer Am-Quelle exponiert. Die Meßergebnisse zeigen für LR 115 einen relativ kleinen Energiebereich und eine untere Energieschwelle, die sich daraus ergibt, daß die dünn-schichtige rot gefärbte Zellulosenitratfolie durchgeätzt wird. Der nachweisbare  $\alpha$ -Energiebereich beträgt bei MAKROFOL bis zu 2,8 MeV, bei CR 39 bis zu 3,5 MeV.

Die Ergebnisse des Vergleichs sind in Tab. 3.6 zusammengestellt, Unterschiede in der Empfindlichkeit zwischen MAKROFOL und CR 39 werden durch die unterschiedlichen Kernspurdurchmesser wieder ausgeglichen, so daß sich für beide Detektoren eine vergleichbare untere Nachweisgrenze ergibt. Trotz der hohen Empfindlichkeit von CR 39 wird die untere Nachweisgrenze durch die relativ hohe Schwankung der Untergrund-Spurenzahl bestimmt.

Zur Durchführung der Erhebungsmessungen wurde MAKROFOL als Detektormaterial ausgewählt. Die Entscheidung für MAKROFOL als Detektormaterial beruht auf folgenden Auswahlkriterien:

- gute Reproduzierbarkeit der Messung bei ausreichender Empfindlichkeit,
- kein Fading bis zu Temperaturen von 50 °C und 90 % relativer Feuchte,
- relativ einfache Handhabung insbesondere mechanische Stabilität der Folie im Hinblick auf das Ausstanzen von großen Stückzahlen,
- bei elektrochemischer Ätzung Vergrößerung der Kernspuren bis 150  $\mu\text{m}$  und damit relativ einfaches Auszählen der Kernspuren bei kleiner Vergrößerung ohne Mikroskop.

Tab. 3.4 Angewandte Ätztechnik

DETEKTOR- ART	ÄTZTECHNIK		SPUREN $\emptyset$ $\mu\text{m}$	GESICHTS- FELD $\text{cm}^2$	VER- GRÖßE- RUNG
	Konventionell	Elektrochemisch			
LR 115	10 % NaOH 60 °C, 2 h	-	8	0,02	400x
CR 39	90 % 6N KOH 10 % C <sub>2</sub> H <sub>5</sub> OH 20 °C, 3 h	-	10	0,02	400x
CR 39	90 % 6N KOH + 10 % C <sub>2</sub> H <sub>5</sub> OH 20 °C, 30 min	20 °C, 3 h 600 V <sub>eff</sub> , 5 kHz	50	0,5	40x
MAKROFOL	80 % 6N KOH + 20 % C <sub>2</sub> H <sub>5</sub> OH 20 °C, 1 h	20 °C, 3h	120	1,0	20x

Tab. 3.5 Gemessene Oberflächenätzgeschwindigkeit  $v$  von MAKROFOL bei verschiedenen Temperaturen und Lösungsmittelmischungsverhältnissen

Temperatur °C	Mischungsverhältnis des Lösungsmittels 6 N KOH : C <sub>2</sub> H <sub>5</sub> OH in Vol. %		
	80 : 20	50 : 50	20 : 80
20	1 $\mu\text{m}/\text{h}$	2 $\mu\text{m}/\text{h}$	3 $\mu\text{m}/\text{h}$
35	2,5 $\mu\text{m}/\text{h}$	5 $\mu\text{m}/\text{h}$	9 $\mu\text{m}/\text{h}$
50	7 $\mu\text{m}/\text{h}$	9 $\mu\text{m}/\text{h}$	14 $\mu\text{m}/\text{h}$

Tab. 3.6 Eigenschaften von Kernspurdetektoren für die Messungen von Radon in der Karlsruher Diffusionskammer

	DETEKTOR ART <sup>1)</sup>			
	LR 115 konv.	konv.	CR 39 EC	MAKROFOL EC
UNTERGRUND $N_0$				
Spuren/cm <sup>2</sup>	20	309	58,7	12,9
1 $S_0$ -Wert	13,8	133	48,8	4,9
1 $S_0$ -Wert (%)	69	43	83	83
RADONANSPRECHVERMÖGEN				
$\epsilon_{Rn^3}$ )				
$\frac{\text{Spuren/cm}^2}{\text{Bqm}^{-3}\text{d}}$	38	200	45	16.2
1 $S_r$ -Wert	0,15	1,8	1,66	0,6
1 $S_r$ -Wert (%)	11	24	12,6	8
$\alpha$ -ANSPRECHVERMÖGEN				
$\epsilon_{\max^2}$ )				
Spuren $\times 10^{-2}$	10,72	-	1,47	1,47
$\epsilon_{Rn}/\epsilon_{\max}$	0,16	-	-	0,41
$\alpha$ -ENERGIEBEREICH				
$E_\alpha$ in MeV	1,5-3,8	0,1-10 <sup>4</sup> )	0,5-3,4	0,5-2,8
UNTERE NACHWEISGRENZE <sup>3)</sup>				
Spuren/Gesichtsfeld in cm <sup>2</sup>	6/0,2	2/5 $\cdot 10^{-3}$	3/0,04	10 /1
Bqm <sup>-3</sup> d	750	9250	1750	630

<sup>1)</sup> Kernspurdetektoren, LR 115 und CR 39 konventionell geätzt, CR 39 und Makrofol vorgeätzt und elektrochemisch geätzt

<sup>2)</sup> Relatives Ansprechvermögen für  $\alpha$ -Energien von 3 MeV (LR 115) und 2 MeV (CR 39 und Makrofol)

<sup>3)</sup> für Radon und Zerfallsprodukte in der Karlsruher Diffusionskammer und eine relative Standardabweichung von 50 %

<sup>4)</sup> nach Benton et.al., Int. Conf. of Solid State Nuclear Track Detector, Lyon 1980

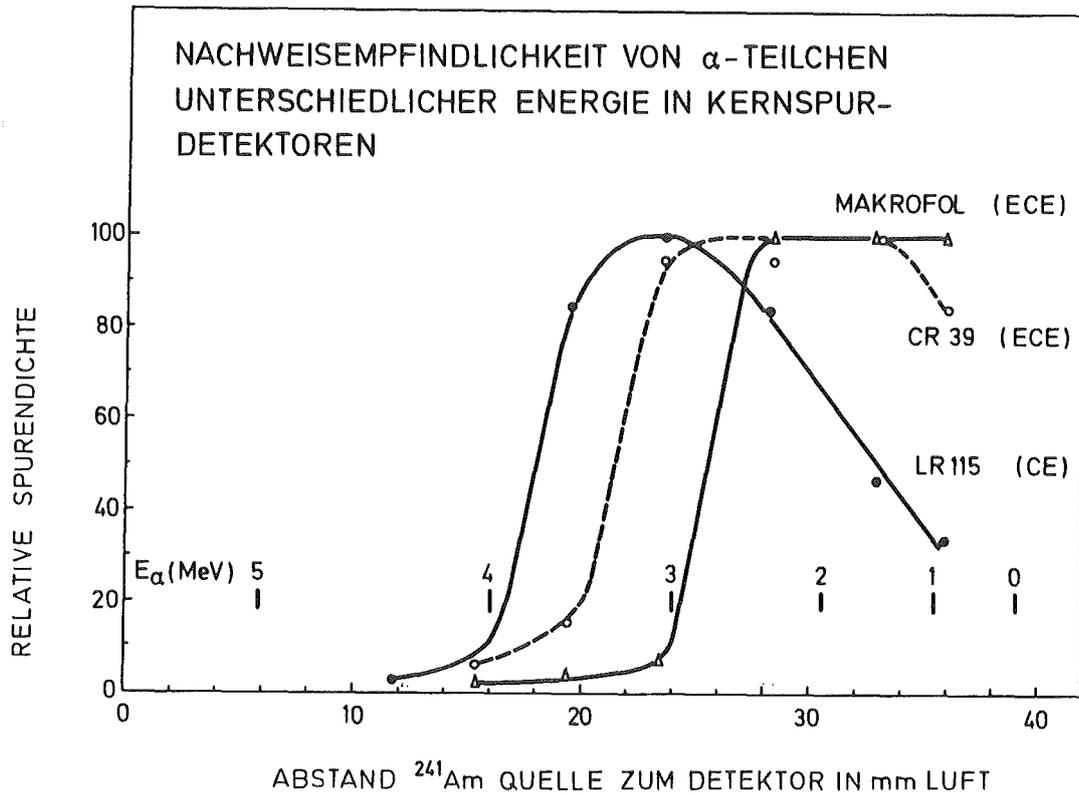


Abb. 3.8 Relative Empfindlichkeit von LR 115, CR 39 und MAKROFOL für verschiedene  $\alpha$ -Energien

### 3.3.2 Zählen von Kernspuren

Die elektrochemisch geätzten Kernspuren können prinzipiell manuell oder automatisch ausgewertet werden. Bei der manuellen Auswertung wird vom Kernspurdetektor mit Hilfe eines Mikrofilmlesegerätes bei 20facher Vergrößerung eine Kopie angefertigt. Auf dieser Kopie werden die Kernspuren manuell gezählt. In Abb. 3.9 ist ein Ausschnitt von einer Kopie in Originalgröße dargestellt.

Zur automatischen Auswertung von Kernspuren wurde probeweise ein Zellkolonien-Auszählgerät eingesetzt. Abb. 3.10 zeigt den Unterschied zwischen einer Kernspurauszählung mit dem Mikrofilmlesegerät und dem Zellkolonie-Auszählgerät. Die Auszählung der Kernspuren bezogen sich beim automatischen Zellkolonie-Auszählgerät (AZA) jeweils auf eine Detektorfläche von  $1\text{ cm}^2$ ,  $3\text{ cm}^2$  und  $5\text{ cm}^2$ . Bei geringen Spurendichten ist die Meßunsicherheit bei

automatischer Auszählung relativ groß (Faktor 2). Erst oberhalb 100 Spuren/cm<sup>2</sup> können befriedigende Meßergebnisse erwartet werden. Bei der Auszählung im Zellkolonie-Auszählgerät fällt erschwerend ins Gewicht, daß die in der Transparenz unterschiedlichen Makrofoldektoren einer Charge während der Auszählung im Wasser liegen müssen. Aus diesem Grund wurden die Detektorfolien bei den Erhebungsmessungen manuell mit Hilfe von Studenten ausgewertet.

Aus geometrischen Gründen liegt auf dem Detektor keine homogene Spurendichte über die gesamte Fläche vor. In der Mitte der Folie zeigt die Spurendichte ein Maximum. Um diesen Effekt zu unterdrücken wurde ein Raster von je 8 mm<sup>2</sup> über einen im Dosimeter bestrahlten Detektor gelegt und ausgewertet. Die Ergebnisse sind in Abb. 3.11 dargestellt. Aus diesem Grund muß bei der Auswertung der Detektoren immer das gleiche Meßfeld ausgewertet werden. Bei einer Auswertung von einem konzentrischen Meßfeld von 0,25 cm<sup>2</sup> wird die Radonkonzentration um 10 % überschätzt, bei einem Meßfeld von 3 cm<sup>2</sup> um 10 % unterschätzt, jeweils bezogen auf ein zentrisches Meßfeld von 1 cm<sup>2</sup>.

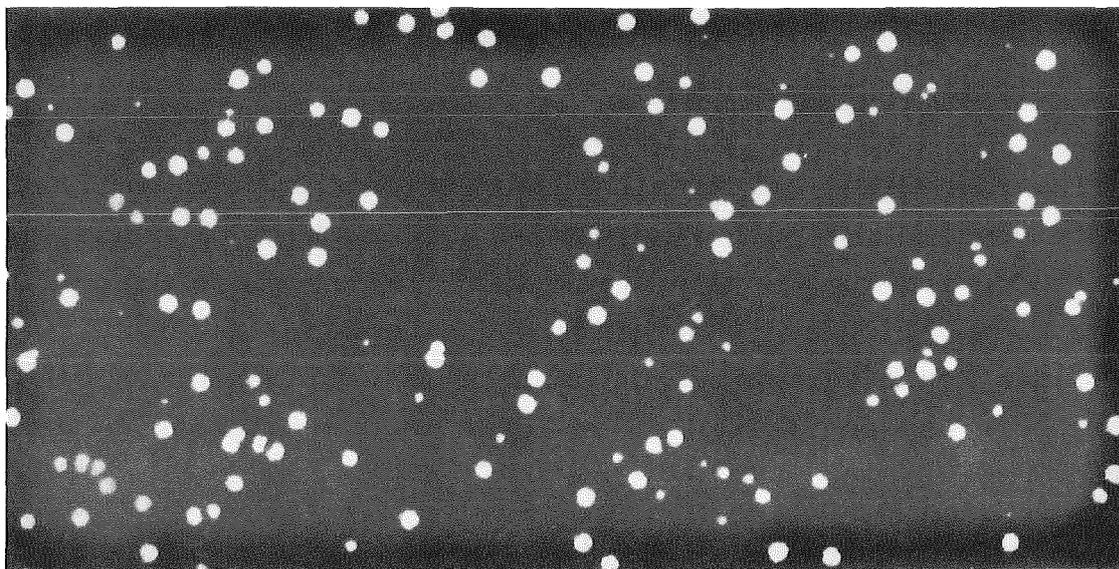


Abb. 3.9 Original-Bildkopie von  $\alpha$ -Kernspuren in MAKROFOL bei 20facher Vergrößerung

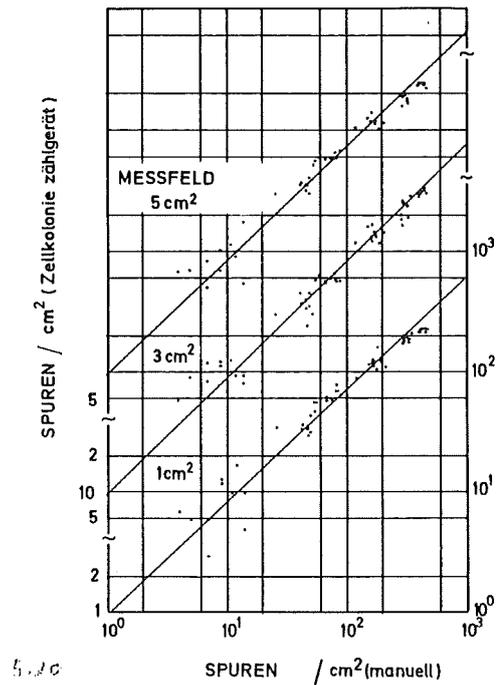


Abb. 3.10 Vergleich von manuell gezählten und automatisch gemessenen Kernspuren in elektrochemisch geätzten MAKROFOL-Detektoren (automatisches Zellkolonie-Auszählgerät)

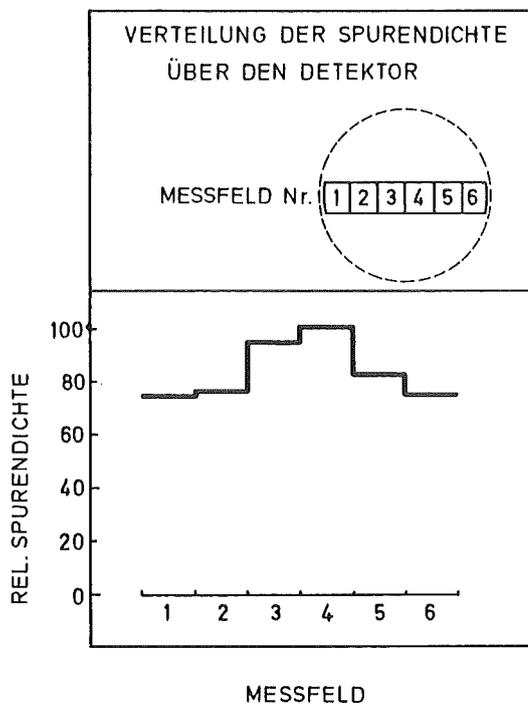


Abb. 3.11 Inhomogene Verteilung der Flächendichte der Kernspuren über den Detektor, ermittelt durch Auswerten von  $8 \text{ mm}^2$  großen Teilflächen entlang des Foliendurchmessers

### 3.4 Bestimmung der Radonexposition und der Meßunsicherheit

#### 3.4.1 Radonexposition

Gemessen werden soll die über die Meßzeit T integrierte Radonkonzentration  $X_{\text{Rn}}$

$$X_{\text{Rn}} = \int_0^T c(t) dt$$

dabei ist  $c(t)$ : Radonkonzentration zur Zeit t

T : Expositionszeit

Als Meßwert liefert das Dosimeter die der Radonexposition proportionale Anzahl von Kernspuren N pro Detektorfläche A. Proportionalitätsfaktor ist die Empfindlichkeit  $\epsilon$  des Dosimeters. Nimmt man einen linearen Zusammenhang zwischen Radonexposition und Spurendichte auf dem Detektor an, so erhält man

$$\epsilon = ( N/A - N_0/A_0 ) / X_{\text{Rn}}$$

Dabei ist  $N_0$  : Anzahl nicht strahleninduzierter Kernspuren, Nulleffekt

$A_0$  : ausgewertete Detektorfläche

Aus mehreren Kalibrierungen wurde die folgende Empfindlichkeit ermittelt:

$$\epsilon = 16,2 \text{ Spuren/cm}^2 \text{ pro kBq m}^{-3} \text{ d}$$

Bei der Auswertung eines Dosimeters wird die über die Expositionszeit T integrierte, mittlere Radonkonzentration CRN durch Division der Nettospurendichte durch die Empfindlichkeit und die Expositionszeit ermittelt.

$$C_{\text{Rn}} = ( N/A - N_0/A_0 ) / \epsilon / T$$

In Abb. 4.12 sind als Beispiel die Ergebnisse von einigen Kalibrierungen gegenübergestellt. Neben den angegebenen Kalibrierungen beim

BGA Neuherberg, EML New York (USA), NRPB Didcot (England) wurden mehrere Vergleiche mit der EIR Würenlingen (Schweiz), der Universität Groningen (Niederlande) sowie der Universität Gent (Belgien), die das gleiche Radondosimeter verwenden, durchgeführt. Dabei wurden die Kalibrierungen bestätigt.

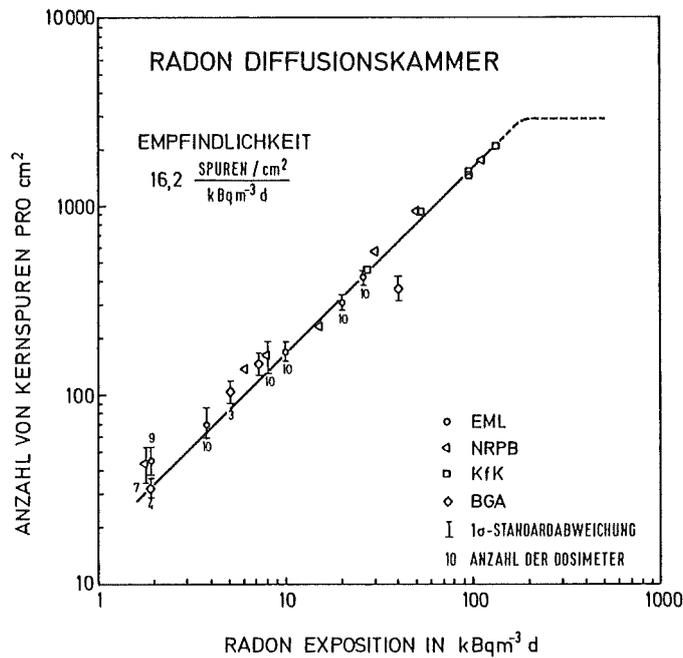


Abb. 3.12 Kalibrierung des Radondosimeters

### 3.4.2 Meßunsicherheit

Beim Auszählen von Kernspuren wird allgemein 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 ergibt sich demnach zu

$$s(N) = (N + N_0 + S_0^2 + s_i^2 \cdot N^2)^{(1/2)} \cdot 100 / N$$

Dabei sind:

$N_0$ ,  $N + N_0$ : Anzahl von Kernspuren von unbestrahlten und von bestrahlten Kernspurdetektoren  
(statistischer Zählfehler)

$S_0$ : gemessene Standardabweichung der Untergrundspurenzahl  $N_0$  verursacht durch die Chargenqualität

$s_i$ : relative Standardabweichung verursacht durch die Streuung der Detektorempfindlichkeit sowie durch Einflüsse des Ätz- und Auswerteverfahrens und der Kalibrierung

Die relative Standardabweichung läßt sich als Funktion der Kernspurenzahl bzw. bei Radondosimetern als Funktion der Radonbestrahlung 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 Kernspuranzahl bestimmt werden.

Abb. 3.13 zeigt die relative Standardabweichung der untersuchten Kernspurdetektoren LR 115, CR 39 und MAKROFOL (vgl. 3.4), die innerhalb der Diffusionskammer in einer vorgegebenen Radonatmosphäre exponiert wurden. Es wird deutlich, daß der statistische Zählfehler  $(N)^{1/2}$  durch andere Meßunsicherheiten überdeckt wird, die insbesondere von der Chargenqualität bestimmt werden. Die zu erwartende Meßunsicherheit wird daher im allgemeinen größer sein als der statistische Zählfehler.

Eine weitere Unsicherheit bei der Bestimmung der Radonexpositionszeit ist die Querempfindlichkeit der Diffusionskammer für Thoron. Die Diffusionskammer ist prinzipiell empfindlich für alle gasförmigen  $\alpha$ -Strahler, sofern diese in das Kammerinnere gelangen,

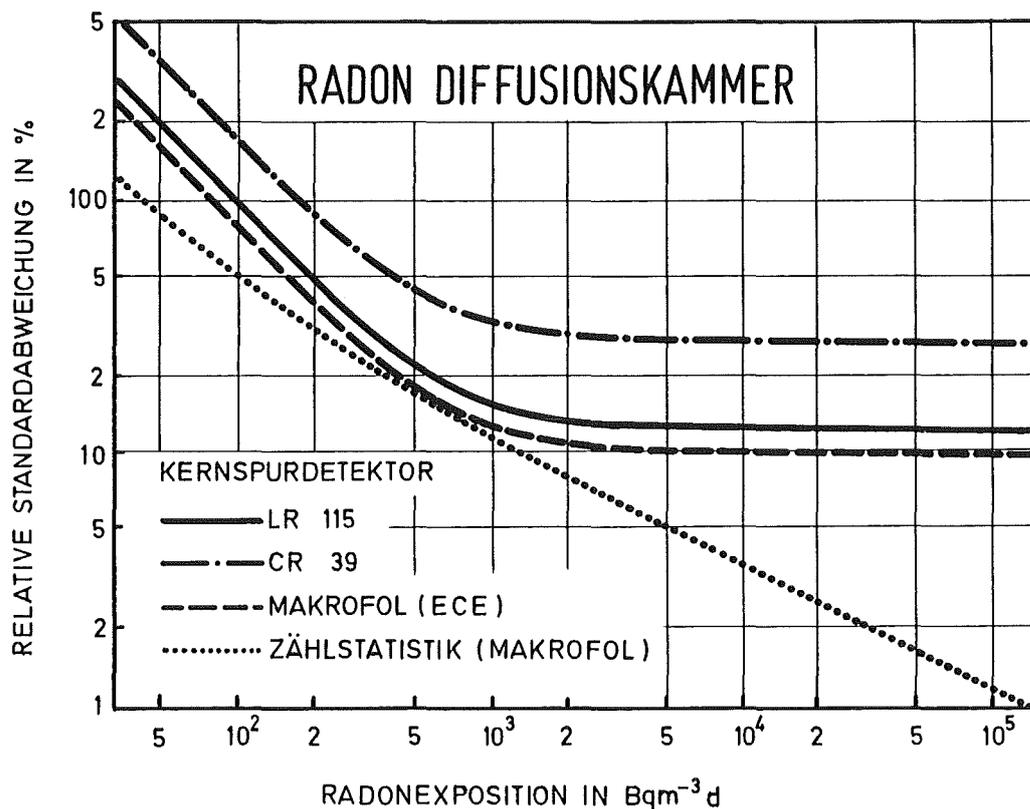


Abb. 3.13 Relative Standardabweichung für MAKROFOL, LR 115 und CR 39 Kernspurdetektoren in Abhängigkeit von der Radonexposition im Vergleich zum statistischen Zählfehler

also auch für Thoron. Wegen der sehr viel kürzeren Halbwertszeit und dem damit verbundenen weit größeren Konzentrationsgefälle zwischen Dosimeterinnerem und Umgebung im Vergleich zu Radon und wegen der unterschiedlich auftretenden  $\alpha$ -Energien beträgt die Thoronempfindlichkeit nur ca. 7 % der Empfindlichkeit für Radon. Das Auswerteverfahren wurde für Radon optimiert.

### 3.4.3 Reproduzierbarkeit der Messungen

Die Reproduzierbarkeit der Dosimeterergebnisse wurde für verschiedene Expositionsbedingungen getestet. Es wurden jeweils 10 Dosimeter gleichzeitig in Häusern, im Freien und bei Kalibrierungen bestrahlt. Die ermittelten Standardabweichungen sind in Abb. 3.14 zusammen mit der theoretisch zu erwartenden Meßunsicherheit (vgl. 3.6.2) 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.

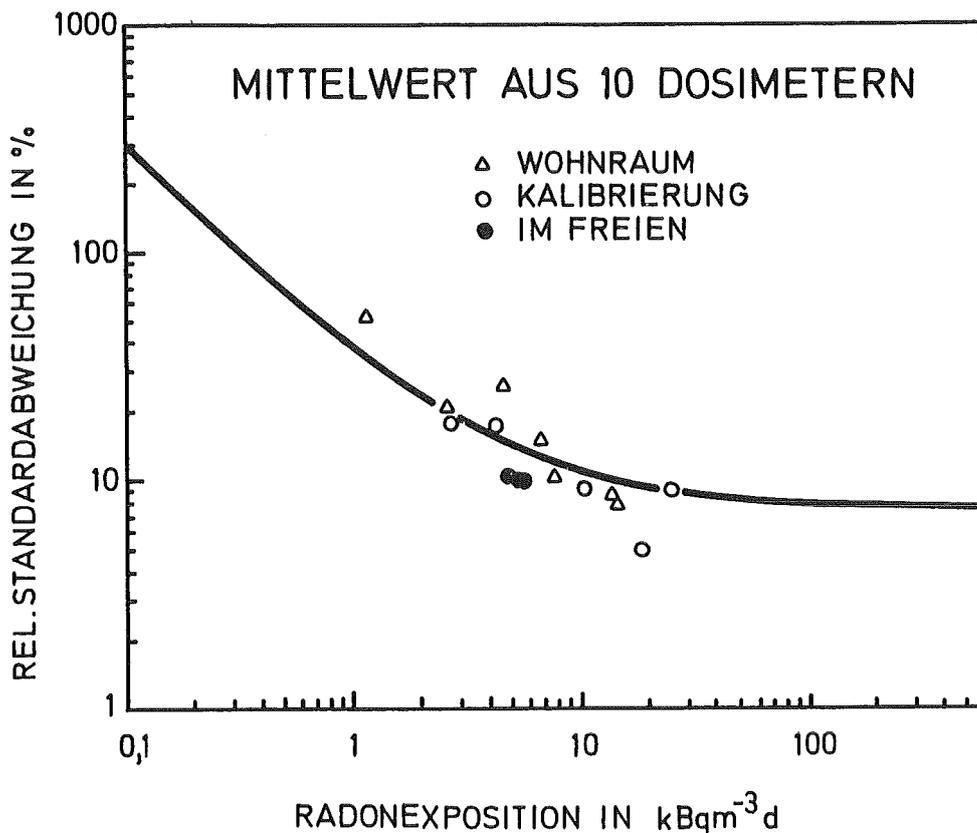


Abb. 3.14 Berechnete relative Standardabweichung für MAKROFOL-Kernspurdetektoren als Funktion der Radonexposition im Vergleich mit gemessenen Werten

#### 3.4.4 Fadingverhalten der Kernspurdetektoren

Nichtgeätzte Kernspuren in nicht photographischen Kernspurdetektoren sind relativ stabil gegenüber Einflüssen von Feuchtigkeit und Temperatur. Temperaturbedingtes Fading kann jedoch je nach Auswerteverfahren verschieden sein. Konventionell geätzte MAKROFOL-Detektoren zeigen bei Lagerung bis zu drei Jahren bei Zimmer-

temperatur kein Fading im Gegensatz zu Zellulosenitratdetektoren /Sa 74/.

Es wurde eine Versuchsserie bei 5°C, 20°C, 35°C und 50 °C und bei relativen Luftfeuchten von 0 %, 50 % und 95 % über einen Zeitraum von 40 Tagen durchgeführt /Ur 83/. Die Detektoren wurden mit  $\alpha$ -Teilchen und mit Neutronen bestrahlt. Die Bestrahlungen wurden zu unterschiedlichen Zeiten durchgeführt. Am Ende wurden alle Detektoren gleichzeitig ausgewertet.

Unter Berücksichtigung von statistischen Fehlern und systematischen Meßunsicherheiten zeigt elektrochemisch geätztes MAKROFOL E kein Fading. Dies gilt für den gesamten Bereich von 5°C, 0 % r.F. bis 50°C und 95 % r.F. Als Beispiel ist in Abb. 4.15 der Einfluß unterschiedlicher Luftfeuchten bei 50 °C dargestellt. Es sind dabei jeweils der Mittelwert und die Streuung von drei Detektoren für jeden Meßpunkt angegeben, jeweils bezogen auf die Referenzdetektoren. Die Streuung der Referenzdetektoren betrug für  $\alpha$ -Teilchen ca. 7 %. Für die übrigen Bedingungen wurden ähnliche Ergebnisse ermittelt.

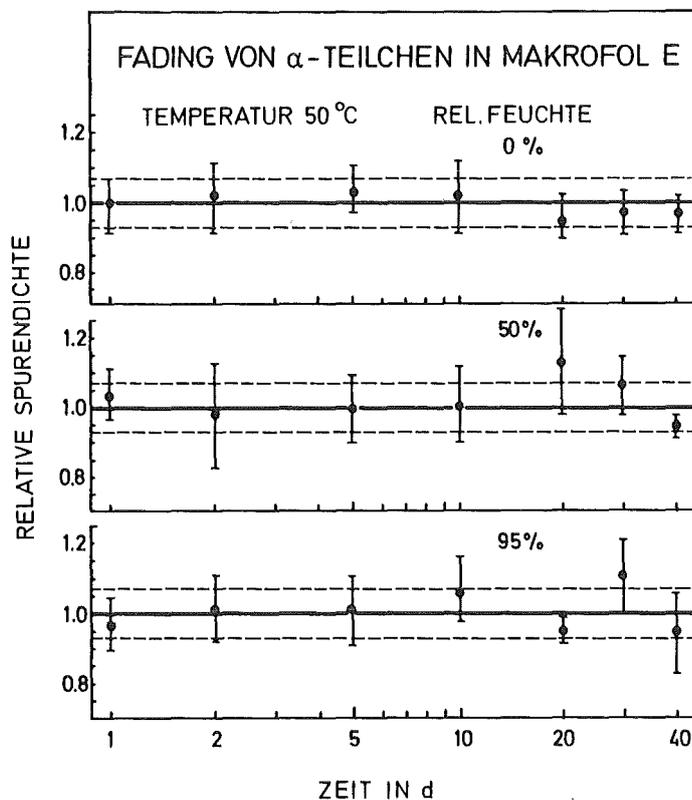


Abb. 3.15 Fading von  $\alpha$ -Teilchenspuren in elektrochemisch geätztem MAKROFOL Detektor für verschiedene relative Feuchtigkeiten bei 50 °C

4. Ergebnisse einer kleinen Serie von Punktmessungen sowie einer Pilotstudie mit passiven Radondosimetern

Im Sommer 1979 wurden Messungen der Momentanwerte der Radon- und Thoronzerfallsproduktkonzentration vorwiegend in zwei sich geologisch unterscheidenden Gebieten durchgeführt, im Kraichgau (Boden: Lehm, Löß, Kalk) und im nördlichen Schwarzwald (Boden: Buntsandstein, Granit). Die Einzelkonzentrationen aus Radon- bzw. Thoronzerfallsprodukten wurden zur potentiellen Alphaenergiekonzentration zusammengefaßt und in Abb. 4.1.a und 4.1.b jeweils in einer Häufigkeitsverteilung dargestellt. Die Verteilungen sind sehr unsymmetrisch, lassen sich jedoch durch eine logarithmische Normalverteilung beschreiben. Als Medianwert und geometrische Standardabweichung  $\sigma_g$  wurden für beide Gebiete

	Median-Wert	$\sigma_g$
Radon-Zerfallsprodukte	1,7 $10^{-3}$ WL	3,1
Thoron-Zerfallsprodukte	1,5 $10^{-3}$ WL	2

ermittelt für Lehm, Löß, Kalk

	Median-Wert	$\sigma_g$
Radon-Zerfallsprodukte	2,1 $10^{-3}$ WL	2,7
Thoron-Zerfallsprodukte	1,3 $10^{-3}$ WL	2,7

und für Buntsandstein, Granit

	Median-Wert	$\sigma_g$
Radon-Zerfallsprodukte	1,3 $10^{-3}$ WL	3,4
Thoron-Zerfallsprodukte	1,7 $10^{-3}$ WL	1,3

Ein wichtiges Ergebnis dieser kleinen Meßreihe ist der Anteil von Thoronzerfallsprodukten. In Abb. 4.2 ist das Verhältnis von Radon- zu Thoronzerfallsprodukten angegeben. In einem nicht vernachlässigbaren Teil der gemessenen Wohnhäuser übersteigt der Anteil der Thoronzerfallsprodukte den der Radonzerfallsprodukte bis zum Faktor 2. Soll eine Abschätzung der Dosis der Bewohner durchgeführt werden, kann der Anteil verursacht durch Thoronzerfallsprodukte nicht vernachlässigt werden. Vergleicht man das Verhältnis der Medianwerte der Radon- zu Thoronfolgeproduktkonzentrationen in den Gebieten, 1,6 bei Lehm, Löß, Kalk bzw. 0,72 bei

Buntsandstein, Granit, so scheint die Bodenbeschaffenheit eine Ursache für Schwankungen zu sein, eine weitere wäre durch Bodenbeschaffenheit bedingte regional verschiedene Baustoffe.

Tab. 4.1 Zuordnung der Meßwerte zum jeweiligen Baumaterial der Wände

	Minimum		Medianwert				Maximum	
	Radon $10^{-3}$ WL	Thoron $10^{-3}$ WL	Radon $10^{-3}$ WL	Thoron $\sigma_g$	Radon $10^{-3}$ WL	Thoron $\sigma_g$	Radon $10^{-3}$ WL	Thoron $10^{-3}$ WL
Leichtbeton (Bims)	0,4	0,05	1,2	2,7	1,1	2,1	12,7	4,1
Ziegel	0,4	0,9	2,0	2,4	1,8	2,4	8,1	12,5
Lehm/Holz	0,4	0,1	1,4	2,5	1,0	3,0	8,5	13,1
Beton	0,7	0,2	2,8	4,0	1,3	4,0	24,2	10,2
Gasbeton	-	-	-	-	-	-	-	-
Kalksandstein	-	-	-	-	-	-	-	-
Naturstein	0,7	0,9	11,1	8,7	3,3	2,5	21,3	14,1

Keine Angaben für Mittelwert, wenn weniger als 10 Messungen.

Tab. 4.2 Zuordnung der Meßwerte zur jeweiligen geologischen Bodenbeschaffenheit

	Minimum		Mittelwert				Maximum	
	Radon	Thoron	Radon	Thoron	Radon	Thoron	Radon	Thoron
	$10^{-3}$ WL	$10^{-3}$ WL	$10^{-3}$ WL	$\sigma_g$	$10^{-3}$ WL	$\sigma_g$	$10^{-3}$ WL	$10^{-3}$ WL
Gesamte Meßreihe	0,4	0,2	1,7	3,1	1,5	2,0	24,2	14,1
Lehm, Löß, Kalk	0,6	0,55	2,1	2,7	1,3	2,7	21,3	14,1
Buntsandstein, Granit	0,4	0,2	1,3	3,4	1,7	1,3	14,6	13,1

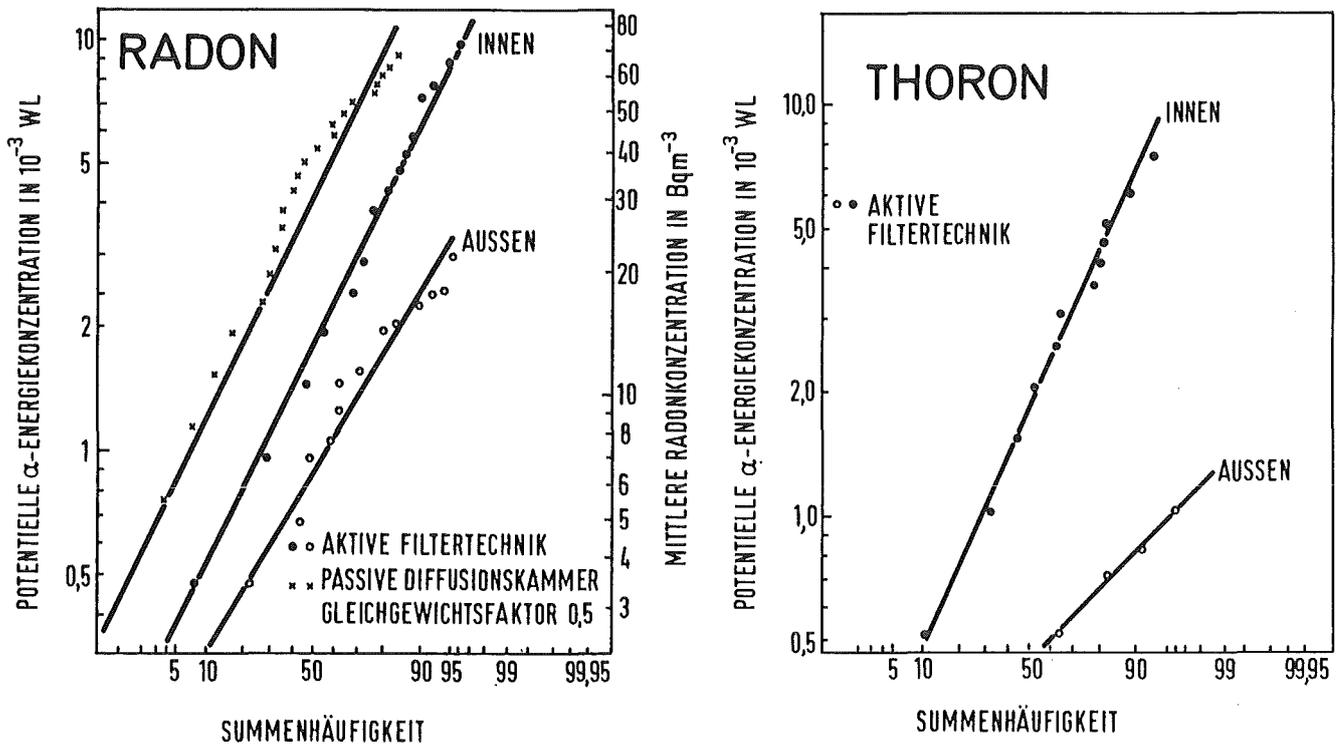


Abb. 4.1 Häufigkeitsverteilung der potentiellen  $\alpha$ -Energiekonzentration von Radon (a) und Thoron (b), gemessen mit einer aktiven Filtertechnik und einer passiven Diffusionskammer in Wohnhäusern und im Freien (vgl. Kap. 5)

In der Zeit von November 1979 bis März 1980 wurde eine Pilotstudie mit passiven Radondosimetern durchgeführt. Dabei wurde in ca. 100 Wohnungen in und um Karlsruhe über einen Zeitraum von jeweils 3 Monaten gemessen. Die Verteilung der ermittelten mittleren Radonkonzentrationen ist in Abb. 4.1.a angegeben. Die Konzentrationen schwanken im Bereich von 8-170 Bq/m<sup>3</sup> mit einem Medianwert von 40 Bq/m<sup>3</sup>.

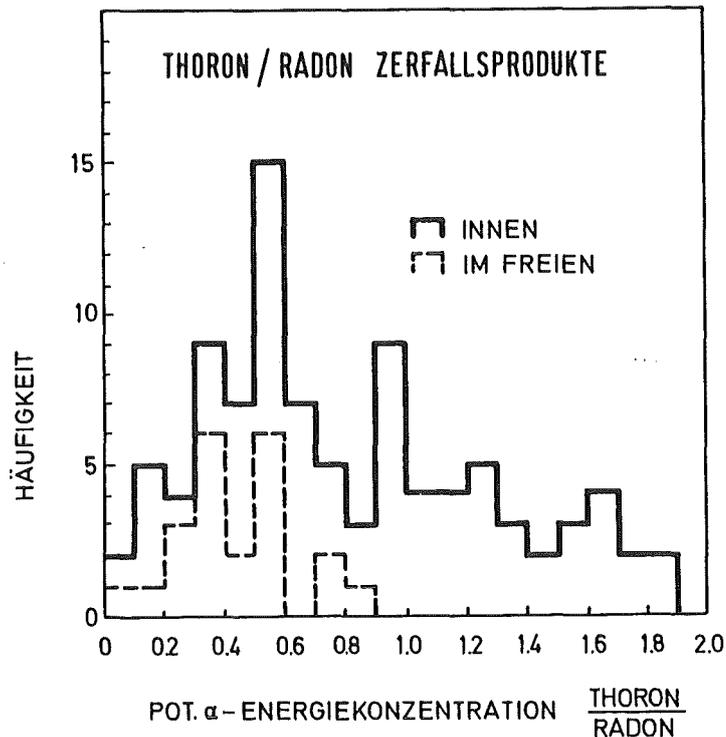


Abb. 4.2 Häufigkeitsverteilung der Verhältnisse gemessener potentieller α-Energien von Radon und Thoronzersfallsprodukten

## 5. Durchführung der Radon-Erhebungsmessungen

### 5.1 Auswahlkriterien

Zur Ermittlung der Höhe und der Schwankungsbreite der Radonkonzentration in Häusern ist es notwendig, eine repräsentative Stichprobe zu untersuchen, da nicht alle in der Bundesrepublik Deutschland existierenden Wohnungen ausgemessen werden können.

Da nach den Erfahrungen in Zusammenhang mit den Erhebungsmessungen

zur externen Strahlenexposition mit einer starken regionalen Streuung zu rechnen war, sollte zugleich eine "flächendeckende" Verteilung der Radondosimeter vorgenommen werden. Zusätzlich wurde angestrebt, in jedem Kreis mindestens 5 Wohnungen zu erfassen.

Im Arbeitskreis "Radonmessungen" des Ausschusses "Strahlenschutztechnik" bei der Strahlenschutzkommission wurde daher vereinbart, mindestens 5000 Wohnungen unter Berücksichtigung der Bevölkerungsdichte auszumessen. Auf der Basis eines Wohnungsbestandes von etwa 25 Millionen (St 79) heißt dies, daß etwa jede 5000. Wohnung erfaßt wird. Die Quoten für die jeweiligen Bundesländer sind in Tab. 5.1 angegeben.

Die Radonmessungen im Freien wurden in Zusammenhang mit dem Deutschen Wetterdienst durchgeführt. Nähere Einzelheiten dazu sind Abschnitt 6.3 zu entnehmen.

## 5.2 Organisation der Erhebungsmessungen

Um den hohen Zeitaufwand bei der Auswahl der Wohnungen, der Verteilung und Rücknahme der Dosimeter und der Bearbeitung der Fragebogen zu bewältigen, war die Zusammenarbeit mehrerer regional verteilter Institutionen notwendig. Eine Liste der Einrichtungen, die sich für eine Mitarbeit an diesem Meßprogramm bereiterklärt hatten und die jeweils betreuten Meßgebiete sind in Tab. 5.2 zusammengestellt. Zentrale Aufgaben innerhalb dieses Vorhabens übernahmen die Hauptabteilung Sicherheit des Kernforschungszentrums Karlsruhe (KfK) und das Institut für Strahlenhygiene des Bundesgesundheitsamtes (BGA).

Da die Entwicklung des verwendeten Radondosimeters bereits bei der KfK erfolgte, lag es nahe - auch im Sinne einer Qualitätssicherung der Ergebnisse - alle Messungen des Programms dieser Institution zu übertragen. Wie auch aus dem Organisationsschema (Abb. 5.1) ersichtlich, stellte die KfK den Meßstellen die notwendigen Dosimetergehäuse und die spezifisch nummerierten Detektorfolien zur Verfügung. Die Verteilung der Dosimeter erfolgte mit Hilfe öffentlicher Dienststellen, wie z.B. Kreis- und Gemeindeverwaltungen,

Tab. 5.1 Bestand, Zahl der zu messenden und Zahl der tatsächlich gemessenen Wohnungen in der Bundesrepublik Deutschland, nach Bundesländern

Bundesland	Bestand Ende 1978 in 1000	Anzahl zu messender Wohnungen	Anzahl tatsächlich gemessener Wohnungen
Schleswig- Holstein	1072	215	241
Hamburg	778	156	160
Niedersachsen	2809	562	860
Bremen	317	64	41
Nordrhein- Westfalen	6685	1337	1360
Hessen	2240	448	473
Rheinland- Pfalz	1449	290	332
Baden-Württemb.	3559	712	916
Bayern	4269	854	1198
Saarland	431	87	121
Berlin (West)	1099	220	268
Bundesgebiet	24708	4945	5970

Tab. 5.2 Liste der an dem Erhebungsprogramm beteiligten Institutionen

Gruppe	Institution	Projektleiter	Betreutes Gebiet
1	Kernforschungsanlage Jülich Abt. Strahlenschutz- Sicherheit	Dr.H.G. Ehrlich	Nordrhein- Westfalen
2	Kernforschungszentrum Karlsruhe Hauptabt. Sicherheit	Prof.Dr.H. Kiefer	Baden- Württemberg
3	GKSS-Forschungszentrum Geesthacht Abt. Strahlenschutz	Dr.K. Henning	Schleswig- Holstein, Hamburg
4	Isotopenlabor für medi- zinische und biologi- sche Forschung der Universität Göttingen	Dr.J. Porsten- dörfer	Niedersachsen, Bremen
5	Institut für Biophysik Universität des Saar- landes, Homburg/Saar	Dr.G. Keller	Saarland, Rheinland-Pfalz
6	Institut für Biophysik Universität Gießen	Prof.Dr.W. Lohmann	Hessen
7	Phys.-Techn. Bundes- anstalt Braunschweig Abt. 6.6	Prof.Dr.W.A. Kolb	Niedersachsen, Berlin
8	Institut für Strahlen- hygiene des Bundes- gesundheitsamtes Neuherberg	Prof.Dr. H. Schmier	Bayern
9	Staatliches Material- prüfungsamt Nordrhein-Westfalen Dortmund	Dr. Fahland	Nordrhein- Westfalen

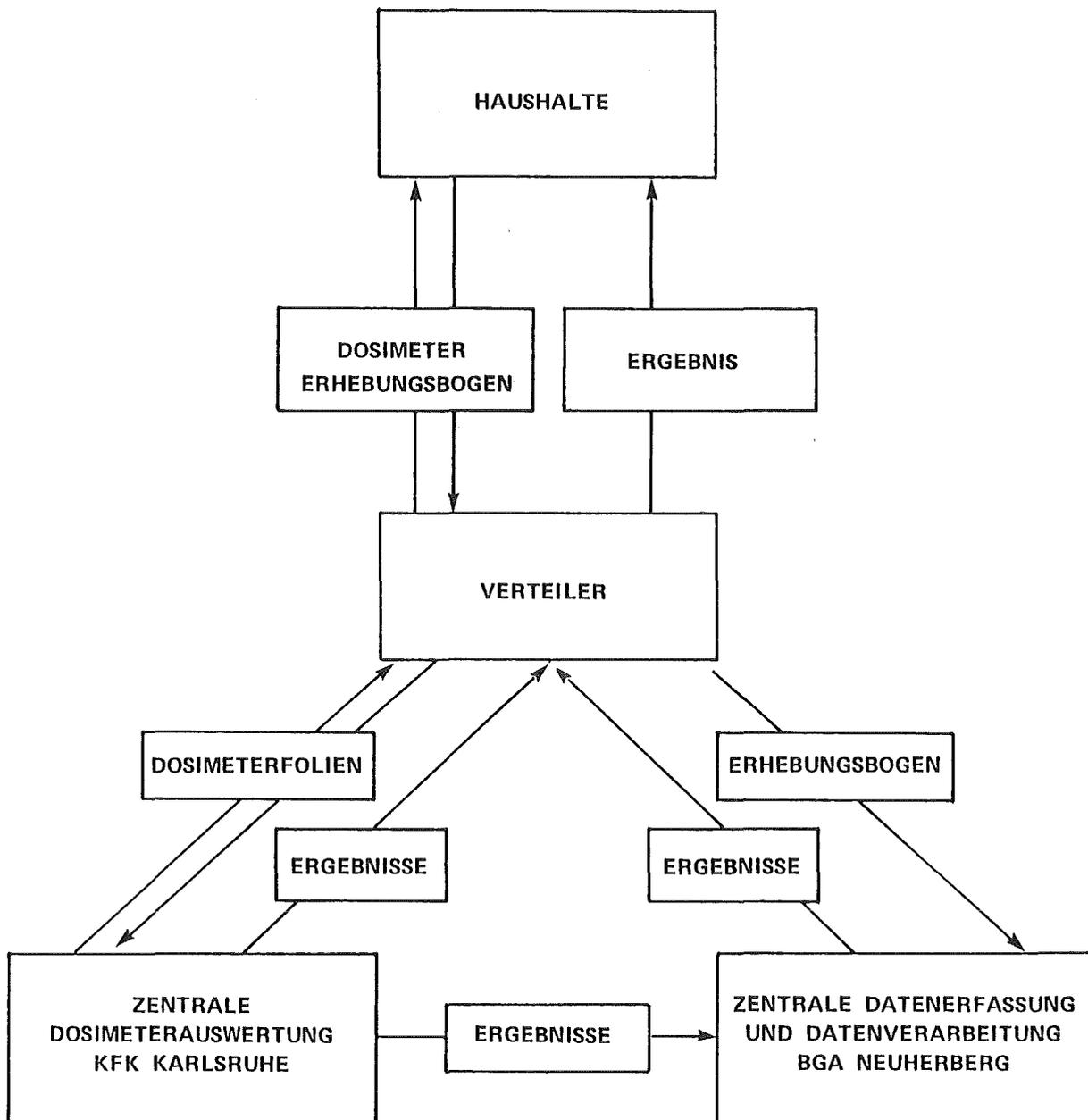


Abb. 5.1 Organisation der Erhebungsmessungen

Polizei, Schulen etc.

Nach einer Expositionszeit von drei Monaten in den gewählten Haushalten wurde das Detektormaterial in Polyäthylenfolie verschweißt an das KfK zum Ätzen und zur Bestimmung der Spurendichte zurückgeschickt.

Die daraus berechneten Radon-Expositionswerte und Fehlerangaben wurden anschließend den Meßstellen mitgeteilt.

Das BGA übernahm im Rahmen des Programms die zentrale Erfassung der Erhebungsdaten, d.h. die einzelnen Meßstellen sandten die vollständig ausgefüllten Fragebogen (vgl. Abschnitt 5.3) an das BGA. Dort wurden die vorkodierten Daten in die elektronische Datenverarbeitung (EDV) übernommen, geprüft und zum Teil analysiert (Wi 84).

### 5.3 Fragebogen

Für eine gezielte Analyse der Daten wurden Fragebögen entworfen, um die zu jeder Messung wohnungsrelevanten Angaben zu erhalten. Formblatt 1 (Anhang A3) enthält die wichtigsten Angaben zum Haus bzw. zur Wohnung:

- (1) Statistische Kennziffer der Wohnung (laufende Nummer), 5-stellig, davon die 1. Stelle die Gruppennummer
- (2) Gemeinde mit Gemeindeganziffer (8-stellig), nach dem amtlichen Gemeindeverzeichnis der Bundesrepublik Deutschland, Stand November 1981
- (3) Art des Hauses
- (4) Bauweise
- (5) Baujahr
- (6) Angaben zum Keller

Für jede durchgeführte Messung innerhalb von Gebäuden mußte Formblatt 2 ausgefüllt werden (Anhang A3). Folgende Angaben waren notwendig (Angaben zum Raum):

- (1) Kennziffer der Wohnung
- (2) Dosimeter-(Folien-)Nummer
- (3) Expositionszeitraum
- (4) Ergebnis der Messung: Radon-Exposition und Fehlerangabe
- (5) Standplatz des Dosimeters
- (6) Etage
- (7) Heizsystem
- (8) Fenster
- (9) Baumaterial

Der Kodierungsschlüssel zum Baumaterial wurde zur Vereinfachung in den Fragebogen mitaufgenommen.

Als Standplätze für die Dosimeter waren zunächst das Schlafzimmer und das Wohnzimmer (Hauptaufenthaltsraum) vereinbart worden. Später wurde - um den Einfluß des Erdreiches auf die Radonkonzentration in den Häusern zu studieren - der Keller hinzugenommen. Die Aufstellung von Dosimetern in weiteren Räumen war freigestellt.

Für die Messungen im Freien wurde Formblatt 3 zusammengestellt (Anhang A3), gewissermaßen eine abgemagerte Kombination aus Formblatt 1 und 2, mit folgenden Angaben:

- (1) Kennziffer des Meßplatzes (laufende Nummer)
- (2) Gemeinde und Gemeindeganznummer (vgl. Formblatt 1)
- (3) Dosimeter-(Folien-)Nummer
- (4) Expositionszeitraum
- (5) Ergebnis der Messung: Radon-Exposition und Fehlerangabe

Die Expositionszeit im Freien betrug in der Regel 1 Jahr. Die Aufstellung erfolgte in Zusammenarbeit mit dem Deutschen Wetterdienst in deren Wetterhütten.

## 6. Ergebnisse der Erhebungsmessungen

### 6.1 Ermittlung und Dokumentation der Ergebnisse

Bei der Berechnung der Einzelergebnisse mußte zunächst die jeweilige Radonexposition (in  $\text{pCi l}^{-1} \text{ d}$ ) unter Berücksichtigung des

angegebenen Meßzeitintervalls in einen Konzentrationswert umgerechnet werden (pCi/l). Zwischenzeitlich erfolgte die Umstellung auf die neuen SI-Einheiten, so daß alle Radonwerte in diesem Bericht in Bq/m<sup>3</sup> angegeben sind.

Für jedes Haus bzw. für jede Wohnung wurde aus den Ergebnissen in den bewohnten Räumen ein arithmetischer Mittelwert der gemessenen Radonkonzentration errechnet.

Sowohl zu allen Einzelmessungen und Wohnungsmittelwerten als auch für die Messungen im Freien wurden im Rechner des Bundesgesundheitsamtes (Siemens, Betriebssystem BS 2000) separate Dateien angelegt, die eine effektive Bearbeitung der Daten mittels fertiger Statistik-Programmpakete gestatteten (Wi 84).

## 6.2 Ergebnisse der Messungen in Häusern

### 6.2.1 Statistische Beurteilung der Verteilung der Meßpunkte

Im Rahmen dieser Erhebung wurden insgesamt 20 609 Messungen in 5970 Wohnungen durchgeführt. Die Verteilung der Meßpunkte auf die jeweiligen Bundesländer ist Tab. 5.1 zu entnehmen (vgl. auch Abb. 6.4). Die vorgegebenen Quoten wurden - bis auf Bremen - um 10 - 20 % überschritten.

In jedem Regierungsbezirk wurden - bis auf die Bezirke Trier, Kassel und das Bundesland Bremen - mindestens 100 Wohnungen erfaßt, so daß ein statistischer Vergleich möglich ist. Dieser Vergleich kann auf Kreisebene nicht mehr durchgeführt werden, da die Anzahl gemessener Wohnungen mit im Mittel mit 5 - 50 für diesen Zweck zu klein ist. Etwas überrepräsentiert sind in dieser Hinsicht die Kreise Herzogtum Lauenburg mit 66, Düren mit 103, die Stadt Göttingen mit 65 und die Stadt Braunschweig mit 79 Messungen. In etwa 18 von insgesamt 350 Landkreisen und kreisfreien Städten wurden weniger als 5 Wohnungen ausgemessen.

Eine vollständige Liste der Landkreise mit Anzahl der gemessenen Wohnungen und Kreismittelwerten findet sich im Anhang (A5).

Die Expositionszeit der Dosimeter betrug in der Regel 3 Monate. Eine Übersicht zur jahreszeitlichen Gleichverteilung der Messungen gibt Tab. 6.1. Dabei ist der relative Anteil der in dem angegebenen Monat begonnenen Messungen angegeben.

Tab. 6.1 Anteil der in dem angegebenen Monat jeweils begonnenen Messungen

Monat	relativer Anteil , %	
Januar	12	} 30
Februar	9	
März	9	
April	8	} 24
Mai	11	
Juni	5	} 24
Juli	6	
August	6	
September	12	} 22
Oktober	8	
November	5	
Dezember	9	

Darnach liegt dieser monatliche Anteil zwischen 6 % und 12 %, also eine gewisse - wenn auch nicht ideale - Gleichverteilung ist vorhanden. Günstiger erscheint die Verteilung bei einer quartalsmäßigen Betrachtungsweise.

Meßzahl der Wohnungen wurde lediglich für eine dreimonatige Meßperiode beobachtet (66 %), ein Anteil von etwa 7 % wurde länger als ein Jahr und ca. 10 Wohnungen bis zu 3 Jahren hintereinander ausgemessen.

Der erfaßte Wohnungsbestand verteilt sich folgendermaßen:

Einfamilienhäuser	46 %
Zweifamilienhäuser	22 %
Mehrfamilienhäuser	27 %
Bauten über 5 Stockwerke	4 %

Diese Häuser sind nach der Bauweise klassifiziert:

Massivbauten	91 %
Fachwerkhäuser	3 %
Leichtbau-Fertighäuser	4 %

Über den Kellertyp wurden folgende Angaben gemacht:

vollunterkellert	75 %
teil-unterkellert	18 %
nicht unterkellert	5 %

Als Erstellungszeit für die Gebäude wurde angegeben:

vor 1900	6 %
1901-1948	15 %
nach 1948	79 %

Die Wohnungen verfügen über folgende Heizsysteme:

Konvektionsheizung (Zentral- hgz.)	74 %
Einzelofenheizung	11 %
Fußbodenheizung	5 %
Nachtspeicherofen	3,5 %
Warmluftheizung	3 %

Die Wohnungen sind mit folgenden Arten von Fenstern ausgestattet:

Einscheibenfenster	15 %
Isolierverglasung	58 %
Doppelfenster	25 %

Die Informationen über das Hauptbaumaterial sind - nach Wand, Decke und Fußboden getrennt - in Abb. 6.1 graphisch wiedergegeben.

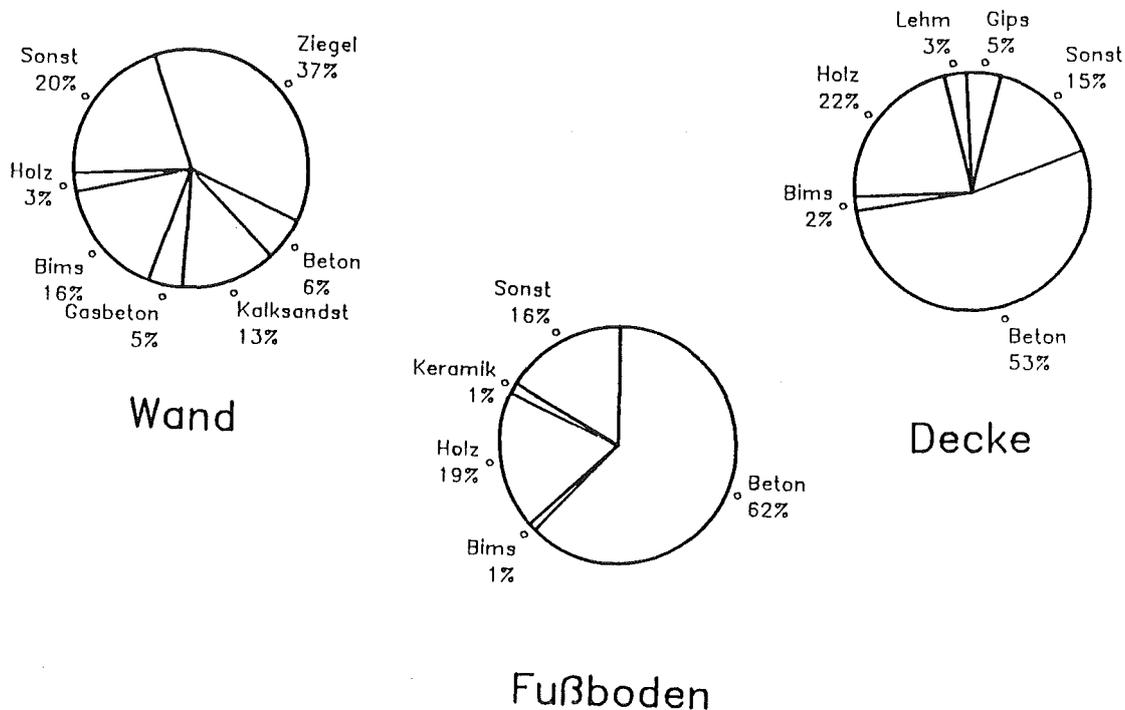


Abb. 6.1 Prozentsatz erfaßter Wohnungen, aufgeschlüsselt nach dem Hauptbaumaterial von Wand, Decke und Fußboden.

Aus der Darstellung geht hervor, daß eine einheitliche Charakterisierung einer Wohnung sehr schwierig sein dürfte. Der Bezug allein auf das Wandmaterial ist in Zusammenhang mit der Radonfrage sicher nicht ausreichend.

Ob die Stichprobenauswahl hinsichtlich der aufgeführten Merkmale den tatsächlichen Gegebenheiten in der Bundesrepublik entspricht, läßt sich wegen fehlender statistischer Angaben über den Wohnungsbestand nicht überprüfen. Dennoch zeigt ein Vergleich mit einer Repräsentativumfrage über Lüftungsverhältnisse in Wohnungen (Kü 79), daß die gewonnene Stichprobe recht gut die Grundgesamtheit widerspiegelt.

### 6.2.2 Gesamtverteilung

Die Häufigkeitsverteilung sämtlicher 5970 Wohnungsmittelwerte ist in Abb. 6.2 in Form eines Histogramms dargestellt. Sie ist stark unsymmetrisch und flacht zu höheren Werten hin ab.

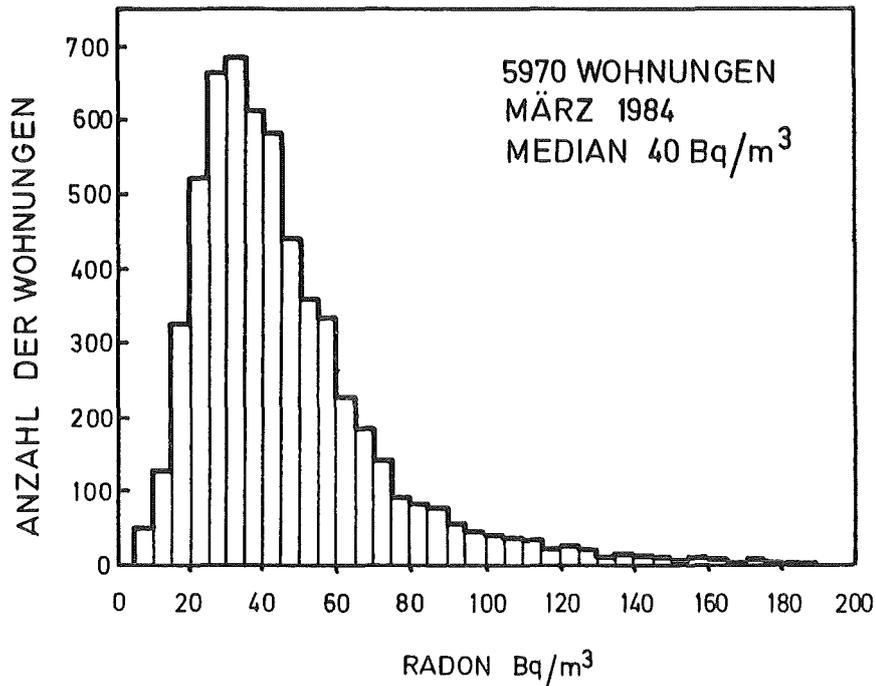


Abb. 6.2 Häufigkeitsverteilung der Radon-Wohnungsmittelwerte

Durch eine logarithmische Transformation der Konzentrationswerte lassen sich die Daten recht gut als Normalverteilung behandeln.\* Die in Abb. 6.3 gewählte Darstellung der summenhäufigkeit mit logarithmischem Maßstab für die Radonkonzentration eignet sich recht gut für Interpretations- und Vergleichszwecke.

---

\* Einzelheiten zur logarithmischen Normalverteilung siehe Anhang

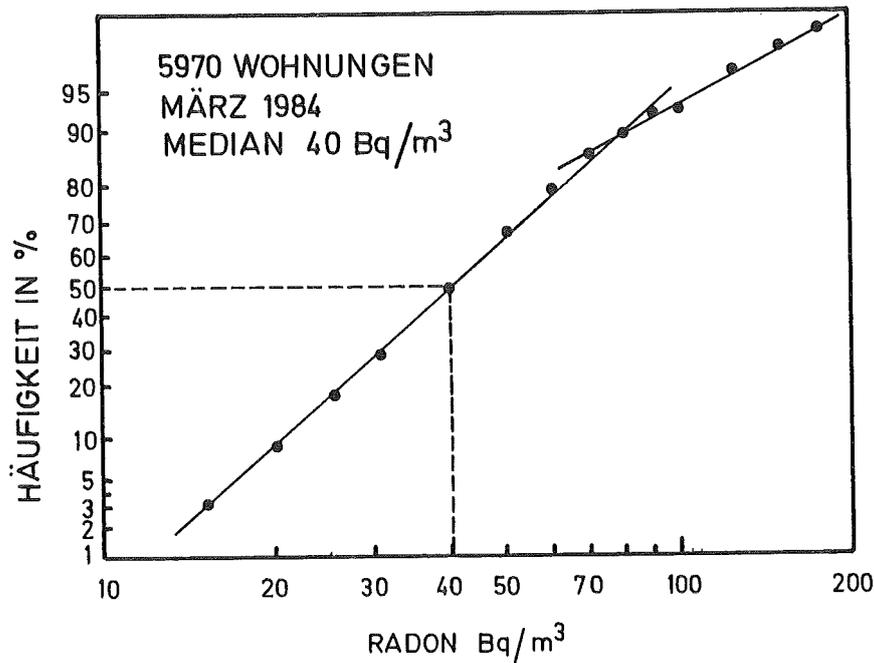


Abb. 6.3 Summenhäufigkeit der Radon-Wohnungsmittelwerte

Die Verteilung ist charakterisiert durch den Medianwert, der Wert, der die Gesamtheit der Messung in zwei gleichgroße Populationen teilt und durch den Streufaktor  $\sigma_g$  als Maß für die Streuung. Auf der Grundlage der vorhandenen Daten ergibt sich ein Medianwert von 40 Bq/m<sup>3</sup> bei einem Streufaktor von 1,8. Oberhalb von 100 Bq/m<sup>3</sup> flacht die Verteilung ab, bei einem  $\sigma_g$  von im Mittel 2,9. Aus praktischen Gründen sind daher in Tab. 4.2 verschiedene Fraktile angegeben, die für spätere Grenzwertabschätzungen nützlich sein dürften.

Tab. 6.2 Fraktile für die Summenhäufigkeit der Wohnungsmittelwerte

Fraktile, %	Radonwert, Bq/m <sup>3</sup>
50	40
85	70
90	80
95	110
99	220
99,9	600

Auffallend ist, daß der ermittelte Medianwert bei den Erhebungsmessungen mit 40 Bq/m<sup>3</sup> ebenso groß ist wie der Medianwert bei der Pilotstudie (vgl. Kap. 4).

### 6.2.3 Auswertung nach verschiedenen Gesichtspunkten

Zur Gewinnung weiterer Informationen wurden die Daten nach den in den Erhebungsbögen festgehaltenen Merkmalen aufgeschlüsselt, u.a. regionale Verteilung, Bauweise und Haustyp, Art der Unterkellerung, Alter des Hauses, Fenster, Heizsystem und Baumaterial. Zwischen allen sinnvollen Merkmalsausprägungen wurde mit einem statistischen Test (T-Test) festgestellt, welche Merkmalsunterschiede signifikant sind. Dabei wurde ein Unterschied mit einer statistischen Sicherheit von größer als 95 % als signifikant bezeichnet. Eine Klassifizierung nach kombinierten Merkmalen wurde im Rahmen dieses Berichts nicht vorgenommen.

Bei der Analyse wurde angenommen, daß die Stichprobe weitgehend repräsentativ und innerhalb des betrachteten Merkmals randomisiert ist (zufallsverteilt). Eine kritische Beurteilung der Stichprobe erfolgt in Abschnitt 6.1.

#### 6.2.3.1 Regionale Verteilung

Eine regionale Verteilung der Radon-Wohnungsmittelwerte nach Bundesländern und einigen Großstädten ist aus Abb. 6.4 ersichtlich. Bei der Mehrzahl der Bundesländer liegen die Mittelwerte (Median) zwischen 37 und 43 Bq/m<sup>3</sup>. Lediglich in Rheinland-Pfalz und in Bayern liegen diese Werte mit 57 bzw. 46 Bq/m<sup>3</sup> deutlich über dem Bundesmittel von 40 Bq/m<sup>3</sup>. Hingegen sind in einer Reihe von Großstädten wie Hamburg, Bremen, Frankfurt, München und Berlin recht niedrige Radonmittelwerte anzutreffen (27-33 Bq/m<sup>3</sup>).

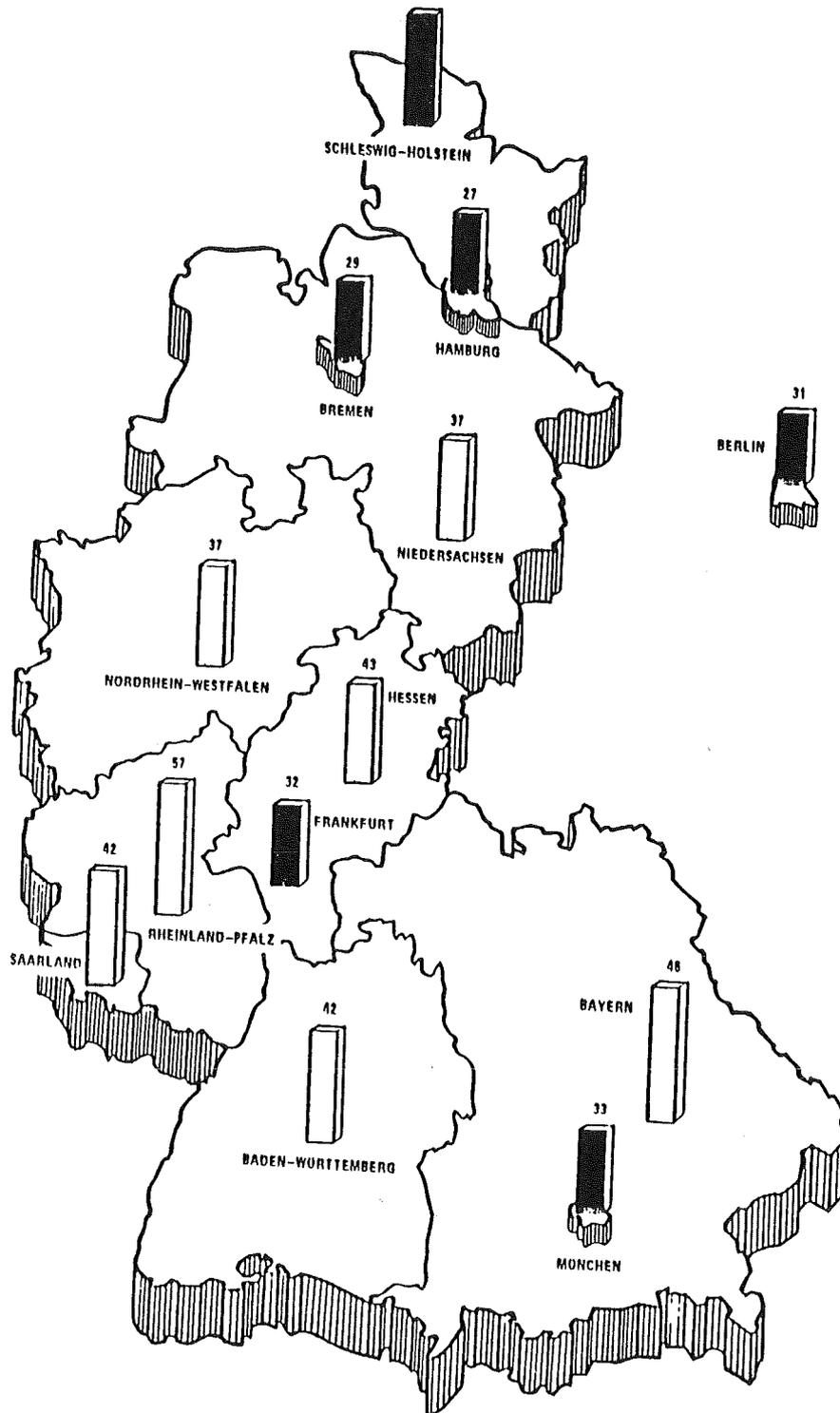


Abb. 6.4 Radon-Medianwerte in Häusern nach verschiedenen Bundesländern, Frankfurt und München (in Bq/m<sup>3</sup>). Die Angaben für Bayern und Hessen schließen die Messungen in München bzw. Frankfurt ein

In wieweit die Unterschiede zwischen den Bundesländern signifikant sind, ist in Tab. 6.3 angegeben (T-Test). Dabei sind diejenigen Paarungen, die sich mit einer statistischen Sicherheit von größer 95 % signifikant unterscheiden, mit einem "+" gekennzeichnet, sonst mit einem "-".

Tab. 6.3 Unterschiede zwischen den Bundesländern  
(95 % Signifikanz-Niveau)

Schleswig-Holstein	+	-	+	-	-	+	-	+	-	+
Hamburg		+	-	+	+	+	+	+	+	+
Niedersachsen			+	-	+	+	+	+	+	+
Bremen				+	+	+	+	+	+	-
Nordrhein-Westfalen					+	+	+	+	+	+
Hessen						+	-	-	-	+
Rheinland-Pfalz							+	+	+	+
Baden-Württemberg								+	-	+
Bayern									-	+
Saarland										+
Berlin										

Aufschlußreicher ist die etwas detailliertere Aufgliederung der Daten nach Regierungsbezirken unter dem Einschluß der Stadtstaaten (Abb. 6.4) sowie nach erfaßten Gemeinden (Abb. 6.5). Diese Karten lassen gewisse regionale Unterschiede erkennen, die sich weitgehend an der Geologie der jeweiligen Gebiete orientieren. Diese Beobachtung war bereits bei Erhebungsmessungen zur externen Strahlenexposition gemacht worden (BMI 78).

Die feine Aufschlüsselung der Meßergebnisse nach einzelnen Gemeinden ist nicht unproblematisch. Die Unterschiede zwischen den Mittelwerten einzelner Gemeinden sind wegen der oft geringen Anzahl von Messungen nicht immer statistisch signifikant. Dennoch werden aus dieser Karte Zusammenhänge zwischen der ermittelten Radonkonzentration in Wohnungen und dem geologischen Untergrund deutlich erkennbar.

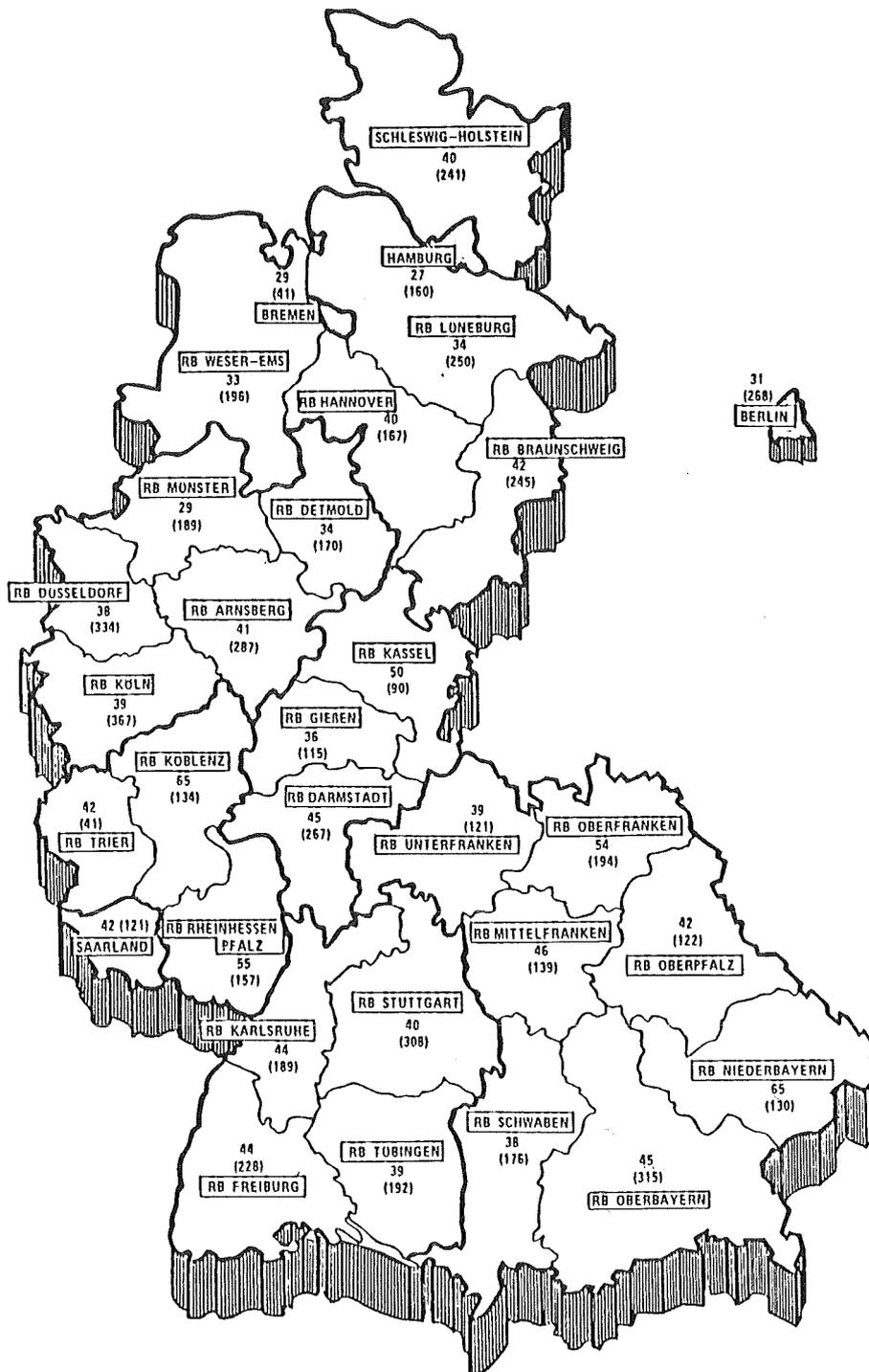


Abb. 6.5 Radon-Medianwerte in Häusern nach Regierungsbezirken in  $\text{Bq}/\text{m}^3$ .  
In Klammern: Anzahl erfaßter Wohnungen.

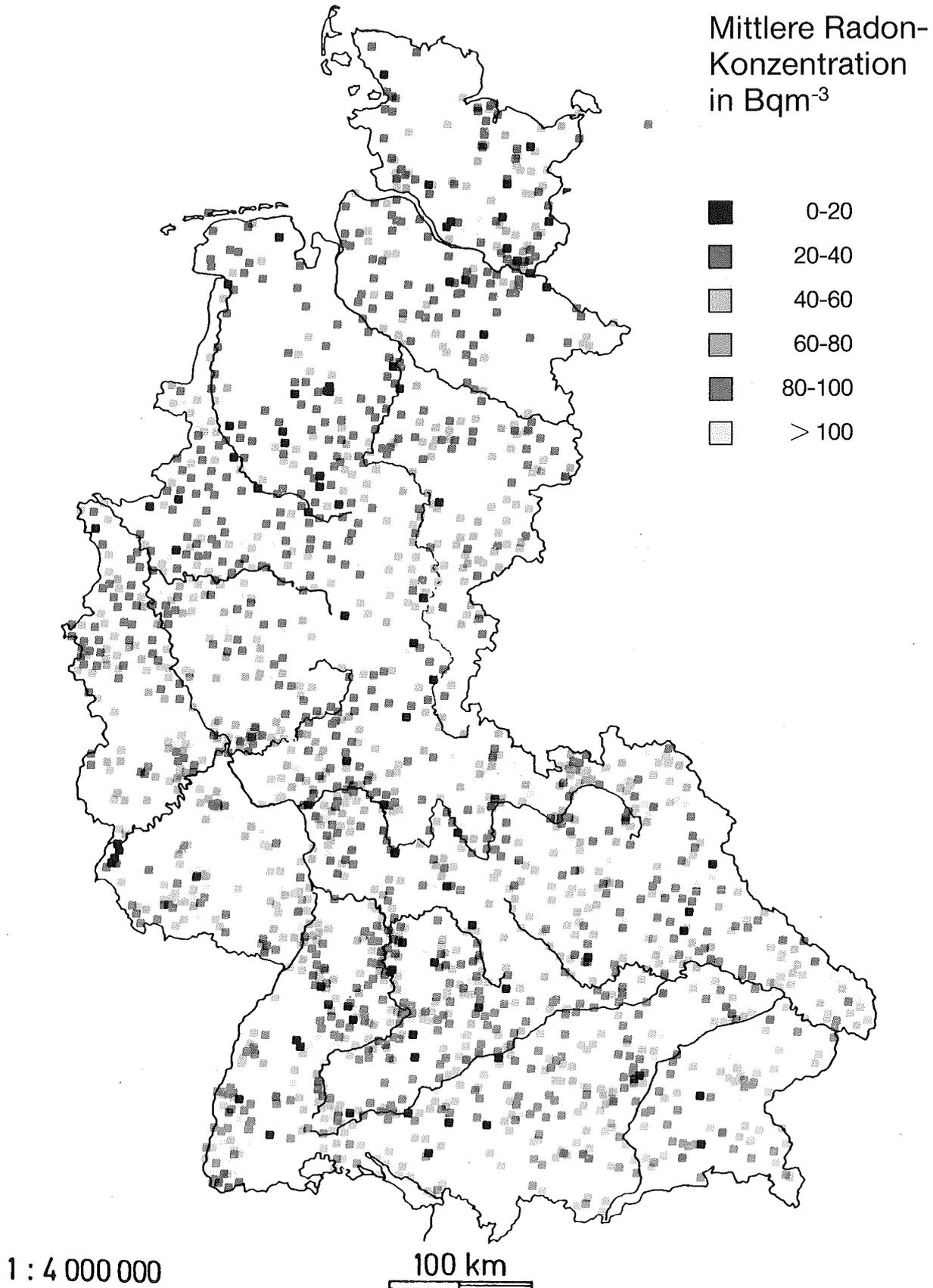


Abb. 6.6 Verteilung der Meßorte über das gesamte Bundesgebiet sowie über einzelne Gemeinden gemittelte Radonkonzentration in Wohnhäusern

### 6.2.3.2 Haustyp, Bauweise und Art der Unterkellerung

Wichtige Gesichtspunkte für die Beurteilung der Radonkonzentration in einem Haus sind die konstruktiven Merkmale des Gebäudes. Hinsichtlich des Haustyps liegt der Medianwert für die Gruppe der Ein- und Zweifamilienhäuser (Einzelhäuser) mit  $43 \text{ Bq/m}^3$  deutlich über dem für Mehrfamilien- und Hochhäusern mit 35 bzw.  $33 \text{ Bq/m}^3$  (Abb. 6.7).

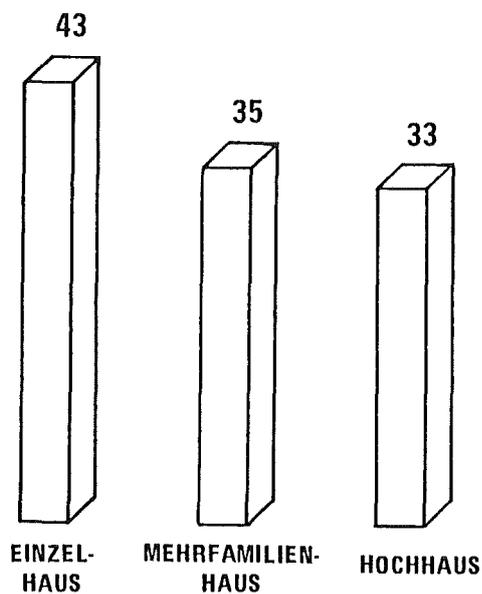


Abb. 6.7 Radon-Medianwert klassifiziert nach dem Haustyp,  $\text{Bq/m}^3$

Keine signifikanten Unterschiede bestehen zwischen Ein- und Zweifamilienhäusern einerseits sowie zwischen Mehrfamilien- und Hochhäusern andererseits.

Massivhäuser, die am häufigsten vertretene Bauweise, entsprechen in ihrem Medianwert der Radonkonzentration dem der Gesamtverteilung. Bei Fachwerkhäusern liegen diese Werte signifikant höher ( $50 \text{ Bq/m}^3$ ), bei Leichtbeton-Fertighäusern sehr niedrig ( $29 \text{ Bq/m}^3$ ) (Abb. 6.8).

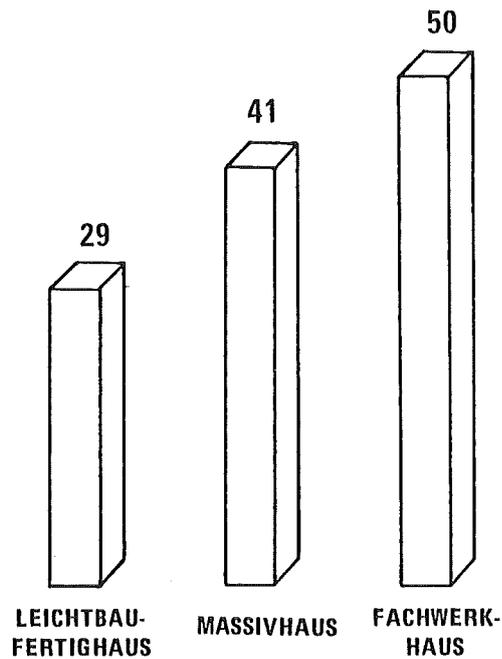


Abb. 6.8 Radon-Medianwert klassifiziert nach der Bauweise, in Bq/m<sup>3</sup>

Der Keller ist entscheidend in seiner Bedeutung als Eintrittspforte für Radon aus dem Erdreich. Wie aus Abb. 6.9 ersichtlich, findet man bei vollständig unterkellerten Häusern mit einem Median von 38 Bq/m<sup>3</sup> die niedrigsten Radonwerte. Signifikant erhöhte Radonpegel trifft man an bei Teilunterkellerung und in Häusern ohne Keller (Median: 50 Bq/m<sup>3</sup> bzw. 43 Bq/m<sup>3</sup>).

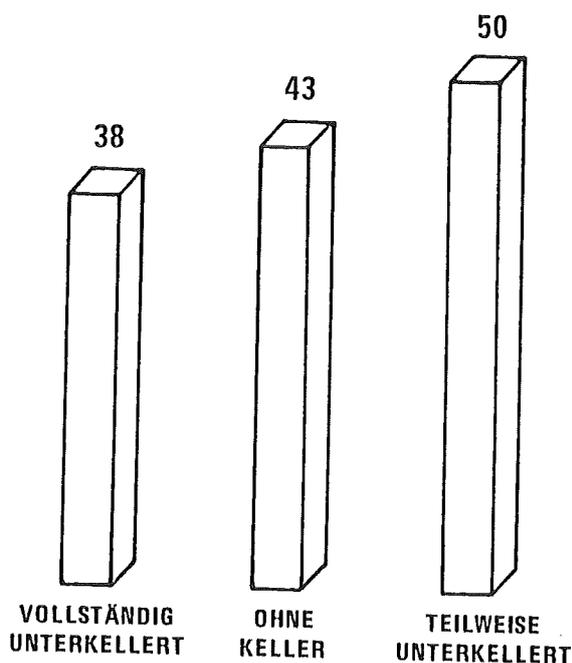


Abb. 6,9 Radon-Medianwert klassifiziert nach Art der Unterkellerung, in Bq/m<sup>3</sup>

### 6.2.3.3 Etage

Zum Vergleich verschiedener Stockwerke wurde der zeitliche Mittelwert aus den jeweiligen Einzelmessungen in verschiedenen Etagen gebildet. Die höchsten Radon-Medianwerte findet man demnach im Keller mit  $53 \text{ Bq/m}^3$  (Abb. 6.10). Zu höheren Stockwerken nehmen die Konzentrationswerte vom Erdgeschoß ( $43 \text{ Bq/m}^3$ ) über die 1. Etage ( $38 \text{ Bq/m}^3$ ) zur 2. Etage hin ( $33 \text{ Bq/m}^3$ ) signifikant ab. Darüber hinaus bleibt die Radonkonzentration konstant. Zum Vergleich ist der Referenzwert von  $14 \text{ Bq/m}^3$  im Freien angegeben (Klimahauptstellen des Deutschen Wetterdienstes). Eine ausführliche Diskussion der Messungen im Freien erfolgt in Abschnitt 6.3.

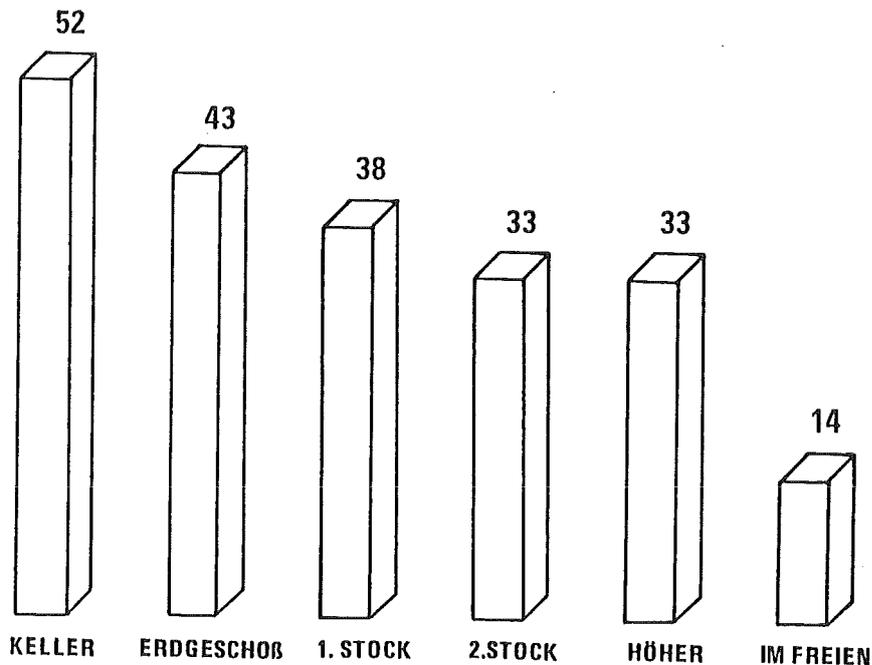


Abb. 6.10 Radonmedianwerte in verschiedenen Stockwerken, in  $\text{Bq/m}^3$ . Grundlage bilden die zeitlichen Etagenmittelwerte aller Einzelmessungen

#### 6.2.3.4 Unterschiede zwischen einzelnen Räumen einer Wohnung

Geringe Unterschiede findet man bei einer Aufgliederung nach verschiedenen Räumen. Auf der Grundlage der zeitlichen Mittelwerte aller Einzelmessungen liegen die Medianwerte für Schlafzimmer, Küche und Kinderzimmer bei  $37 \text{ Bq/m}^3$  (Abb. 6.11). Mit  $41 \text{ Bq/m}^3$  sind die Werte im Wohnzimmer leicht, aber signifikant erhöht. Der Wert für den Keller wurde bereits in Abschnitt 6.2.3.3 mit  $52 \text{ Bq/m}^3$  angegeben.

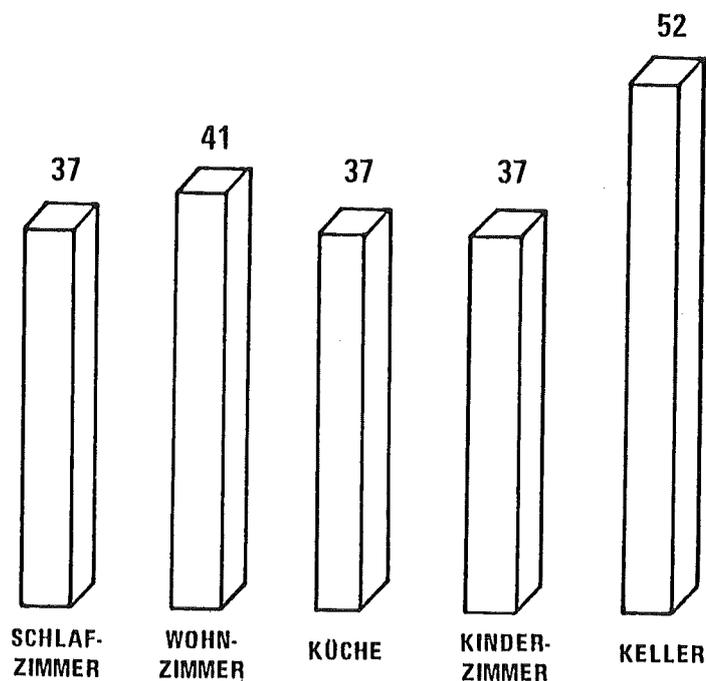


Abb. 6.11 Radonmedianwerte in verschiedenen Räumen, auf der Grundlage von zeitlichen Raummittelwerten der jeweiligen Einzelmessungen (in  $\text{Bq/m}^3$ )

### 6.2.3.5 Alter

Eine Unterscheidung nach dem Baujahr der Häuser (Abb. 6.12) ergibt für die Gruppe "vor 1900" mit  $50 \text{ Bq/m}^3$  den höchsten Radon-Medianwert. Er unterscheidet sich signifikant von den Werten für die Altersgruppen "1901 - 1948" mit  $39 \text{ Bq/m}^3$  und "nach 1948" mit  $39 \text{ Bq/m}^3$  bzw.  $40 \text{ Bq/m}^3$ .

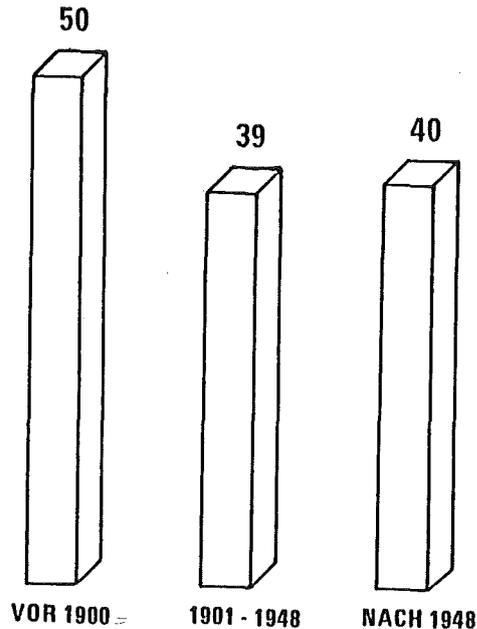


Abb. 6.12 Unterschiede zwischen verschiedenen Altersgruppen, in  $\text{Bq/m}^3$

### 6.2.3.6 Heizung und Fenster

Vor Beginn der Erhebungsmessungen wurde angenommen, Art der Heizung und Ausführung der Fenster könnten sich entscheidend auf die Radonkonzentration in Innenräumen auswirken. Eine Analyse aller vorliegenden Daten zeigt jedoch, daß verschiedene Heizsysteme und unterschiedliche Fensterarten keine signifikanten Unterschiede hinsichtlich des Radonpegels zeigen. Gegenüber dem allgemeinen Medianwert von  $40 \text{ Bq/m}^3$  führen lediglich Einfachfenster ohne zusätzliche Dichtungen zu einer leichten Erniedrigung des Radonpegels (Median:  $37 \text{ Bq/m}^3$ ). Beschränkt man die Auswertung auf die in den Wintermonaten gewonnenen Meßwerte, ergibt sich auch kein anderes Bild. Die Einzelergebnisse sind im Anhang (A4) zusammengestellt.

### 6.2.3.7 Baustoffe

Die Bedeutung verschiedener Baumaterialien des Hauses ist Abb. 6.13 zu entnehmen. Dabei wurde nach dem hauptsächlich verwendeten Baustoff für Wand, Decke und Fußboden unterschieden. Richtet man sich zunächst nach dem Wandmaterial (kreuzschraffiert), erkennt man, daß die höchsten Radonwerte in Lehm- und Natursteinhäusern ermittelt wurden (Medianwerte 57 bzw. 61 Bq/m<sup>3</sup>).

Auch Bauten aus Bimssteinen liegen mit 47 Bq/m<sup>3</sup> noch signifikant über dem Niveau der übrigen Wandmaterialien. Wenig Radon findet man in Holzhäusern (29 Bq/m<sup>3</sup>) und in Gebäuden, bei denen vorwiegend Gips als Wandbaustoff verwendet wird. Die Radon-Medianwerte für die übrigen Wandmaterialien liegen im Bereich zwischen 37 und 46 Bq/m<sup>3</sup>.

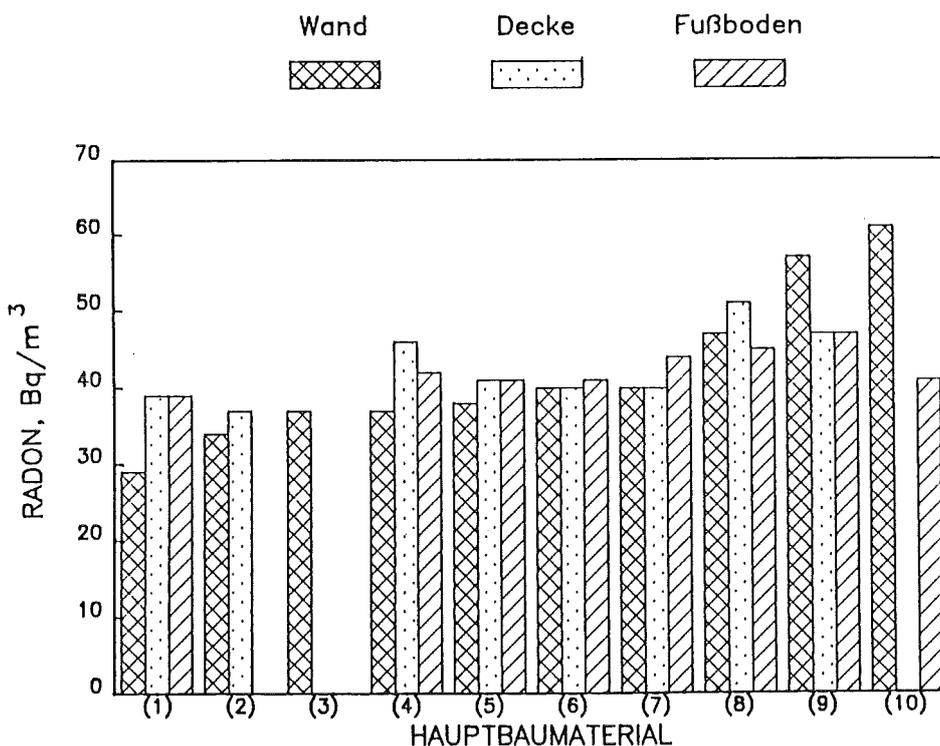


Abb. 6.13 Einfluß unterschiedlicher Wandmaterialien auf die Radonkonzentration in Innenräumen:

(1) Holz, (2) Gips, (3) Kalksandstein, (4) Schlackensteine, (5) Beton, (6) Gasbeton, (7) Ziegel, (8) Bimssteine, (9) Lehm, (10) Naturstein

In wieweit die Unterschiede zwischen den Medianwerten der einzelnen Wandbaustoffe signifikant sind, kann man Tab. 6.4 entnehmen.

Tab. 6.4 Statistische Unterschiede zwischen verschiedenen Baumaterialien am Beispiel der Wandbaustoffe (95 % Signifikanzniveau)

Holz	-	+	+	+	+	+	+	+	+
Gips	-	-	-	-	+	+	+	+	+
Kalksandstein		-	-	-	+	+	+	+	+
Schlackenstein			-	-	-	+	+	+	+
Beton				-	+	+	+	+	+
Gasbeton					-	+	+	+	+
Ziegel						+	+	+	+
Bimssteine							+	+	+
Lehm								-	-
Naturstein									

Bei der Interpretation der Ergebnisse ist zu berücksichtigen, daß die Radonkonzentration in der Raumluft nicht nur durch das Wandmaterial, sondern auch durch das Baumaterial von Decke und Fußboden bestimmt wird. Orientiert man sich bei der Auswertung der Radonwerte nach dem Hauptbaumaterial von Decke und Fußboden, verschiebt sich das Bild dahingehend, daß die oben aufgeführten Unterschiede weitgehend ausgeglichen werden.

Im übrigen ist eine einheitliche Charakterisierung einer Wohnung nur selten möglich. Auch sind die in den Fragebogen gemachten Angaben zu den Baumaterialien oft fragwürdig.

#### 6.2.3.8 Jahreszeitlicher Gang

Wesentliches Argument für eine dreimonatige Expositionszeit der Dosimeter war die Möglichkeit der Ermittlung jahreszeitlicher Unterschiede. In der Auswertung wurden alle Messungen in bewohnten Räumen monatsweise zusammengefaßt. Da die Standzeit der Dosimeter in der Regel 3 Monate betrug, wurde als Bezugsmonat der Monat in der Mitte der Expositionsperiode gewählt. Das arithmetische Mittel solcher Einzelmonate wurde in Bezug gesetzt zum Jahresmittelwert aller Messungen. Der daraus errechnete jahreszeitliche Verlauf ist in Abb. 6.14 dargestellt.

Man erkennt eine deutliche Abnahme der Radonkonzentration in den Sommermonaten mit einem Anstieg im Oktober und November. Der Maximalwert ist im Dezember erreicht. Auffallend ist der Abfall im Januar, der aus klimatischen Gründen allein nicht erklärbar ist. Eine ähnlich hohe Abnahme der mittleren Radonkonzentration beobachtete auch Fisenne bei Messungen im Freien in den Jahren 1977-1982 in Chester, New Jersey USA (Fi 82). Die Abnahme des fünfjährigen Monatsmittels der Radonkonzentration von Dezember auf Januar beträgt ebenfalls 28 %. Der leichte Anstieg im Juli und August konnte in einzelnen Fällen durch den sogenannten "Urlaubseffekt" erklärt werden (Eh 83). Dabei handelt es sich um die Tatsache, daß während einer längeren Abwesenheit der Bewohner im allgemeinen die Radonkonzentration, weil Fenster und Türen geschlossen bleiben, und so die exponierten Radondosimeter einen höheren Wert anzeigen.

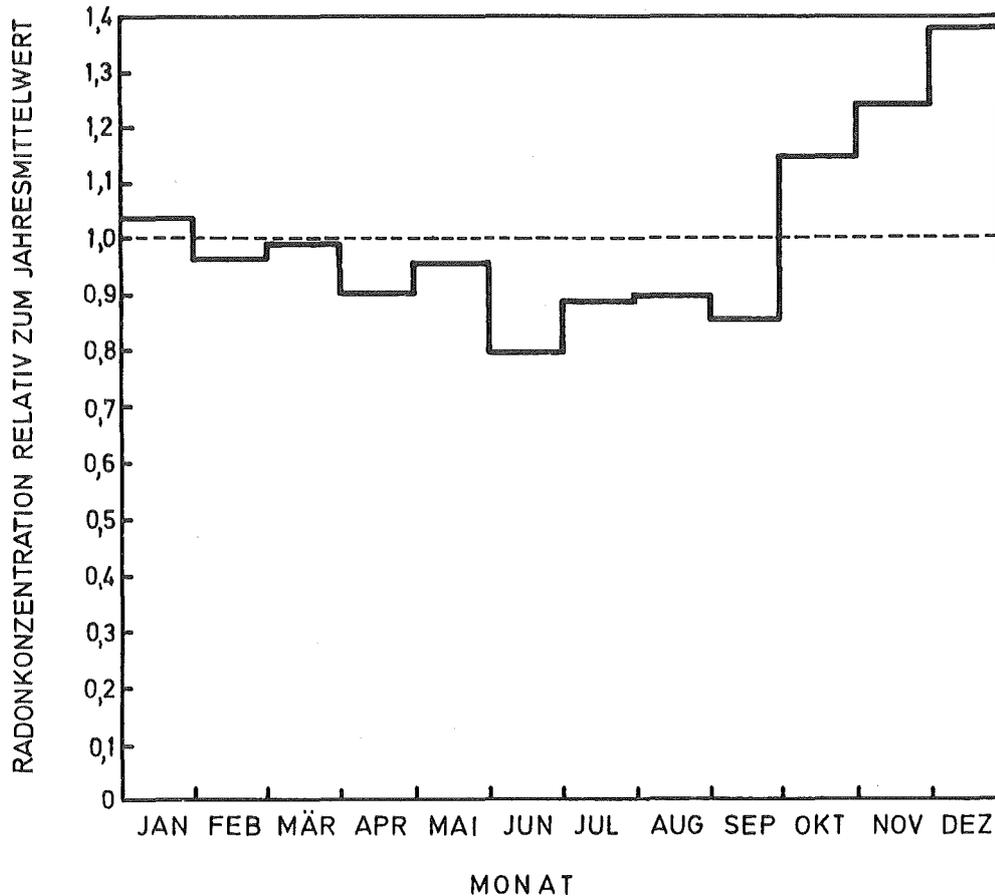


Abb. 6.14 Jahreszeitlicher Gang der Radonkonzentration -  
relativer Verlauf

#### 6.2.4 Fachwerkhäuser

Bei den Untersuchungen in 6.2 hat sich gezeigt, daß die Gruppe der Fachwerkhäuser im Mittel die höchste Radonkonzentration mit  $50 \text{ Bq/m}^3$  im Vergleich zu  $41 \text{ Bq/m}^3$  für Massivhäuser und  $29 \text{ Bq/m}^3$  bei Leichtbaufertighäusern zeigt. Geht man davon aus, daß die im Mittel höhere Radonkonzentration in Fachwerkhäusern hauptsächlich durch den Erdboden als Quelle verursacht und die Luftaustausch-raten zwischen Haus und dem Freien beeinflußt werden, so spielt die Bauweise der Häuser eine bedeutende Rolle. Anhaltspunkte er-geben sich aus Baujahr, Unterkellerung sowie der Art der Fenster. Besonders aus dem Baujahr des Hauses in Verbindung mit der Art der Fenster kann man auf eventuell durchgeführte Umbaumaßnahmen speziell im Hinblick auf Energieeinsparung schließen.

Da insgesamt nur 184 Datensätze von Fachwerkhäusern zur Verfügung stehen, sind bei einer weiteren Untergruppierung in einzelnen Klassen oft nur wenige Datensätze vorhanden. Aus diesem Grund sind die sich ergebenden Unterschiede bei einer Irrtumswahrscheinlichkeit von 5 % nicht immer statistisch signifikant. Dennoch kann aus den Daten ein Trend abgelesen werden. Wenn weniger als 10 Datensätze in einer Untergruppe zu finden sind, werden keine Angaben gemacht.

Aus der Karte 6.15 ist die regionale Verteilung der Messungen in Fachwerkhäusern zu erkennen. Es wird deutlich, daß der überwiegende Anteil der Messungen im Bereich der deutschen Mittelgebirge durchgeführt wurde. Der Einfluß der Unterkellerung auf die Radonkonzentration bei Fachwerkhäusern unterschiedlichen Alters ist aus Abb. 6.16 zu entnehmen. Deutlich niedrigere Medianwerte, 40-45 Bq/m<sup>3</sup>, im Vergleich zum Medianwert aller Fachwerkhäuser, zeigen vollunterkellerte Fachwerkhäuser unabhängig vom Baujahr sowie teilunterkellerte Fachwerkhäuser, die nach 1948 gebaut wurden. Höhere Medianwerte, 55-61 Bq/m<sup>3</sup>, ergeben sich bei teilweise und nicht unterkellerten Fachwerkhäusern sofern, diese vor 1948 gebaut wurden. Der höchste Medianwert mit 61 Bq/m<sup>3</sup> wurde für die Gruppe der nicht unterkellerten Fachwerkhäuser mit Baujahr vor 1900 ermittelt.

Im Gegensatz zur Gesamtmeßreihe hat die Art der Fenster einen erheblichen Einfluß auf die Höhe der Radonkonzentration in Fachwerkhäusern. In Häusern mit Fenstern ohne Dichtung wurden im Vergleich zu allen Fachwerkhäusern ähnliche oder niedrigere Medianwerte für die Radonkonzentration gefunden (Abb. 6.17). Deutlich höhere Radonkonzentration zeigen die Häuser mit Isolierverglasung und Dichtung. Der Medianwert für Häuser gebaut vor 1900 beträgt 68 Bq/m<sup>3</sup>, für Häuser gebaut zwischen 1900 und 1948 sogar 72 Bq/m<sup>3</sup>. Dabei spielt weniger die Art der Verglasung als vielmehr das Vorhandensein einer Dichtung eine wesentliche Rolle. Dies wird besonders deutlich, wenn man Häuser mit unterschiedlicher Unterkellerung

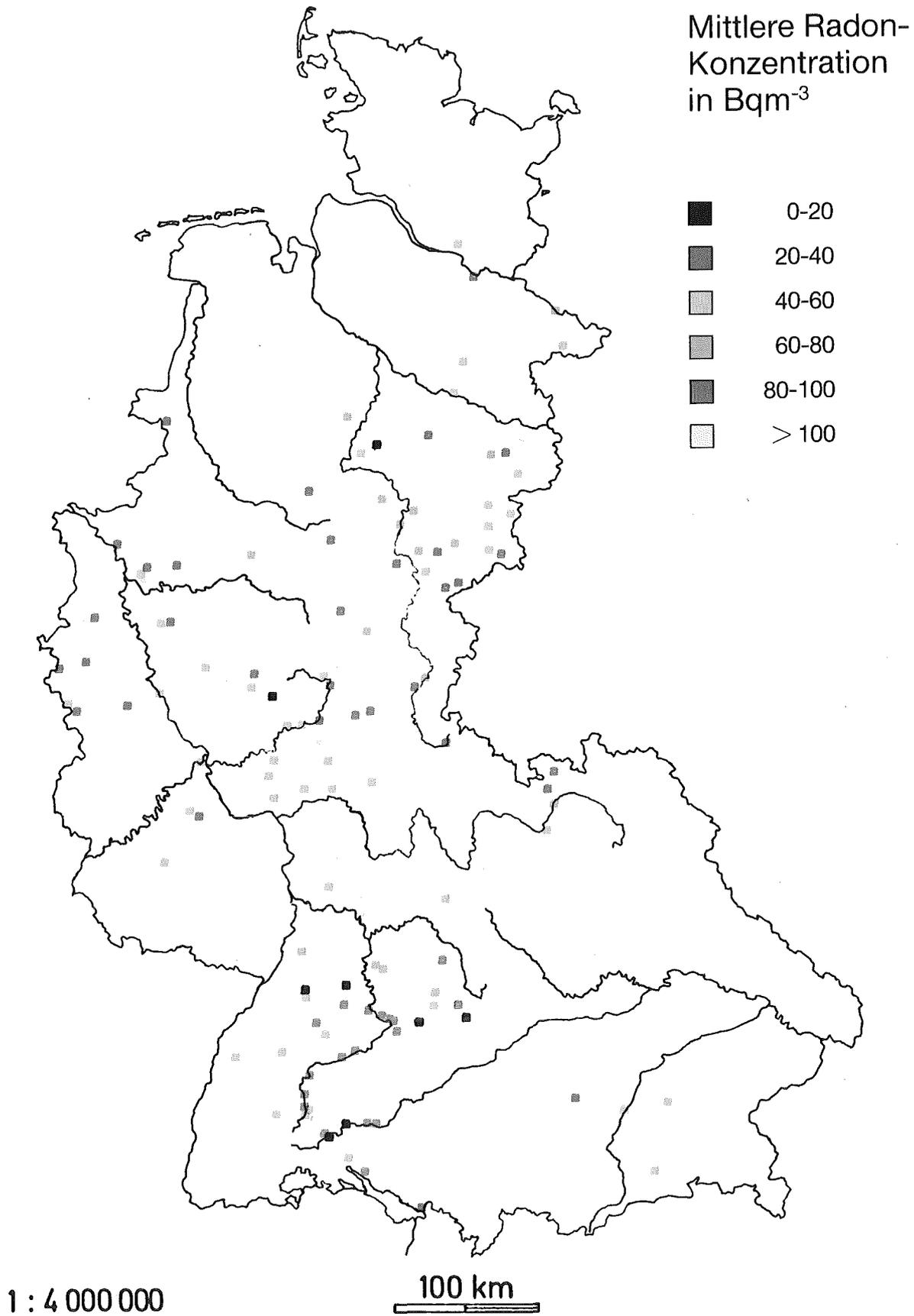


Abb. 6.15 Verteilung der Meßorte sowie gemessene Radonkonzentrationen von Fachwerkhäusern

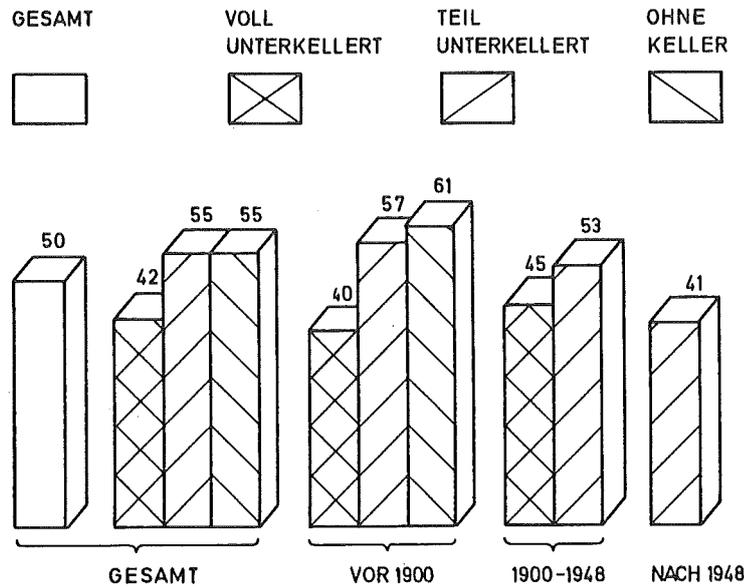


Abb. 6.16 Einfluß der Unterkellerung auf die Radonkonzentration in Fachwerkhäusern unterschiedlichen Alters

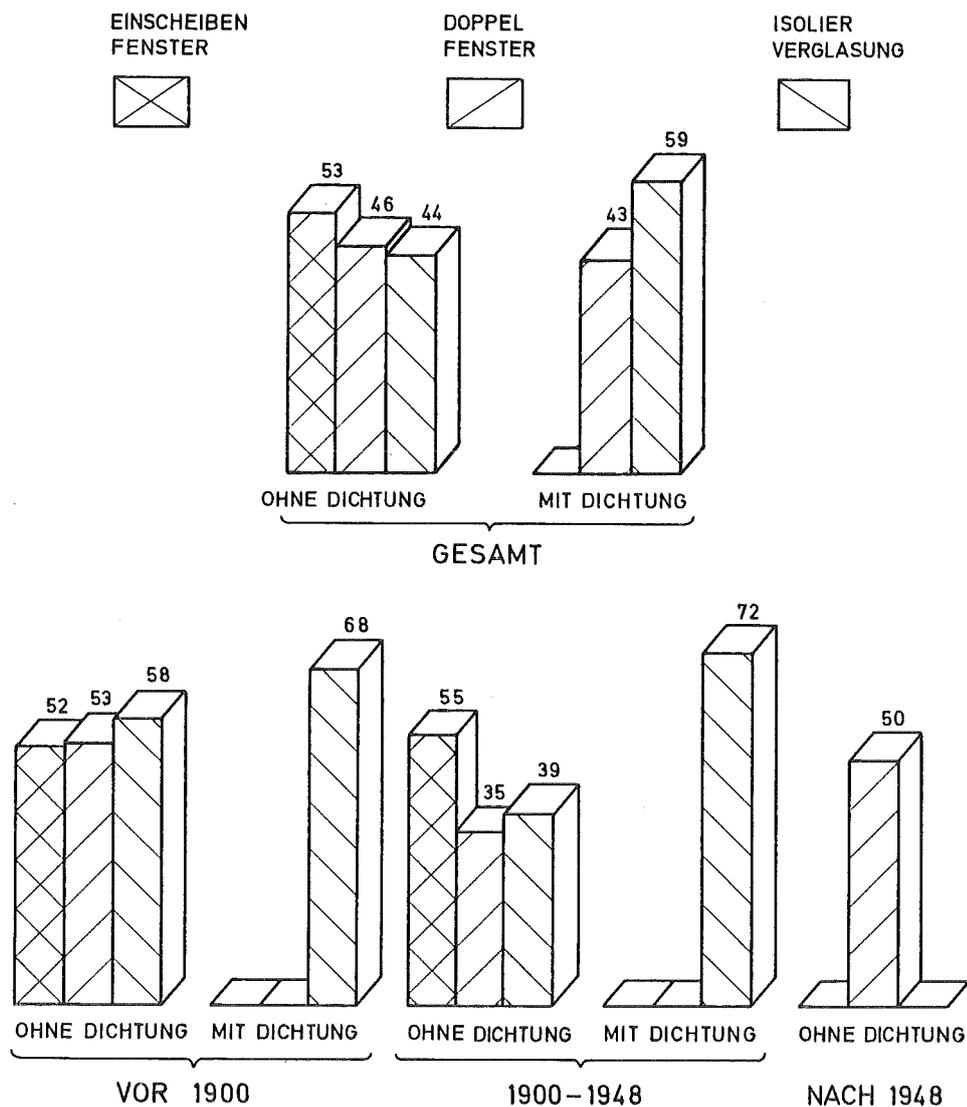


Abb. 6.17 Einfluß unterschiedlicher Arten von Fenstern auf die Radonkonzentration in Fachwerkhäusern unterschiedlichen Alters

und Fenstern mit Isolierverglasung mit und ohne Dichtung betrachtet (Abb. 6.17). Im Gegensatz zu vollunterkellerten bzw. nicht unterkellerten Häusern mit Isolierverglasung ohne Dichtung sowie zu teilunterkellerten Häusern mit Isolierverglasung ohne Dichtung liegt der Medianwert für Fachwerkhäuser mit Isolierverglasung einschließlich Dichtung mit  $81 \text{ Bq/m}^3$  (Abb. 6.18) erheblich über dem Medianwert aller Fachwerkhäuser.

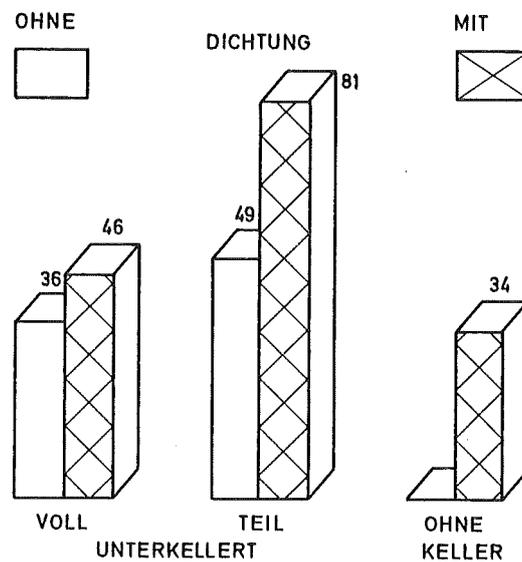


Abb. 6.18 Unterschiede in der Radonkonzentration bei Fachwerkhäusern mit isolierverglasten Fenstern und unterschiedlicher Unterkellerung

## 6.2.5 Spezielle Auswertungen

### 6.2.5.1 Freudenstädter Verwerfung

Im Verlauf der Erhebungsmessungen wurden in der Meßperiode April bis Juni 1982 im Landkreis Freudenstadt in einigen Wohnungen erhöhte Radonkonzentrationen gemessen (Tab. 6.5, Abb. 6.19). Die Messungen wurden 1983 noch dreimal wiederholt. In den beiden Meßperioden Januar bis April 1983 und Mai bis August 1983 waren die gefundenen mittleren Radonkonzentrationen im Bereich von 30 bis 100 Bq/m<sup>3</sup> in den Wohnungen und 10 bis 30 Bq/m<sup>3</sup> im Freien und damit bis zum Faktor 8 kleiner als die der ersten Meßperiode. In der Meßzeit September bis November 1983 wurden wiederum erhöhte Radonkonzentrationen ermittelt. Auffallend ist, daß während der beiden Meßperioden mit erhöhter mittlerer Radonkonzentration im Gegensatz zu den übrigen die Meßwerte im Freien ebenso hoch waren wie die Meßwerte in den Wohnungen, was auf den Erdboden als Radonquelle hinweist.

Alle in Tab. 6.5 angegebenen Häuser sind oft nur wenige Meter von Verwerfungen entfernt. Es ist bekannt, daß im Bereich solcher Verwerfungen - und nicht nur vor Erdbeben -, erhöhte Radonaustritte stattfinden können (Fl 78). Während der beiden in Frage kommenden Zeiträume wurden von der nur wenige Kilometer entfernten seismologischen Beobachtungsstation der Universitäten Karlsruhe und Stuttgart keine besonderen Aktivitäten registriert.

Es wurde ebenfalls versucht, diese erhöhten Radonkonzentrationen auf besondere Wetterdaten (Abb. 6.20) zurückzuführen, jedoch ohne Erfolg. Eine Erklärung für diese zeitweise erhöhten Radonkonzentrationen konnte nicht gefunden werden.

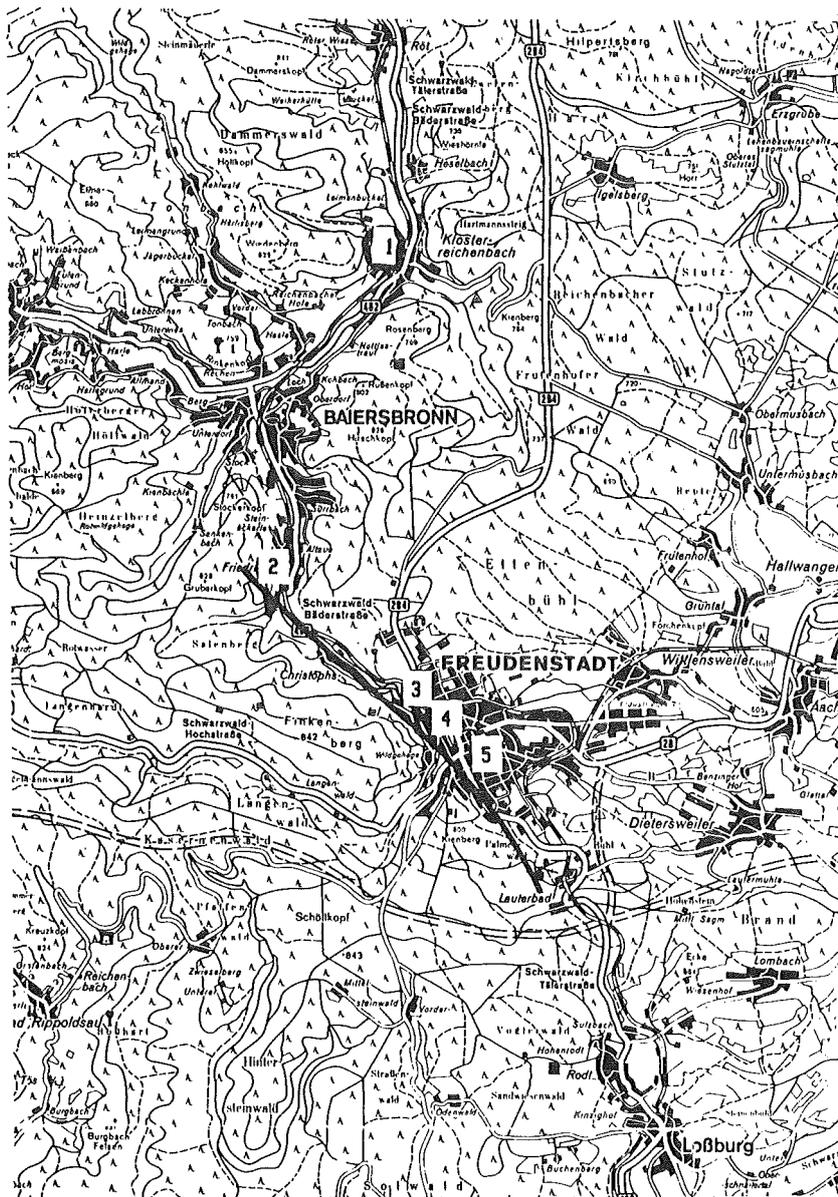
### 6.2.5.2 Durch früheren Bergbau beeinflusste Radonkonzentration im Freien und in Häusern

Im Verlauf der Erhebungsmessungen wurde in der Nähe von Aalen, Württemberg, in einem Wohnzimmer eine über drei Monate gemittelte

Tab. 6.5 Zeitlicher Verlauf der Radonkonzentration in einigen  
Wohnhäusern und im Freien im Landkreis Freudenstadt  
(vgl. Abb. 6.19)

Wohnung Nr.	Radonkonzentration in $\text{Bqm}^{-3}$				
	1	2	3	4	5
<u>Apr.-Jun. 82</u>					
Keller	233	-	-	-	-
Wohnung	-	237	110	440	229
im Freien	237	310	-	330	266*
<u>Jan.-Apr. 83</u>					
Keller	33	33	56	-	115
Wohnung	59	33	31	-	33
im Freien	11	11	19	-	11*
<u>Mai-Aug. 83</u>					
Keller	48	59	59	-	122
Wohnung	30	48	30	260	33
im Freien	19	14	33	33	26*
<u>Sept.-Nov. 83</u>					
Keller	200	85	104	-	91
Wohnung	159	89	87	65	78
im Freien	229	174	84	62	59*

\*) Meßort Balkon



Maßstab 1:75000

0 1 2 3 4 5 km

Abb. 6.19 Meßpunkte im Landkreis Freudenstadt

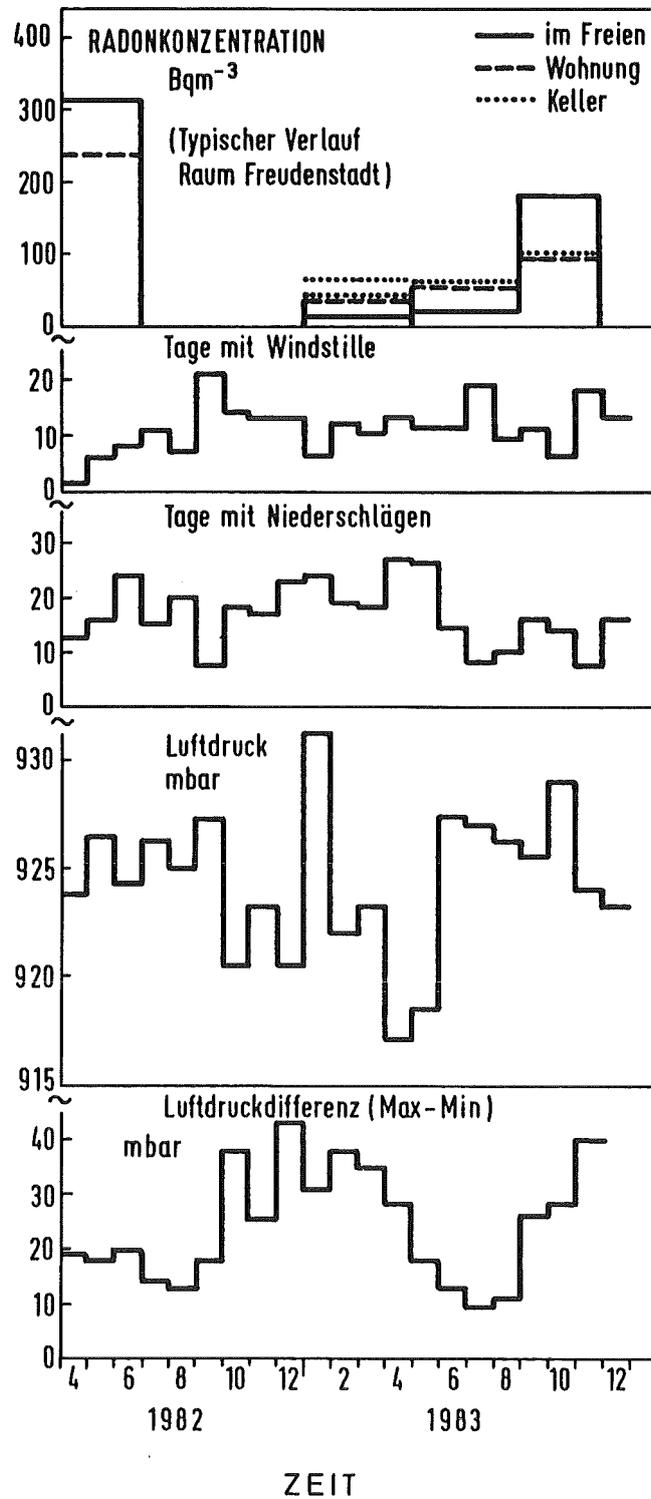


Abb. 6.20 Zeitlicher Verlauf der Radonkonzentration in typischem Wohnhaus - Wetterdaten der Klimastation Freudenstadt im Vergleich

Radonkonzentration von  $640 \text{ Bq/m}^3$  gefunden. Durch Nachmessungen zur gleichen Jahreszeit ein Jahr später (Tab. 6.6) konnte dieser Wert bestätigt werden. Nachforschungen ergaben, daß dieses Haus teilweise aus sogenannten "Dopfersteinen" gebaut wurde. "Dopfersteine" wurden in den Jahren 1880 bis 1920 als billiges Baumaterial aus der Schlacke der Eisenhütten von Aalen/Wasseralfingen hergestellt. Der im Vergleich zum Uran - Radium hohe Thoriumanteil der Dopfersteine (Tab. 6.6) deutet an, daß die hohe "Radonkonzentration" möglicherweise ein als Radon interpretiertes Thoron ist, was bei einer vorhandenen Querempfindlichkeit des Dosimeters möglich ist. Leider konnten keine Messungen mit anderen geeigneten Meßverfahren in diesem Haus durchgeführt werden. Ebenso konnten keine Messungen auf noch wenigen vorhandenen Schlackenhalde (auf privatem Firmengelände) durchgeführt werden. Untersuchungen in einem parallel durchgeführten Forschungsprogramm "Freisetzung radioaktiver Elemente aus Bergbauhalde" ergaben, daß der hohe Thoriumgehalt der Schlacke nicht aus der Gegend von Aalen stammenden Eisenerz kommen kann, sondern möglicherweise aus der Kohle kommen muß. Dies kann auch eine Erklärung für die bei den "Erhebungsmessungen zur terrestrischen Strahlung in Wohnungen und im Freien" (BMI 78) gefundenen unerwartet hohen Ortsdosisleistung in Wohnungen im Gegensatz zur Ortsdosisleistung im Freien in einem eng begrenzten Gebiet um Aalen sein.

Tab. 6.6 Radonkonzentration in einem Wohnhaus mit "Dopfersteinen" als Baumaterial

Zeit	Ort	gemessene mittlere Radonkonzentration
März-Juni 82	Wohnzimmer, EG. (Dopfersteine)	$640 \text{ Bq m}^{-3}$
	Im Freien	$18 \text{ Bq m}^{-3}$
April-Juli 83	Wohnzimmer, EG. "Dopfersteine"	$410 \text{ Bq m}^{-3}$
	Schlafzimmer, OG. Fachwerk, Lehm, Holz	$37 \text{ Bq m}^{-3}$
	Keller Beton, "Dopfersteine"	$180 \text{ Bq m}^{-3}$
Baumaterial	U < 0.33 ppm	Th 15 ppm
		$^{226}\text{Ra}$ 48Bq/g

Im Verlauf des Haldenforschungsprogramms wurden in der Umgebung der Halden, auf den Halden und in den Grubenbauen im Wittichener Tal, Schwarzwald, zahlreiche Radonmessungen durchgeführt. Besonders fielen dabei die unerwartet hohen Radonkonzentrationen in einem an einer Halde gelegenen Wohnhaus auf. Exhalationsmessungen zwischen Haldenfuß und diesem Haus zeigten Radonausgasungsraten bis zu mehr als  $3,7 \text{ kBqm}^2\text{s}^{-1}$ . Die gemessene Radonexhalationsrate liegt damit um bis zu zwei Größenordnungen über den normalerweise über Granitboden gefundenen Werten. Eine Oberflächenbeprobung der Halde ergab eine Urankonzentration von 200 ppm, was bei der Annahme von radioaktivem Gleichgewicht einer Radiumkonzentration von 2,6 Bq/g entspricht (Sz 82).

Die Gammadosis im Wohnhaus und in der unmittelbaren Umgebung wurde mehrfach bestimmt und betrug im Wohnbereich 0,3, bergseitig am Haus 0,4, am Haldenfuß 1,0 und auf der Halde 5,0  $\mu\text{Sv}$  pro Stunde. Der Gammauntergrund im Wittichener Tal beträgt ca. 0,1 - 0,2  $\mu\text{Sv}$  pro Stunde (Sz 82).

Ab August 1980 wurden im Haus Messungen mit passiven Radondosimetern gemacht. Die Ergebnisse dieser Messungen sind in Abb. 6.21 dargestellt. Die Messungen wurden nach dem Brand des Wohnhauses im Juni 1981 eingestellt.

Als Mittelwerte über den gesamten Expositionszeitraum (April 1980 - Juni 1981) ergab sich für den Wohnbereich eine mittlere Radonkonzentration von  $1700 \text{ Bqm}^{-3}$ , für den Schlafbereich von  $740 \text{ Bqm}^{-3}$ , außerhalb des Hauses in 1 bis 2 m Höhe von  $300 \text{ Bqm}^{-3}$ . In vergleichbaren Häusern in einigen 100 m Entfernung wurden 92 bzw. 40  $\text{Bqm}^{-3}$  als mittlere Radonkonzentration ermittelt. Bei Punktmessungen im Wohnhaus im Sommer 1980 wurden potentielle  $\alpha$ -Energiekonzentrationen von 0,09 bis 0,9 Working Level ermittelt.

Aus Abb. 6.21 ist eine starke monatliche Schwankung der Radonkonzentration ersichtlich. Da die Radonexhalation sehr stark von der Bodenfeuchte abhängt, wurde versucht die erhaltenen Radonkonzentrationen mit klimatologischen Daten der nächsten Beobachtungsstation (Wolfach) zu korrelieren. Die monatliche Niederschlagsmenge ergab kein Ergebnis, erst eine Gegenüberstellung der Regentage im jeweiligen Meßintervall einerseits und der Radonkonzentration andererseits ergab einen hohen Korrelationskoeffizienten (Abb. 6.22).

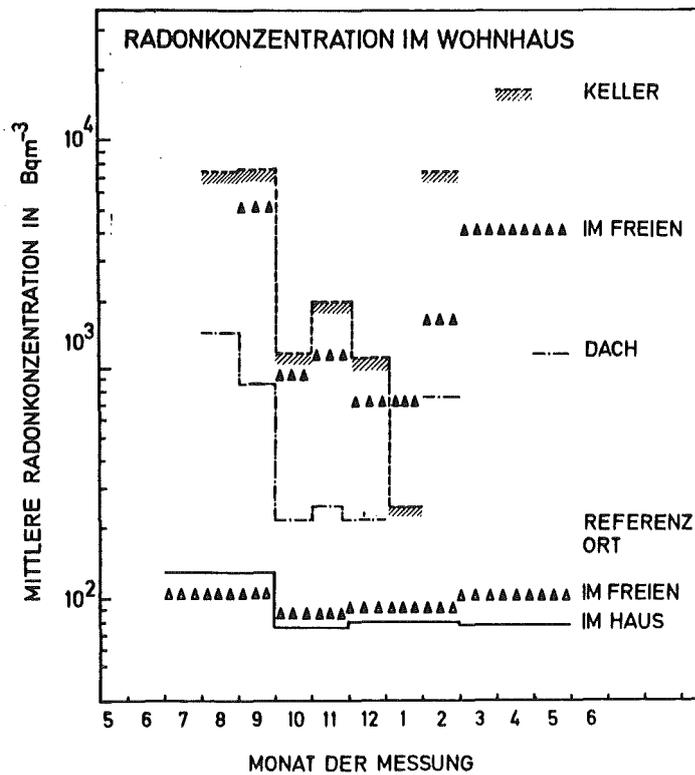


Abb. 6.21 Zeitliche Änderung der mittleren Radonkonzentration 1980/81 innerhalb bzw. außerhalb eines Hauses in Wittichen

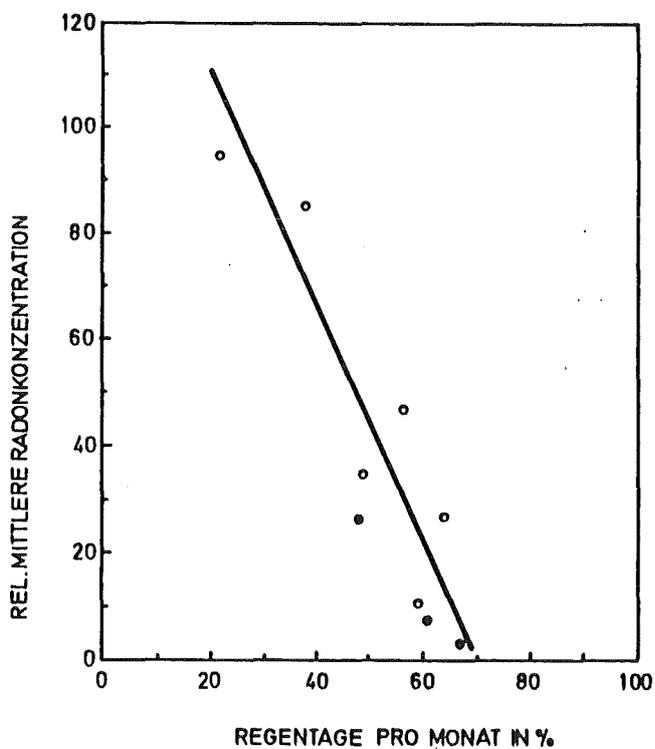


Abb. 6.22 Relative Änderung der Radonkonzentration mit der Niederschlagsmenge

### 6.3 Radon im Freien gemessen in Klimastationen des Deutschen Wetterdienstes

Schon zu Beginn der Meßreihe in Wohnhäusern zeichnete sich ab, daß die Ergebnisse der Radonmessungen im Freien, die gleichzeitig mit den Wohnraummessungen durchgeführt wurden, nur sehr schwer interpretierbar bzw. nicht ausreichend zuverlässig sind. Dafür gibt es eine Reihe von Gründen, wie z.B. Exposition der Dosimeter in unterschiedlicher Höhe über dem Erdboden oder in unmittelbarer Nähe von Gebäuden. Als Beispiel für die Höhenabhängigkeit der Radonkonzentration im Freien wurden im Sommer 1983 auf dem ehemaligen Betriebsgelände eines Uranversuchsbergwerkes in Bayern Höhenprofile gemessen (Abb. 6.23). Aus diesen Gründen wurde beschlossen, die Messungen der Radonkonzentration im Freien von den Messungen in Wohnräumen zu trennen und zu standardisieren.

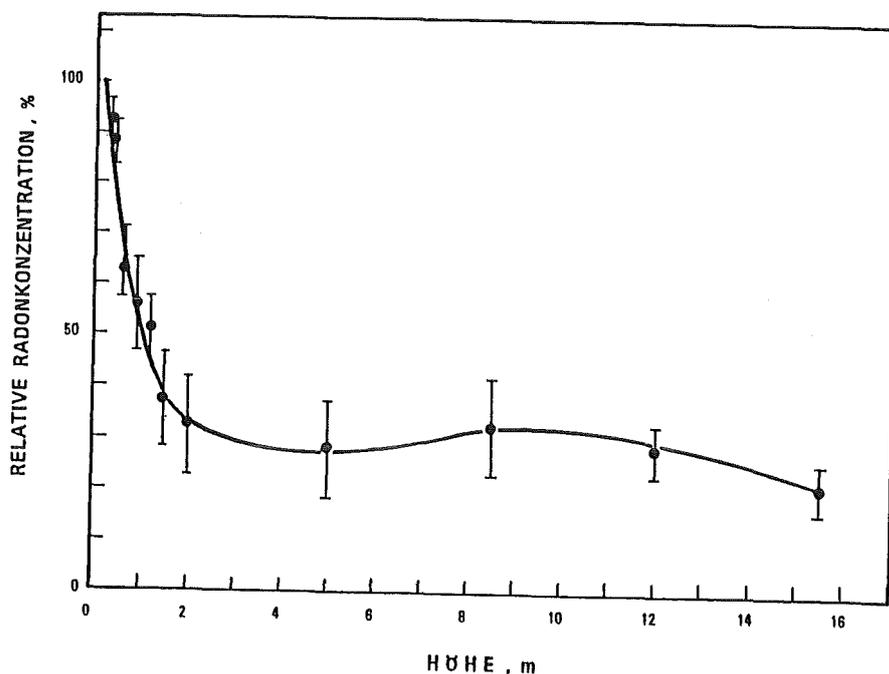


Abb. 6.23 Beispiel für den relativen Verlauf der Radonkonzentration im Freien in Abhängigkeit von der Höhe über dem Erdboden

Es wurde vereinbart, die Messungen einheitlich über das gesamte Bundesgebiet in den Wetterhütten des Deutschen Wetterdienstes durchzuführen. Die Expositionszeit wurde auf ein Jahr festgelegt, um auch bei kleinen Radonkonzentrationen einen ausreichend zuverlässigen Meßwert zu erhalten. Ferner wurden die Dosimeter direkt von den Mitarbeitern der einzelnen Meßstellen in den Wetterhütten aufgestellt, um eine Vordosis und - damit verbunden - eine Verfälschung des Meßwertes zu vermeiden.

### 6.3.1 Klimahauptstationen

In den Jahren 1981 bis 1983 wurden in insgesamt 85 Wetterhütten der Klimahauptstationen des Deutschen Wetterdienstes über das gesamte Bundesgebiet verteilt Radonmessungen durchgeführt. Zusätzliche Messungen erfolgten in Klimanebenstationen in Schleswig-Holstein, Hessen und Baden-Württemberg. Die Mittelwerte der Radonkonzentrationen für die einzelnen Bundesländer sind in Tab. 6.9 angegeben.

Tab. 6.9 Mittlere Radonkonzentration im Freien:  
Klimastationen des Deutschen Wetterdienstes

Bundesland	Anzahl	Radonkonzentration (Bq/m <sup>3</sup> )
Schleswig-Holstein	19	8
Hamburg	-	-
Niedersachsen	11	11
Bremen	2	12
Nordrhein-Westfalen	9	16
Hessen	44	17
Rheinland-Pfalz	15	16
Baden-Württemberg	129	23
Bayern	18	20
Saarland	2	15
Berlin	2	16

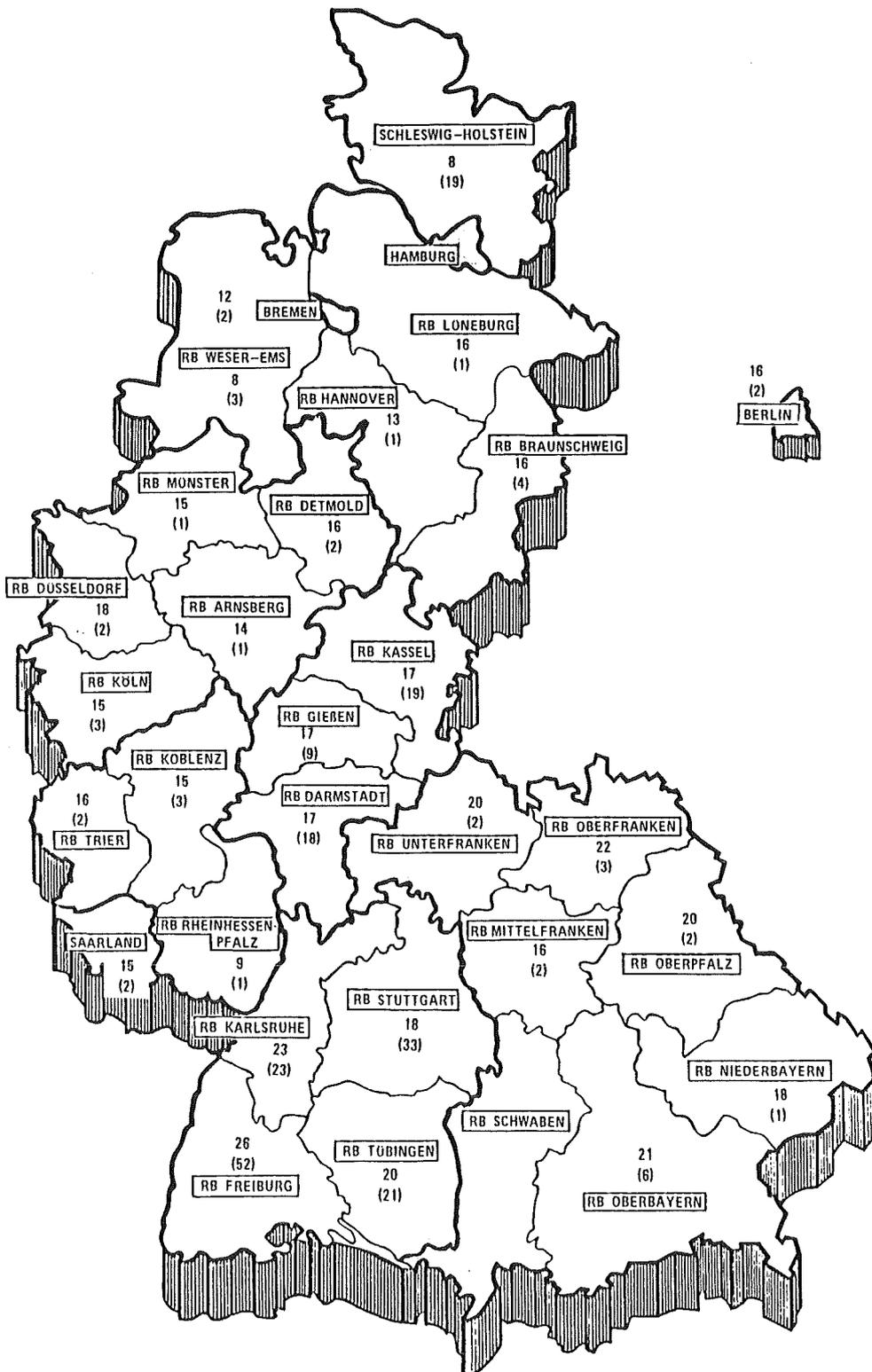


Abb. 6.24 Radon im Freien, Medianwerte in  $\text{Bq}/\text{m}^3$ , nach Regierungsbezirken. In Klammern ist die Anzahl der Meßstellen angegeben.

### 6.3.2 Ergebnisse aus einzelnen Gebieten mit dichterem Meßnetz

Zusätzlich zu den Messungen in den Klimahauptstationen wurden in Schleswig-Holstein, Hessen und Baden-Württemberg ebenfalls Messungen in den Klimanebenstationen durchgeführt, um ein dichteres Meßnetz zu erhalten (Abb. 6.25, 6.26 und 6.27/6.28). Dabei ergaben sich in einzelnen Regierungsbezirken in Hessen und in Baden-Württemberg teilweise erhebliche Abweichungen, teilweise wurden die Mittelwerte aus den Klimahauptstationen bestätigt. Im Regierungsbezirk Darmstadt lieferten die Messungen in den beiden Klimahauptstationen einen Mittelwert von  $10 \text{ Bq/m}^3$ , während der Mittelwert aus 16 Klimanebenstationen  $17 \text{ Bq/m}^3$  betrug. Betrachtet man nur die Klimahauptstationen, so könnte der Eindruck entstehen, daß im Süden Hessens niedrigere Radonkonzentrationen im Freien auftreten. Die Messungen aus dem dichteren Netz der Nebenstationen ergeben jedoch die gleiche Radonkonzentration für alle drei Regierungsbezirke mit  $17 \text{ Bq/m}^3$ .

Ähnlich verhält es sich in Baden-Württemberg. In Abb. 6.27/6.28 sind die einzelnen Meßpunkte eingetragen. Hier weichen die Ergebnisse aus den Klimahauptstationen in den Regierungsbezirken Stuttgart und Tübingen von den Ergebnissen aus dem dichteren Meßnetz deutlich ab, während die Ergebnisse im Bereich des Schwarzwaldes, RB Karlsruhe und RB Freiburg, bestätigt werden.

Der Einfluß der Geologie auf die Radonkonzentration im Freien wird in Baden-Württemberg (Abb. 6.27/6.28) besonders deutlich. Höhere Konzentrationen (größer  $20 \text{ Bq/m}^3$ ) wurden überwiegend in Gebieten mit uranhaltigem geologischen Untergrund gemessen. Dies sind insbesondere Granit im Schwarzwald und im Odenwald, z.B. Menzenschwand, vulkanische Gesteine im Bereich der Schwäbischen Alb und des Kaiserstuhls, z.B. Oberrotweil, Liliental sowie in der Molasse im Gebiet um den Bodensee, z.B. Stockach. Im Buntsandstein des Schwarzwaldes, z.B. Hornisgrünbe und Wildbad Sommerberg, und im Muschelkalk der Schwäbischen Alb, z.B. Ehingen, Urach und Münsingen, wurden niedrige Radonkonzentrationen (kleiner  $20 \text{ Bq/m}^3$ ) gefunden. Nicht erklärt werden können die höheren Radonwerte im Rheingraben, z.B. bei Freistett und Philippsburg. Eine Liste aller Radonmessungen im Freien in den Klimastationen des Deutschen Wetterdienstes befindet sich im Anhang (A7).

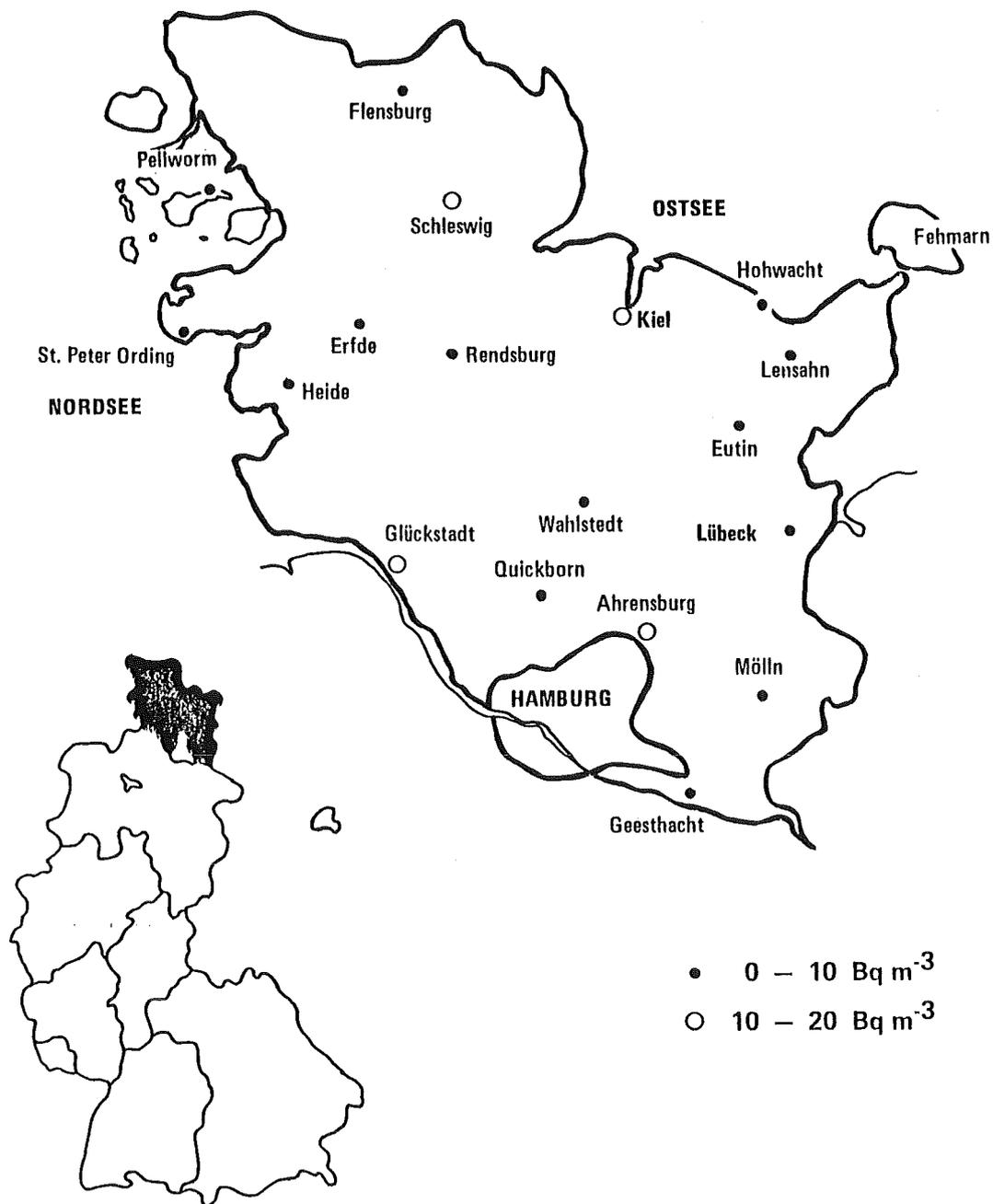


Abb. 6.25 Radonkonzentration im Freien in Schleswig-Holstein:  
Klimastationen des Deutschen Wetterdienstes

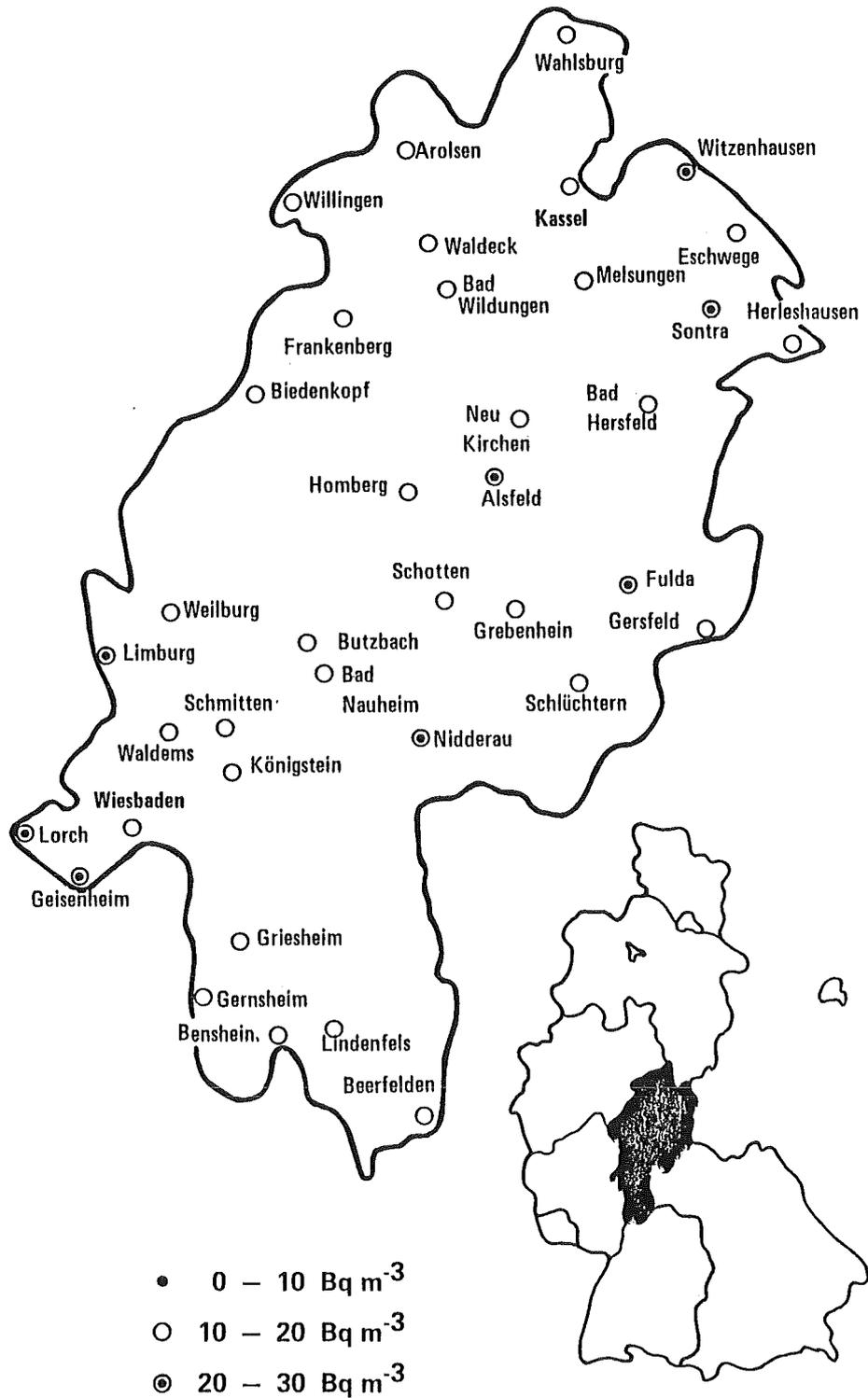


Abb. 6.26 Radonkonzentration im Freien in Hessen:  
Klimastationen des Deutschen Wetterdienstes

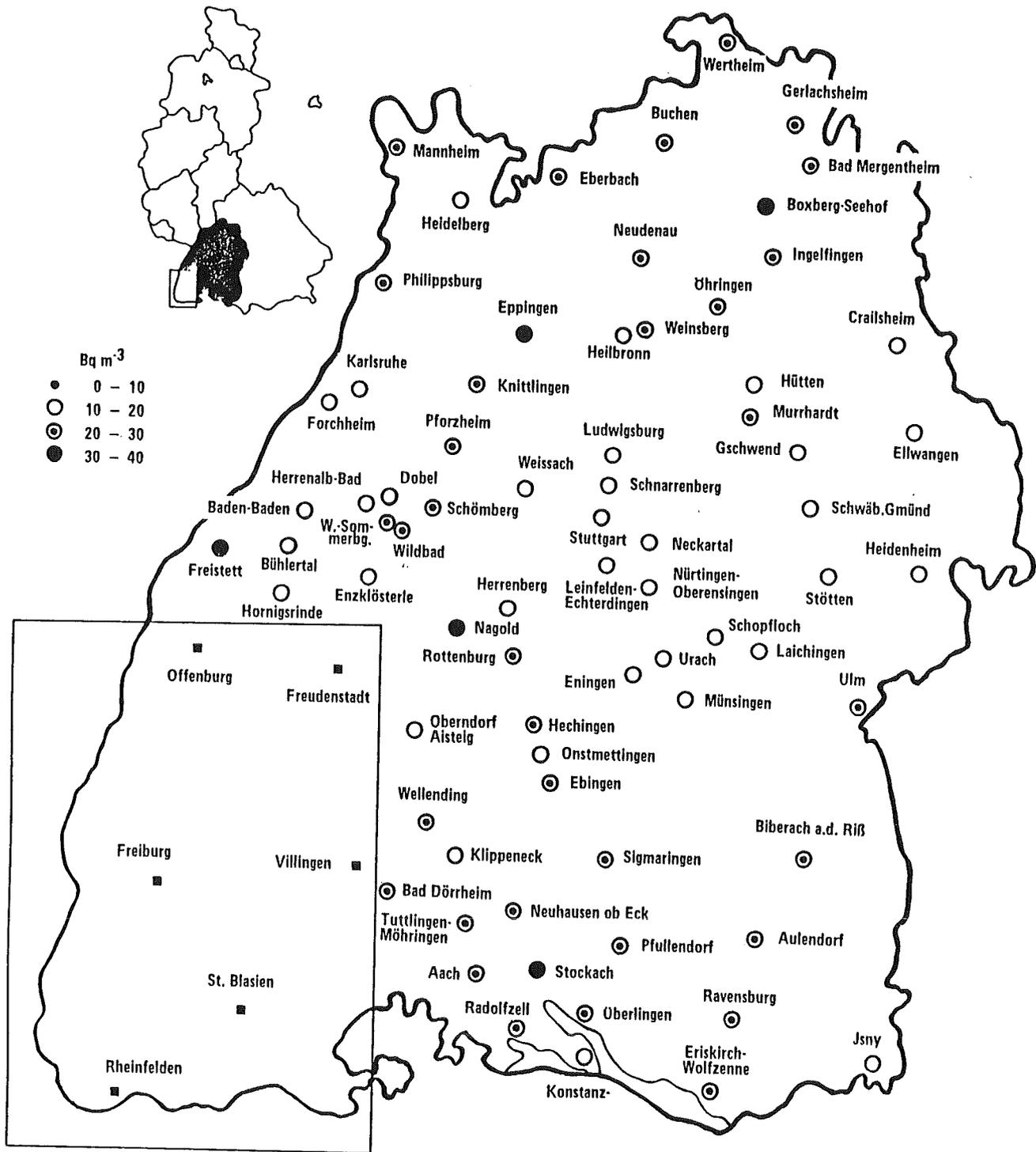


Abb. 6.27 Radonkonzentration im Freien in Baden-Württemberg:  
Klimastationen des Deutschen Wetterdienstes

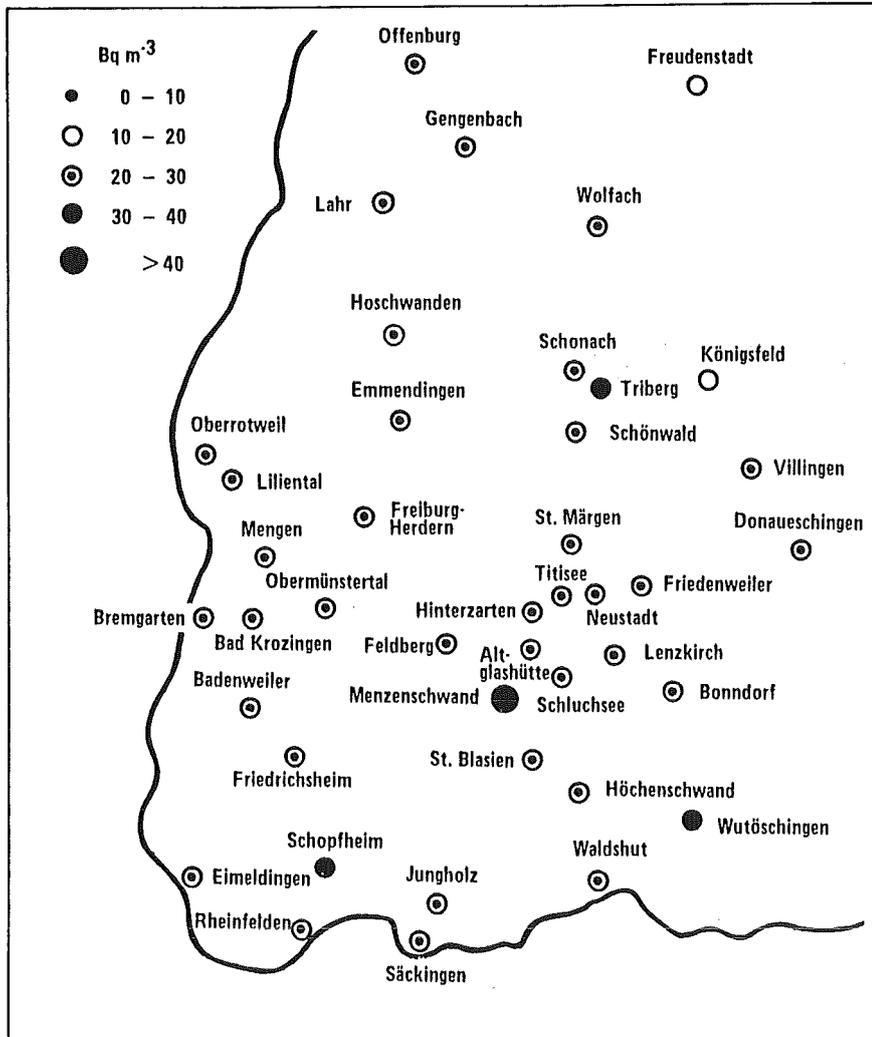


Abb. 6.28 Radonkonzentration im Freien in Baden-Württemberg. Südschwarzwald: Klimastationen des Deutschen Wetterdienstes

Tab. 6.7 <sup>226</sup>Probenahmepunkte, Klimastationen des Deutschen Wetterdienstes

	Lage:	Profil/ Bodenart	Geologie:	<sup>222</sup> Rn Bq m <sup>-3</sup>	<sup>226</sup> Ra mBq g <sup>-1</sup>	<sup>210</sup> Pb mBq g <sup>-1</sup>
<u>Nagold</u>	TK 7418 r 347917 h 538148 sehr lockere Bebauung, Hanglage	0-0,15m A-Horizont, 0,15-0,30m B-Horizont, 0,30-0,60m C1-Horizont, 0,60-...C2-Horizont, Probe von 0,3-0,6m/ Podsol, von 0-0,3m sandig-schluffig, dann grobsandig, deutliche Rotfärbung, trocken und gut durchlässig	Buntsandstein (so)	35	28,5	
<u>Triberg</u>	TK 7815 r 344290 h 533260 lockere Bebauung mit leich- ter Hanglage	0-0,10m wenig humoser A-Horizont; 0,10-0,60m C1-Horizont; 0,60-... C2-Horizont (Anstehen- des), Probe von 0,30-0,60m/ Skelettboden (Syrosem aus Granit), Krümelge- füge, A-Horizont sandig-schluffig, C1-Hori- zont, sandig-grusig mit Gesteinsbruchstücken und Feldspatfragmenten, schwache Rotfärbung, trocken und gut durchlässig	Triberger Granit	31	59,5	40,3
<u>Schopfheim- Eichen</u>	TK 8313 r 341323 h 527929 lockere Bebauung, leichte Hanglage	0-0,6m B-Horizont; 0,6-0,8m Ca-Horizont, an- thropogen verändert, Probe von 0,5-0,8m/ Fremdboden (D), der nicht unmittelbar aus dem Gesteins- bzw. Verwitterungsmaterial des Untergrundes entstanden ist, tonig-schluffig, dunkelockerfarben, feucht und wenig durch- lässig	Muschelkalk (mu/mo)	35	87,3	
<u>Wutöschingen</u>	TK 8316 r 345241 h 528063 lockere Bebauung, ebenes Gelände	0-0,2m A1-Horizont; 0,2-0,9m Ca-Horizont, Probe von 0,6-0,9m/ Rendzina, tonig-schluffig, ockerfarben, im unteren Niveau vereinzelt Gesteinsfragmente, mäßig feucht und wenig durchlässig	Muschelkalk	35	66,6	
<u>Stockach</u>	TK 8120 r 350068 h 530224 lockere Bebauung, leichte Hanglage	wenig A-Horizont, 0-0,7m B-Horizont, 0,7- 0,8m C1-Horizont, Probe von 0,5-0,8m/ Braunerde, tonig-schluffig, im unteren Niveau geröllführend, grau-ockerfarben, feucht und mäßig durchlässig	jungtertiäre Süßwasser - Molasse	35	61,0	

Tab. 6.8  $^{226}\text{Ra}$ -Probenahmepunkte, Wohnhäuser

	Lage:	Profil/ Bodenart	Geologie:	$^{222}\text{Rn}$ $\text{Bq m}^{-3}$	$^{226}\text{Ra}$ $\text{mBq g}^{-1}$	$^{210}\text{Pb}$ $\text{mBq g}^{-1}$
<u>Freudenstadt</u>	TK 7516 r 345706 h 536879 lockere Bebauung, leichte Hanglage	0-0,30m A1-Horizont, 0,30-0,80m Ca-Horizont, Probe von 0,5-0,8m/ Rendzina (Kalksteinboden), tonig-schluffig, hellockerfarben bis grau, stellenweise tonige Staukörper (g2), feucht und schlecht durchlässig	Muschelkalk (mu1, mu2)	Keller 137 Wohnz. 115	37	18-25 cps 50 MP
<u>Friedrichstal</u>	TK 7516 r 345377 h 537182 sehr lockere Bebauung, Hanglage	0-0,10m A-Horizont, 0,10-0,40m B-Horizont, 0,40-0,80m C1-Horizont, Probe von 0,5-0,8m/ Podsol, oben tonig-schluffig, dann sandig-schluffig und grobsandig, deutliche Rotfärbung, trocken und gut durchlässig	Buntsandstein (su)	Keller 60 Wohnz. 100	23	18-23 cps 50 MP
<u>Klosterreichenbach</u>	TK 7416 r 345556 h 537693 lockere Bebauung, leicht geneigtes Gelände	0-0,90m B-Horizont, kaum A-Horizont, anthropogene Veränderung der Bodenstruktur, Probe von 0,6-0,9m/ Pseudogley, tonig-schluffig, graue bis schmutzig-gelbe Mergel-Einschaltungen, naß und kaum durchlässig	Diluviale Niederterrassen-Bildungen auf vermutlich Paragneis	Keller 127 Wohnz. 83	51	

#### 6.4 Einfluß des Radiumgehalts des Erdbodens auf die Radonkonzentration im Freien und in Häusern

Der Einfluß der  $^{226}\text{Ra}$ -Konzentration im Boden der unmittelbaren Umgebung der Radonmeßstelle ist relativ gering. Nur bei völlig gleicher Umgebung und Bodenbeschaffenheit (Waldboden,  $A_2$ -Horizont) und unter den günstigen Exhalationsbedingungen (hohe Windstille und geringer Niederschlag) ließ sich für einige Meßstellen eine annehmbare Korrelation der beiden Parameter Bodenkonzentration  $^{226}\text{Ra}$  und Luftkonzentration  $^{222}\text{Rn}$  nur für den Sommerzeitraum feststellen. Dabei stand einer Änderung der  $^{226}\text{Ra}$  Konzentration in unmittelbarer Nähe der Radonmeßstellen genommenen Bodenproben um den Faktor 5 lediglich eine Radonänderung in der Umgebungsluft von 2,5 gegenüber (Abb. 6.29) (Sc 85).

Aufgrund der von Schmitz (Sc 85) gemachten Beobachtungen wurde versucht einen ähnlichen Zusammenhang für einige Klimastationen in Baden-Württemberg mit einer über ein Jahr gemittelten Radonkonzentration von mehr als  $30 \text{ Bqm}^{-3}$  (Tab. 6.7) zu finden. Aus Abb. 6.29 ist zu entnehmen, daß zumindest für diese Messungen keine Korrelation gefunden werden konnte. Es sind offensichtlich die Einflüsse wichtiger anderer Faktoren wie meteorologische Parameter vorherrschend. Deshalb kann aufgrund der Radiumkonzentration im Boden im allgemeinen nicht auf die Höhe der Radonkonzentration im Freien geschlossen werden.

Eine Aussage über den Zusammenhang zwischen der Radiumkonzentration im Boden und der Radiumkonzentration in Kellerräumen bzw. Wohnräumen ist aufgrund der wenigen gemachten Messungen (Abb. 6.29, Tab. 6.8) nicht möglich.

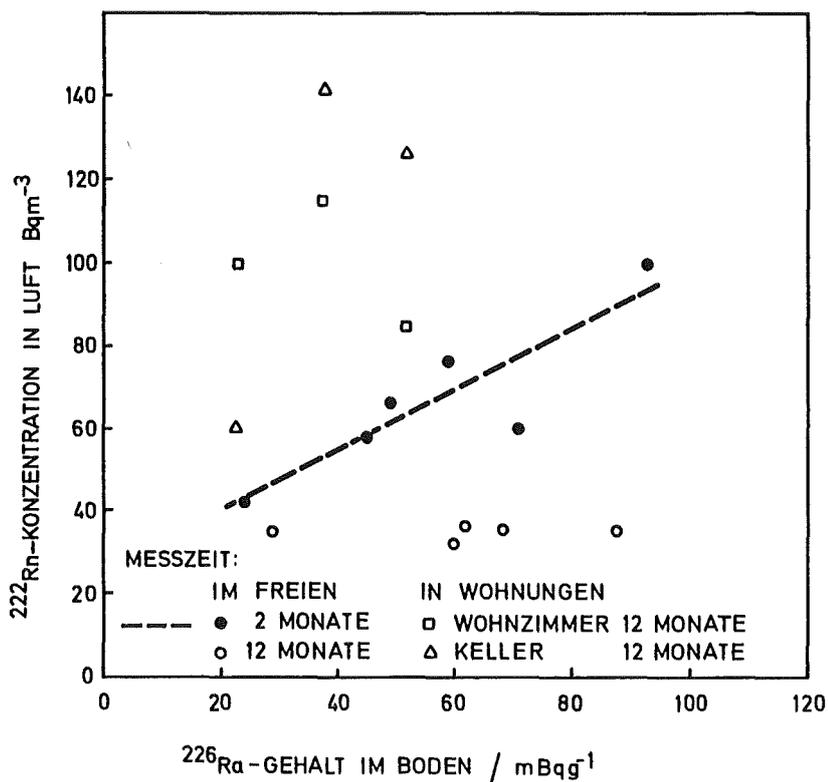


Abb. 6.29 Über 2 bzw. 12 Monate gemittelte  $^{222}\text{Rn}$ -Konzentration im Freien in Abhängigkeit von der  $^{226}\text{Ra}$ -Konzentration im Boden

## 7. Exposition und Dosisabschätzung

Entscheidend für die Einwirkung der natürlichen Luftaktivität in Räumen auf die dort wohnenden bzw. arbeitenden Menschen ist weniger das Radon selbst als die Inhalation seiner kurzlebigen Zerfallsprodukte. Deren Konzentration läßt sich aus den durch die Erhebungsmessungen ermittelten Radonwerten nur dann ableiten, wenn zuverlässige Angaben über das radioaktive Gleichgewicht zwischen Radon und seinen Zerfallsprodukten in der Raumluft vorliegen.

Eine weitere Unsicherheit für eine realistische Abschätzung der Inhalationsdosis liegt in der Beurteilung der relativen Aufenthaltsdauer des betrachteten Personenkreises und verschiedenen Orten, wie z.B. im Haus, am Arbeitsplatz oder im Freien. Eng damit verknüpft sind die unterschiedlichen Lebensgewohnheiten,

Größen, die sich schwer quantifizieren lassen, deren Kenntnis letztlich aber für eine Berechnung der jährlichen Exposition (Konzentration x Zeit) notwendig sind.

Bei der Umrechnung der Expositionswerte in eine Dosis geht man auf Berechnungen zurück, die mit Hilfe von Lungenmodellen theoretisch gewonnen wurden (dosimetrisches Konzept). Durch die Variabilität biologischer und physiologischer Parameter ist dieser Ansatz mit gewissen Unsicherheiten behaftet.

### 7.1 Gleichgewichtsfaktor

Der Gleichgewichtsfaktor  $F$  ist definiert als das Verhältnis der äquivalenten Gleichgewichtskonzentration ( $C_e$ ) der Zerfallsprodukte\* zur Radonkonzentration:

$$F = \frac{C_e}{C_{Rn}} \text{ mit } C_e = 0,105 C_1 + 0,516 C_2 + 0,379 C_3$$

Dabei sind  $C_1$ ,  $C_2$  und  $C_3$  die Aktivitätskonzentrationen von  $^{218}\text{Po}$ ,  $^{214}\text{Pb}$  und  $^{214}\text{Po}$ .

Die Spannweite der in der Literatur genannten Gleichgewichtsfaktoren für Wohnräume ist sehr groß. Die für das Ausland angegebenen Medianwerte bewegen sich zwischen 0,44 und 0,7 (Tab. 5.1).

Tab. 7.1 Gleichgewichtsfaktoren für Radonzerfallsprodukte in Wohnungen (Ausland)

Land	Anzahl der Wohnungen	Gleichgewichtsfaktor F		Quelle
		Median	Bereich	
Kanada	9 118	0,52	0,19 - 0,67	(Mc 80)
Finnland	35	0,47	0,30 - 0,63	(Mä 80)
Schweden	225	0,44	0,1 - 0,8	(Sw 83)
Norwegen	25	0,5	0,3 - 0,8	(St 79b)
U.S.A.	21	0,63	0,33 - 0,82	(Ge 80b)
Italien	-	0,6 - 0,7	0,36 - 0,94	(Sc 84)

\*) siehe auch "Spezielle Größen und Einheiten" im Anhang A1

Zur Ermittlung repräsentativer F-Werte für die Bundesrepublik wurden im Rahmen des Forschungsprogramms eine Reihe spezieller Untersuchungen durchgeführt (Wi 79, Ke 84). Aus den Messungen geht hervor, daß Störungen des radioaktiven Gleichgewichts zwischen Radon und seinen Zerfallsprodukten in der Raumluft nicht nur von der Lüftungsrate abhängen, sondern auch durch unterschiedliche Aerosolkonzentrationen (Raucher! vgl. Abb. 1.4) und von Abscheideverlusten der Zerfallsprodukte im Raum beeinflusst werden. Es konnte gezeigt werden, daß F relativ unabhängig ist von der absoluten Höhe der ermittelten Radonkonzentration. Weiterhin ergaben Langzeitmessungen in einigen ausgewählten Häusern, daß der Gleichgewichtsfaktor trotz tageszeitlicher und saisonaler Schwankungen der Konzentrationswerte ziemlich konstant bleibt (Wi 84b).

Die beobachteten F-Werte reichen von 0,1 bis 0,9. Schwerpunktmäßig liegen sie im Bereich zwischen 0,3 und 0,4. Wicke gibt für 37 Messungen einen Medianwert von 0,37 an (Wi 82), der entsprechende Wert von Keller und Mitarbeitern basiert auf 130 Messungen und liegt mit 0,33 etwas niedriger (Ke 84).

In 12 Wohnungen wurde über 3 bis 6 Monate integriert der Gleichgewichtsfaktor bestimmt (Abb. 7). Mittelt man über alle Messungen, erhält man einen Gleichgewichtsfaktor von 0,3, wie bereits von Wicke und Keller (Wi 82, Ke 84) ermittelt. Daß dennoch eine generelle Annahme eines mittleren Gleichgewichtsfaktors im Einzelfall zu Fehlern bei der Dosisabschätzung führen kann, deutet eine zweite Spitze der Verteilung bei 0,7 an.

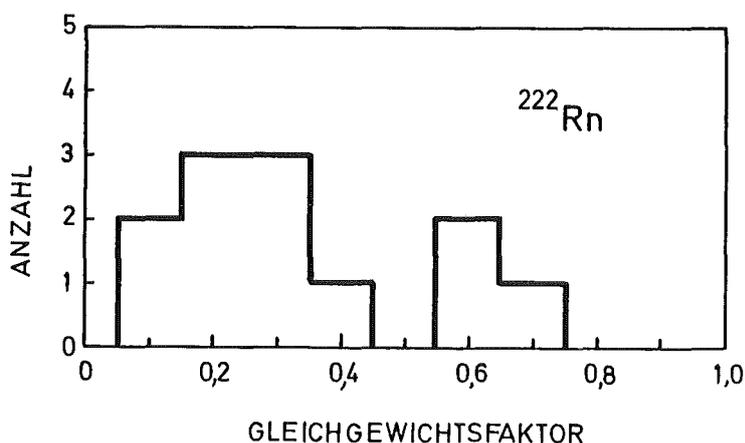


Abb. 7.1 Häufigkeitsverteilung über 3 bis 6 Monate integrierter Gleichgewichtsfaktoren in Wohnhäusern

Für die Erhebungsmessungen wird daher zur Berechnung der mittleren Zerfallsproduktkonzentration aus den Radonwerten ein Gleichgewichtsfaktor von 0,35 vorgeschlagen. Aufgrund der international gemessenen Gleichgewichtsfaktoren (Tab. 5.1) und der integrierten Gleichgewichtsfaktoren werden im folgenden zusätzlich Angaben für einen Gleichgewichtsfaktor von 0,5 in [...] gemacht.

Unter dieser Voraussetzung ergibt sich aus dem ermittelten Radon-Medianwert von 40 Bq/m<sup>3</sup> (Abschn. 4.2.2) für die Zerfallsprodukte ein Medianwert von 14 Bq/m<sup>3</sup> (20 Bqm<sup>-3</sup>) (C<sub>e</sub>). Es wird angenommen, daß die Form der Gesamtverteilung, charakterisiert durch den Streufaktor von 1,8, dabei erhalten bleibt.

## 7.2 Relative Aufenthaltsdauer in Häusern und im Freien

Bedingt durch die unterschiedlichen Konzentrationsverhältnisse in Häusern und im Freien ist es für die Ermittlung einer durchschnittlichen jährlichen Exposition notwendig, die mittlere Aufenthaltsdauer in Häusern anzugeben.

Für die Bundesrepublik sind in dieser Hinsicht nur wenige Daten verfügbar. Pfister und Pauly (Pf 84) geben 84 % Aufenthaltsdauer in Häusern für die Sommermonate an und 88 % für die Wintermonate. Nach einer Veröffentlichung des National Radiological Protection Board, England, liegt dort die relative Aufenthaltsdauer für die Gesamtbevölkerung in Gebäuden bei 75 % (Br 83). Dieser Wert liegt für Hausfrauen mit 83 % erwartungsgemäß höher.

Von dem wissenschaftlichen Komitee der Vereinten Nationen zur Wirkung von Atomstrahlen (UNSCEAR) wurde für die allgemeine Bevölkerung ein Wert von 80 % für die relative Aufenthaltsdauer in Gebäuden vorgeschlagen (UN 82). Es erscheint zweckmäßig, diesen Wert auf für die Bundesrepublik zu übernehmen.

### 7.3 Dosisfaktor und Abschätzung der Dosis

Um den Zusammenhang zwischen Radonexposition und zu erwartender Dosis herzustellen, geht man im allgemeinen nicht von der äquivalenten Gleichgewichtskonzentration aus, sondern - weitgehend aus historischen Gründen - von der potentiellen Alphaenergiekonzentration  $C_p$  mit der Einheit WL (Working Level)\*:

$$C_p \text{ (WL)} = \frac{C_e \text{ (Bq/m}^3\text{)}}{3700}$$

Die Größe für die Exposition  $E_p$  ist gewöhnlich das WLM (Working Level Month). Es ist das Zeitintegral der potentiellen Alphaenergiekonzentration in Einheiten von 170 h (Arbeitszeit pro Monat). Es hat seinen Ursprung im beruflichen Strahlenschutz, kann aber genauso gut auf die Strahlenexposition der Bevölkerung angewandt werden. Es ist folgendermaßen definiert:

$$E_p \text{ (WLM)} = \frac{C_p \times t}{170} \quad \text{wobei } t = \text{Expositionszeit (h)}$$

Demnach ergibt sich mit (1) und (2) aus dem ermittelten Konzentrationswert von 14 Bq/m<sup>3</sup> ( $C_e$ ) bei einem Aufenthalt von 80 % im Haus folgender Expositionswert in einem Jahr:

$$E_p = \frac{14 \times 24 \times 365 \times 0,8}{3700 \times 170} = 0,156 \text{ WLM/a (0,223 WLM/a)}$$

Im Freien liegt der Medianwert für die äquivalente Gleichgewichtskonzentration bei etwa 6 Bq/m<sup>3</sup>. Bei der Abschätzung wurde der gemessene Radon-Medianwert von 14 Bq/m<sup>3</sup> und ein Gleichgewichtsfaktor von 0,4 angenommen (Ke 84). Daraus errechnet sich bei einer relativen Aufenthaltsdauer von 20 % im Freien folgende jährliche Exposition:

$$E_p = \frac{6 \times 24 \times 365 \times 0,2}{3700 \times 170} = 0,016 \text{ WLM/a}$$

---

\* siehe auch "Spezielle Größen und Einheiten" im Anhang A1

Demnach beträgt die Exposition im Freien lediglich 10 % der Exposition im Haus.

Insgesamt liegt also die jährliche Radonexposition bei 0,17 WLM/a (0,24 WLM/a). Da keine Thoronerhebungsmessungen durchgeführt wurden, kann die Abschätzung der Thoronexposition nur mit den wenigen Daten aus Kap. 4 (Gebiet um Karlsruhe) durchgeführt werden. Als Medianwert der jährlichen Thoronexposition erhält man 0,062 WLM/a in Wohnhäusern und 0,005 WLM/a im Freien.

Bei dem sog. dosimetrischen Konzept geht man von einem geometrischen Lungenmodell aus und berechnet zunächst die Deposition der Radonzerfallsprodukte in verschiedenen Bereichen der Lunge mit Hilfe experimenteller Daten. Die Deposition wird hauptsächlich beeinflusst von der Größenverteilung des radioaktiven Aerosols, dem angelagerten und unangelagerten Anteil der potentiellen Alphaenergiekonzentration sowie der Atemrate der Person.

Der unangelagerte Aktivitätsanteil wird infolge der höheren Diffusionsgeschwindigkeit überwiegend im oberen Teil des Atemtraktes (Tracheabronchialbereich (T-B)) abgeschieden, während die an Aerosole gebundenen Zerfallsprodukte überwiegend tiefer in die Lunge (pulmonärer Bereich (P)) eindringen und dort abgeschieden werden.

Nach ihrer Abscheidung werden die Zerfallsprodukte von den im Atemtrakt ablaufenden Transportvorgängen erfaßt. Dabei kommt es entweder zu einer Abreicherung durch das Blut oder durch Verschlucken in den Magen, hervorgerufen durch den durch die Ziliarbewegung in den Bronchien verursachten Schleimtransport. Da die biologische Abreicherung sehr viel langsamer erfolgt als die Abreicherung durch den radioaktiven Zerfall, zerfällt der überwiegende Teil der Radonzerfallsprodukte im Atemtrakt.

Aus der mittleren Verweildauer läßt sich die absorbierte Energiedosis in den verschiedenen Bereichen der Lunge abschätzen. Kritische Bereiche der Lunge sind die Stammzellen des Bronchialepithels, andere empfindliche Zellen im Alveolarepithel und die Bronchiolen.

Die dosimetrischen Größen, die mit dem Strahlenrisiko verknüpft sind, werden also durch die mittlere Dosis der empfindlichen Zellen

im Tracheabronchialbereich und im pulmonären Bereich gekennzeichnet. Bei der Berechnung der Dosis wird der von der ICRP empfohlene Qualitätsfaktor für Alphastrahlung von 20 angewandt (IC 77).

Eine Arbeitsgruppe bei der OECD/NEA empfiehlt für die Umrechnung von Exposition (WLM) in Äquivalentdosis (mSv) einen Dosisfaktor von 80 mSv pro WLM für den Tracheabronchial- und von 10 mSv pro WLM für den pulmonären Bereich (OE 84). Daraus ergibt sich auf der Grundlage der bei den Erhebungsmessungen ermittelten Expositionswerten eine jährliche mittlere Äquivalentdosis von 14 mSv für den Tracheabronchial- und von 2 mSv für den pulmonären Bereich (Tab. 7.2). Für die Gesamtlunge erhält man eine mittlere jährliche Äquivalentdosis von etwa 8 mSv (Organdosis).

Um einen internationalen Vergleich und einen Vergleich mit anderen Strahlenexpositionen zu ermöglichen, wird die Strahlenexposition der Lunge zusätzlich als effektive Äquivalentdosis angegeben. Die effektive Äquivalentdosis errechnet sich aus der Äquivalentdosis durch Multiplikation mit einem (Risiko-)Wichtungsfaktor von 0,12 für die Lunge. Die Lunge trägt demnach mit ca. 1 mSv (1,3 mSv) zur jährlichen effektiven Äquivalentdosis bei. Die Exposition und die verschiedenen Dosiswerte sowie deren Schwankungsbreiten sind in Tab. 7.2 angegeben.

Tab. 7.2 Mittlere jährliche Exposition der Bevölkerung durch Radonzerfallsprodukte in Wohnhäusern, Dosiswerte und deren Schwankungsbreite

Gleichgewichtsfaktor		Medianwert		67 % - Bereich 0,35
		0,35	0,5	
Exposition	WLM/a	0,17	0,24	0,1 - 0,3
Äquivalentdosis	mSv/a			
T-B-Bereich		14	19	7,5 - 25
P-Bereich		2	2,4	1 - 36
Gesamtlunge	mSv/a	8	11	4,5 - 15
Beitrag der Lunge zur effektiven Äquivalentdosis	mSv/a	0,96	1,3	0,5 - 1,7

Der aus den Daten von Kap. 4 abgeschätzte Beitrag von Thoronzerfallsprodukten zur effektiven Äquivalentdosis beträgt ca. 0,13 mSv/a.

#### 7.4 Risikobetrachtung

Nach dem relativen Risikomodell beträgt der mittlere Risikofaktor für Lungenkrebs - bezogen auf Lebenszeit - 0,01 pro WLM/a (Ja 84). Für Raucher dürfte dieser Faktor um das 1 1/2-fache höher liegen, bei Nichtrauchern nur halb so groß sein (Tab. 7.2).

Unter der Voraussetzung, daß sich dieser bei hohen Radonexpositionen ermittelte Risikofaktor durch lineare Extrapolation auf die Verhältnisse in der Raumlufte übertragen läßt, kann man das relative Risikomodell auf die Ergebnisse der Erhebungsmessungen anwenden.

Nach den Abschätzungen im vorangegangenen Abschnitt beträgt die mittlere Exposition der Bevölkerung unter Berücksichtigung von Raumlufte und Freilufte etwa 0,17 WLM/a (0,24 WLM/a).

Demnach liegt das Lungenkrebsrisiko aufgrund der Radonexposition für Nichtraucher bei knapp 0,1 % und für Raucher bei 0,25 %. Für die Gesamtbevölkerung ergibt sich ein mittlerer Wert von nahezu 0,2 %. Dabei wird der Anteil an Rauchern mit 30 % angenommen.

Zum Vergleich sind in Tab. 7.3 die entsprechenden Risikowerte angegeben, die sich auf den maximalen Radonwert (Wohnungsmittel) von 1111 Bq/m<sup>3</sup> beziehen (in Klammern).

Tab. 7.3 Lungenkrebsrisiko

	Gesamtbevölkerung	Nichtraucher	Raucher
mittlerer Risikofaktor, bezogen auf Lebenszeit, (WLM/a) <sup>-1</sup>	0,01	0,005	0,015
Lungenkrebsrisiko für eine Exposition von 0,17 WLM/a (4,7 WLM/a)	0,17 % (4,7 %)*	0,085 % (2,3 %)*	0,25 % (6,9 %)*
beobachtete spontane Lungenkrebshäufigkeit	4 %	1 %	10 %
Anteil des Radon an der beobachteten Lungenkrebshäufigkeit (gerundet)	4 %	9 %	3 %

\* in Klammern: Werte bezogen auf die maximal gemessene Radonkonzentration von 1111 Bq/m<sup>3</sup> (Wohnungsmittel)

Zur Zeit liegt die mittlere spontane Lungenkrebshäufigkeit in der Bundesrepublik in der Größenordnung von 4 %, gemittelt über Männer und Frauen. Dabei liegt dieser Wert für die Gruppe der Raucher bei etwa 10 % und für Nichtraucher bei 1 %.

Daraus ergibt sich, daß bei Rauchern fast 3 % und bei Nichtrauchern nahezu 9 % der beobachteten Fälle möglicherweise der Radonexposition zuzurechnen sind. Über die Gesamtbevölkerung gemittelt, liegt dieser Anteil bei etwa 4 %.

Diese Abschätzungen sind jedoch durch die gemachten Annahmen und Voraussetzungen mit einer relativ großen Unsicherheit behaftet.

## 8. Beurteilung und Diskussion der Ergebnisse

### 8.1 Kritische Beurteilung der Stichprobe

Nach den Grundlagen der Statistik kann man das gewonnene Datenmaterial als repräsentativ für die Bundesrepublik Deutschland bezeichnen, wenn die Wohnungen durch ein Verfahren mit Zufallsprinzip ausgewählt worden wären. Durch die vereinbarten Auswahlkriterien - flächendeckende Verteilung durch Vergabe von Länder- und Kreisquoten - war dieses Prinzip grundsätzlich verletzt. Hinzu kam, daß sich die Verteilung der Dosimeter mehr an praktischen Gegebenheiten als an statistischen Erwägungen orientierte.

Dennoch zeigte sich bei der Auswertung, daß die gewonnene Stichprobe - soweit Vergleichsmöglichkeiten gegen sind - recht gut die Grundgesamtheit widerspiegelt. Die notwendige merkmalsorientierte Randomisierung (Zufallszuteilung) war ebenfalls weitgehend gegeben. Lediglich auf Kreisebene war, z.B. die zeitliche Randomisierung nicht immer realisiert worden.

Der Stichprobenumfang war insgesamt sicher ausreichend, um die notwendigen Kenngrößen zur statistischen Beschreibung der Grundgesamtheit ermitteln zu können. Nur in wenigen, nach bestimmten Merkmalen separierten Teilgesamtheiten dürfte die Zahl der gemessenen Wohnungen für eine statistische Beurteilung nicht ausreichen.

Etwas schwierig gestaltet sich eine Analyse der Meßwerte im Freien. Das - bis auf Hessen, Baden-Württemberg und Schleswig-Holstein - relativ dünne Meßnetz gestattet nur bedingt, Aussagen über regionale Unterschiede zu treffen. Wünschenswert wäre daher ein insgesamt dichteres Meßnetz.

Abschließend sei darauf hingewiesen, daß sich die Eintragungen in die Fragebögen leider nicht immer als so zuverlässig erwiesen, wie es erwartet wurde. Selbst mit einer geschickten Plausibilitätsüberprüfung konnten nicht alle fehlerhaften Angaben ermittelt werden (Wi 84).

## 8.2 Vergleich mit dem Ausland

Ähnliche Meßprogramme zur Abschätzung der Radonexposition der Bevölkerung in Wohnhäusern wurden oder werden in einer Reihe von Ländern in Form von Erhebungsmessungen durchgeführt. Dabei unterscheiden sich die Vorgehensweisen teilweise erheblich. Eine grobe Übersicht über die derzeit verfügbaren Daten gibt Tab. 6.1.

Die größte Zahl von Messungen wurde in Kanada durchgeführt. In ca. 13 000 Punktmessungen wurde gleichzeitig die Radon- und die Zerfallsproduktkonzentration gemessen (nur im Sommer). Punktmessungen wurden ebenfalls in Österreich und in Polen durchgeführt. Bei dieser Vorgehensweise werden zeitliche Schwankungen der Radonkonzentration nicht erfaßt. Die übrigen Länder bevorzugten langfristig integrierende Meßverfahren. Dabei wurde aus technischen Gründen nur die Radonkonzentration gemessen. Zur Abschätzung der Dosis müssen dabei Annahmen über den Gleichgewichtszustand zwischen Radon und seinen kurzlebigen Zerfallsprodukten gemacht werden. Die Ergebnisse aus den einzelnen Meßreihen sind deshalb nur bedingt vergleichbar. Auch der Umfang der Meßreihen unterscheidet sich sehr stark von dem der deutschen. In keinem Land - abgesehen von Kanada - wurden auch nur annähernd so viele Messungen durchgeführt wie bei den Erhebungsmessungen in der Bundesrepublik. In Tab. 6.1 sind - soweit gemessen - auch die ermittelten Gleichgewichtsfaktoren angegeben (vgl. Abschnitt 5.1).

Im Vergleich zu Deutschland wurden deutlich niedrigere Radonkonzentrationen in Kanada, den Niederlanden, Österreich, England und in Polen gefunden. Auffällig ist dabei, daß mit Ausnahme der Niederlande und England in diesen Ländern Punktmessungen mit aktiven Meßverfahren durchgeführt wurden. Eine mögliche Ursache für die bis zum Faktor 4 unterschiedlichen Medianwerte können neben der unterschiedlichen Anzahl durchgeführter Messungen systematische Unterschiede in den Meßverfahren oder in der Vorgehensweise sein.

Besser vergleichbar sind die mit passiven Verfahren durchgeführten übrigen Meßreihen. Die um ca. 50 % höheren Medianwerte in den skandinavischen Ländern und in der Schweiz und der um ca. 35 % niedrigere Medianwert in den Niederlanden dürften sowohl auf Unterschiede in der Geologie als auch in der typischen Bauweise zurückzuführen sein.

Neben diesen allgemeinen Erhebungsmessungen werden - wie in der Bundesrepublik - Forschungsvorhaben durchgeführt, um durch gezielte Messungen Häuser mit hohen Radonkonzentrationen zu ermitteln. Diese Meßreihen können wegen der unterschiedlichen Voraussetzungen allerdings nicht zur Abschätzung der durchschnittlichen Exposition der Bevölkerung herangezogen werden.

### 8.3 Vergleich mit Empfehlungen zu Grenzwerten

In zahlreichen Ländern wird zur Zeit diskutiert, ob eine Festlegung von Grenz- oder Richtwerten für die natürliche Strahlenexposition überhaupt notwendig oder sinnvoll ist. Eine Auswahl dieser Vorschläge findet sich in Tab. 8.2. Die Einführung verbindlicher Grenzwerte für Schweden hat eine Reihe von praktischen Schwierigkeiten mit sich gebracht (Li 84).

Einen allgemeinen Orientierungsrahmen bildet zur Zeit das von der ICRP\* vorgeschlagene Konzept (IC 84). Darin werden Richtwerte für die Radonkonzentration in Häusern vorgeschlagen, bei deren Überschreitung Schutzmaßnahmen in Erwägung gezogen werden sollten. Bei existierenden Häusern empfiehlt die ICRP als Richtwert für den

---

\* International Commission on Radiological Protection

Tab. 8.1 Vergleich der Erhebungsmessungen mit Ergebnissen aus dem Ausland (Wohnhäuser)

Land	Anzahl	Meßverfahren	Radon Median Bq/m <sup>3</sup>	$\sigma$ g	Gleichgewichts- faktor
Deutschland (dieser Bericht)	5970	passive integrierende Radondosimeter, Meßzeit 3 Monate, Schlaf- und Wohnzimmer	40	1,8	0,35
England (Wr 84)	367	passive integrierende Radondosimeter, Meßzeit 2x6 Monate	14	3,1	0,53 <sup>+</sup>
Finnland (Ca 84)	2154	passives integrierendes offene LR 115 Detektoren, 1 Monat im Wohnzimmer	64	3,1	0,4
Kanada (Le 84)	13413	Kurzzeitmessung von Radon und Folgeprodukten im Keller und im Wohnbereich	17*		0,5
Niederlande (Ho 84)	215	passive integrierende Radondosimeter, Meßzeit 4 Monate im Wohnzimmer	26		0,3
Österreich (St 82)	729	Kurzzeitmessung von Radon und Folgeprodukten, oft 4 x pro Jahr	15		0,6
Polen (Gw 82)	201	Kurzzeitmessung von Radon und Folgeprodukten, bei ungünstigen Ventilationsbedingungen	9*		0,4
Schweden (Sw 84)	602	passive integrierende Radondosimeter, Meßzeit 2 Wochen, Schlaf- und Wohnzimmer	67		0,5 <sup>+</sup>
Schweiz (Br 82)	123	passive integrierende Radondosimeter in Keller, Schlaf- und Wohnzimmer	60		0,5 <sup>+</sup>

\* Mittelwert

+ Annahme

langzeitigen Mittelwert der äquivalenten Gleichgewichtskonzentration ( $C_e$ ) den Bereich um  $200 \text{ Bq/m}^3$ . Dem entspricht bei Anwendung eines Gleichgewichtsfaktors von 0,35 ein Radonwert von etwa  $600 \text{ Bq/m}^3$ .

Tab. 8.2 Vorgeschlagene oder existierende (\*) Grenz- oder Richtwerte: Konzentration Zerfallsprodukte ( $C_e$ ) (80 % Aufenthalt im Haus)

Land	Existierende Häuser	Neue Häuser
Schweden* (SSI 84)	$400 \text{ Bq/m}^3$ (4,5 WLM/a)	$70 \text{ Bq/m}^3$ (0,8 WLM/a)
U.S.A (NC 84)	$180 \text{ Bq/m}^3$ (2 WLM/a)	-
Kanada	$370 \text{ Bq/m}^3$ (4 WLM/a)	-
England (NR 83)	$400 \text{ Bq/m}^3$ (4,5 WLM/a)	$80 \text{ Bq/m}^3$ (0,9 WLM/a)
ICRP 39 (IC 84)	$200 \text{ Bq/m}^3$ (2,2 WLM/a)	$100 \text{ Bq/m}^3$ (1,1 WLM/a)

\* bereits verbindliche Grenzwerte

Für die Planung zukünftiger Häuser schlägt die ICRP ein Optimierungsverfahren vor; dabei sollte als Randbedingung eine Obergrenze von etwa  $100 \text{ Bq/m}^3$  ( $C_e$ ) zugrundegelegt werden. Der entsprechende Radonwert liegt etwa bei  $300 \text{ Bq/m}^3$ .

Vergleicht man diese Werte mit der Häufigkeitsverteilung für die ermittelten Radon-Wohnungsmittelwerte, so dürften etwa 0,5 % der Wohnungen über dem Richtwert für neue Gebäude liegen und etwa 0,1 % über dem Richtwert für existierende Häuser (Abb. 8.1). Auf der Basis des derzeitigen Wohnungsbestandes wären in der Bundesrepublik immerhin etwa 5 000 - 40 000 bestehende Wohnungen betroffen.

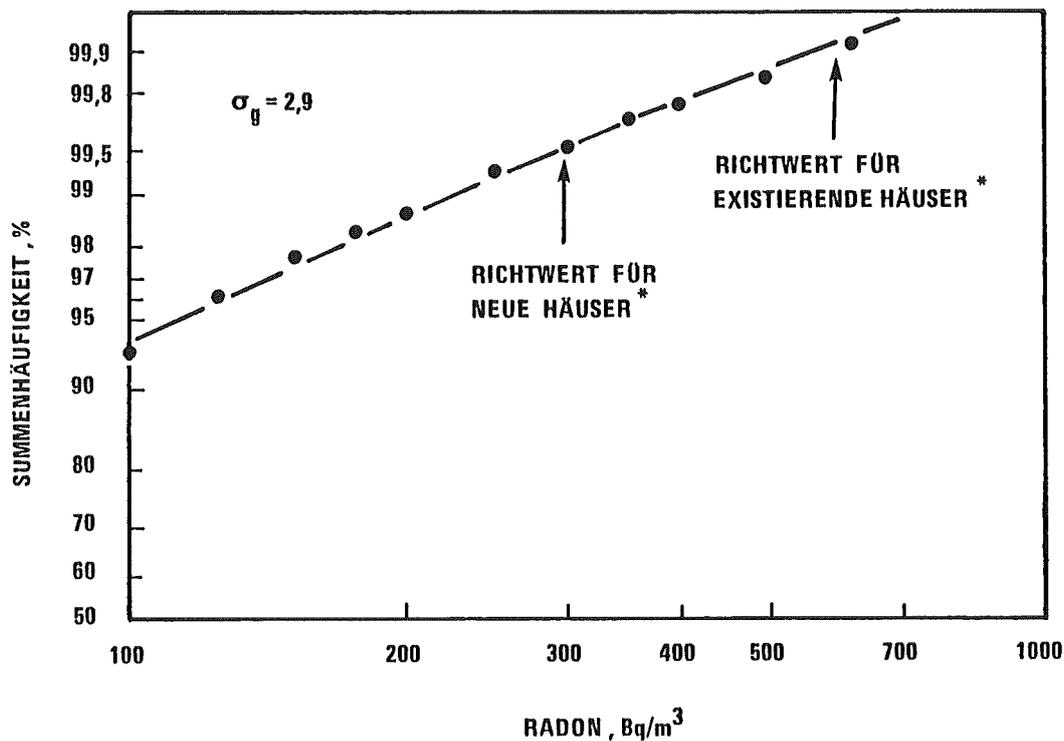


Abb. 8.1 Summenhäufigkeit für die Radonkonzentrationen in Häusern - Verteilung über 100 Bq/m<sup>3</sup>.

(\*) Die Richtwerte sind auf einen Gleichgewichtsfaktor von 0,35 bezogen.

#### 8.4 Bezug zu den Ergebnissen der Erhebungsmessungen zur externen Strahlenexposition

Die Erhebungsmessungen zur Radonexposition sind eingebettet in das Gesamtprogramm "Erhebungsmessungen zur Erfassung der derzeitigen Strahlenexposition in Wohn- und Aufenthaltsräumen". Aus praktischen Gründen wurden seinerzeit die Messungen zur externen Strahlenexposition vorgezogen. In einem BMI-Bericht werden die Ergebnisse dieser Studie mitgeteilt (BMI 78).

Durch die zeitliche Trennung beider Meßkampagnen ist ein direkter Haus-zu-Haus-Vergleich der Gammadosisleistung mit der mittleren Radonkonzentration nicht möglich. Allerdings bietet sich z.B. an,

die jeweiligen Mittelwerte der Länder- bzw. Regierungsbezirke gegenüberzustellen. Eine Korrelationsanalyse der in Tab. 8.3 angegebenen Wertepaare liefert einen Regressionskoeffizienten von  $R=0,69$  bei einem Freiheitsgrad von 28. Nach den statistischen Tabellen (z.B. Sa 84) sind bei einer Irrtumswahrscheinlichkeit von 5 % die Gammadosisleistung und die Radonkonzentration somit korreliert. Dies bedeutet nicht, daß in jedem Fall bei hoher Gammadosisleistung auch hohe Radonkonzentrationen zu erwarten sind. In Abb. 8.2 ist der Zusammenhang graphisch dargestellt, einschließlich der beiden berechneten Regressionsgraden.

Ähnliche Zusammenhänge zeigen sich z.T. auch bei anderen Merkmalen, wie z.B. bei der Bauweise und beim Alter der Häuser, weniger beim Baumaterial.

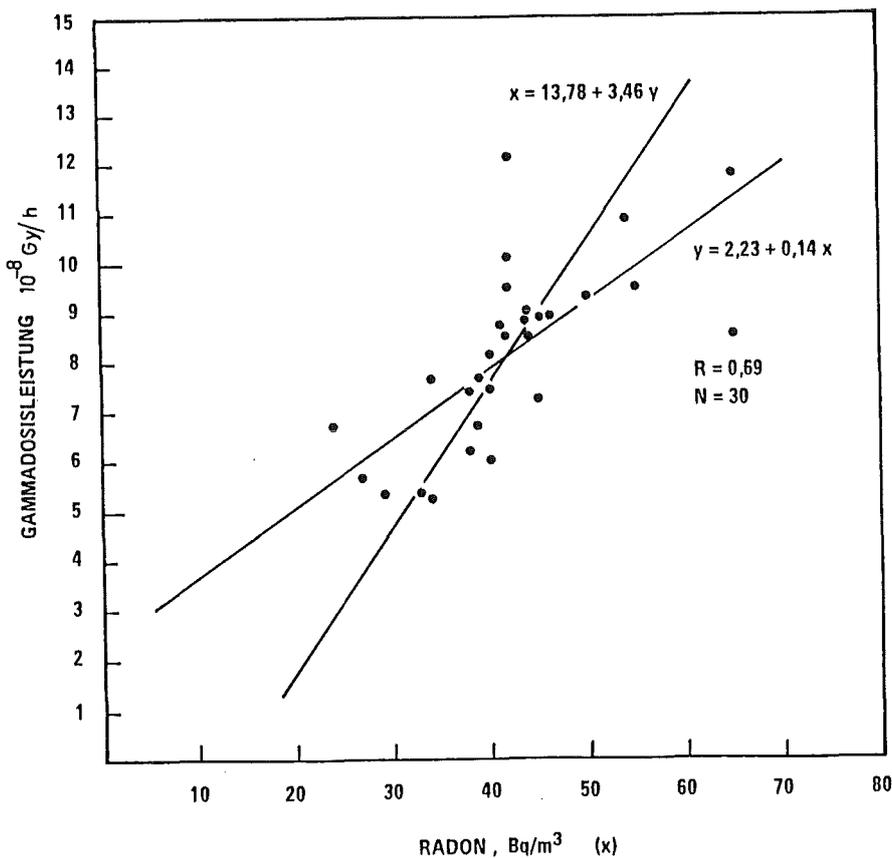


Abb. 8.2 Korrelationsanalyse von Gammadosisleistung und Radonkonzentration auf der Ebene der Regierungsbezirke

Tab. 8.3 Gegenüberstellung der Radonwerte und der Gammadosisleistung in Häusern: Länder- bzw. Regierungsbezirksmittelwerte

Land bzw. Regierungsbezirk	Gammadosisleistung $10^{-8}$ Gy/h Mittelwert	Radonkonzentration (Bq/m <sup>3</sup> ) Medianwert
Schleswig-Holstein	6,0	40
Hamburg	5,6	27
Niedersachsen		
RB Braunschweig	8,5	42
RB Hannover	8,1*	40
RB Lüneburg	5,2*	34
RB Weser-Ems	5,3*	33
Bremen	5,3	29
Nordrhein-Westfalen		
RB Düsseldorf	7,4	38
RB Köln	7,6	39
RB Münster	6,7	29
RB Detmold	7,6	34
RB Arnsberg	8,7	41
Hessen		
RB Darmstadt	8,9	45
RB Gießen	-	36
RB Kassel	9,3	50
Rheinland-Pfalz		
RB Koblenz	11,8	65
RB Trier	9,5	42
RB Rheinhessen-Pfalz	9,5	55
Baden-Württemberg		
RB Stuttgart	7,4	40
RB Karlsruhe	9,0	44
RB Freiburg	8,5	44
RB Tübingen	6,7	39
Bayern		
RB Oberbayern	7,1	45
RB Niederbayern	8,5	65
RB Oberpfalz	10,2	42
RB Oberfranken	10,9	54
RB Mittelfranken	8,9	46
RB Unterfranken	8,9	39
RB Schwaben	6,1	38
Saarland	12,1	42
Berlin	7,0	31

\* durch die Gebietsreform aggregierte Werte

Nach den Erhebungsmessungen zur externen Strahlenexposition ist die terrestrische Gammadosisleistung in Häusern gegenüber der Freiluft um etwa 1/3 erhöht. Dagegen ist der Unterschied bei der Radonkonzentration mit einem Faktor 3 sehr viel größer.

Der Beitrag der externen terrestrischen Strahlung zur jährlichen effektiven Äquivalentdosis beträgt unter Berücksichtigung eines Aufenthalts in Gebäuden von 80 % knapp 0,5 mSv/a. Etwa doppelt so hoch liegt der entsprechende Beitrag durch Radonzerfallsprodukte.

## 9. Zusammenfassung

Die Erhebungsmessungen geben einen recht guten Überblick zur derzeitigen Exposition der Bevölkerung in der Bundesrepublik Deutschland durch Radon bzw. seine Zerfallsprodukte.

Die wichtigsten im Rahmen dieser Untersuchung gewonnenen Ergebnisse lassen sich folgendermaßen zusammenfassen:

- (1) Die Radonkonzentration unterliegt - stärker als die externe Gammastrahlung - ausgeprägten zeitlichen und regionalen Schwankungen. Wichtigste Radonquellen in Häusern sind das Erdreich unter dem Gebäude und teilweise die verwendeten Baumaterialien. Ein bedeutender Einflußfaktor auf die Höhe der Radonkonzentration ist die Luftaustauschrate abhängig von der Bauweise und den Lebensgewohnheiten der Hausbewohner.
- (2) Die Häufigkeitsverteilung der Radonkonzentrationswerte in den 5970 ausgemessenen Wohnungen folgt weitgehend einer logarithmischen Normalverteilung mit einem Medianwert von 40 Bq/m<sup>3</sup> und einem Streufaktor von 1,8. Der höchste in der Bundesrepublik ermittelte Radonwert in einer Wohnung liegt über 1000 Bq/m<sup>3</sup>. Höhere Radonkonzentrationen sind bei gezielter Suche möglich.
- (3) Deutliche regionale Unterschiede ergeben sich aus den verschiedenen geologischen Verhältnissen in der Bundesrepublik. So fin-

det man u.a. hohe Werte in den ostbayerischen Granitgebieten und im Bereich der tertiären Vulkanite des Neuwieder Beckens. Dagegen sind in Norddeutschland verhältnismäßig geringe Radon-Werte anzutreffen. Weiterhin ergeben sich Anhaltspunkte dafür, daß die Radonkonzentrationen bei Häusern in Großstädten deutlich niedriger liegen als in ländlichen Gebieten.

- (4) Große Bedeutung haben offensichtlich konstruktive Merkmale eines Hauses. So findet man hohe Radonwerte bevorzugt in Einzelhäusern, teilunterkellert oder ohne Keller sowie in alten Häusern mit Naturstein oder Lehm als Wandbaustoff. Deutlich erniedrigt sind die Radonpegel in Leichtbau-Fertighäusern. Eine entsprechende Beobachtung wurde bereits bei den Erhebungsmessungen zur externen Strahlenexposition gemacht.
- (5) Unterschiede zwischen verschiedenen Heizungs- und Fenstersystemen können von Bedeutung sein (Fachwerkhäuser).
- (6) Innerhalb eines Hauses nimmt die Radonkonzentration vom Keller zu höheren Etagen hin ab. Dies ist wiederum ein Hinweis auf die Bedeutung des Erdbodens als Radonquelle.
- (7) Für die Radonkonzentration ergibt sich ein jahreszeitlicher Gang mit einem Minimum im Sommer und einem Maximum in den frühen Wintermonaten.
- (8) Die mittlere Radonkonzentration im Freien ist etwa um den Faktor 3 kleiner als der Medianwert in Häusern. Mit  $14 \text{ Bq/m}^3$  liegt er deutlich über den bislang publizierten Konzentrationsangaben. Für die Bundesrepublik ist ein deutlicher Nord-Süd-Anstieg erkennbar, der sowohl durch unterschiedliche geologische Verhältnisse als auch durch meteorologische Einflüsse bestimmt sein kann.
- (9) Aus den mittleren Konzentrationswerten (Median) läßt sich unter Berücksichtigung der unterschiedlichen relativen Auf-

enthaltendauer in Gebäuden (80%) und im Freien (20%) sowie unter Anwendung eines Gleichgewichtsfaktors von 0,35 folgende Dosiswerte ableiten:

Äquivalentdosis	> 50 %	> 90 % (mSv/a)	> 99 %
T-B-Bereich	14	28	77
P-Bereich	2	4	11
ges. Lunge	8	16	44
effektive Äquivalentdosis	1	2	5

- (10) Vergleichbare Erhebungsmessungen im Ausland ergaben für skandinavische Länder und die Schweiz höhere, in England und in den Niederlanden deutlich niedrigere Radonkonzentrationen.
- (11) Eine Korrelation der Radonkonzentration in Häusern mit der externen terrestrischen Gammastrahlung konnte nachgewiesen werden. Gut erkennbar ist dieser Zusammenhang bei der regionalen Verteilung der Meßwerte. Der Beitrag der Radonzerfallsprodukte zur effektiven Äquivalentdosis ist im Mittel etwa doppelt so hoch wie der entsprechende Beitrag der externen terrestrischen Gammastrahlung.
- (12) Das mittlere durch Radonzerfallsprodukte hervorgerufene Lungenkrebsrisiko liegt für die Gesamtbevölkerung etwa zwischen 0,1 und 0,2 %.
- (13) Eine Anwendung des ICRP-Konzepts zur Begrenzung der natürlichen Strahlenexposition würde etwa 5000 - 40000 bestehende Wohnungen (0,1 %) in der Bundesrepublik betreffen.

## 10. Literaturhinweise

- (Al 81) Alter, H. W., et.al., Passive integrating radon monitoring for environmental monitoring, *Health Phys.* 40, 1981, S. 693 - 702.
- (Au 71) Auxier, J. A., A new radon progeny personal dosimeter. *Health Phys.* Vol. 21, 1971, pp 126-128.
- (BMI 78) Bundesminister des Innern, Die Strahlenexposition von außen in der Bundesrepublik Deutschland durch natürliche radioaktive Stoffe im Freien und in Wohnungen, Bonn 1978.
- (Br 76) Breslin, A. J. MOD Working level dosimeter. NEA Specialist Meeting, Personal Dosimetry and Area Monitoring suitable for Radon and Daughter Products, Elliot Lake, Canada, 4-8 Oct. 1976.
- (Br 78) Breslin, A. J., et.al., An improved time integrating radon monitor. NEA Specialist Meeting Radon Monitoring, Paris, 20.22.Nov., 1978.
- (Br 82) Brunner, H., et.al., Radon in Wohnräumen in der Schweiz - Ergebnisse der Vorstudie 1981/82. Eidg. Institut für Reaktorforschung, Würenlingen, Schweiz. Bericht TM-81-82-11, 1982.
- (Br 83) Brown, L., National radiation survey in the U.K.: indoor occupancy factors. *Radiat. Prot. Dosim.* 5, 1983, pp 203-208.
- (Ca 84) Castrén, O., et.al., Radon measurements in Finnish houses. *Radiat.Prot. Dosim.* 7, 1984, pp 333-336.
- (Ch 72) Chapuis, A. M., et.al., Dosimetry of radon, Proc. 8th Int. Conf. Nucl. Photog. and SSNTD, Bucharest 1972, pp 319-328.
- (Ch 78) Chapuis, A. M., et.al., Individual Dosimeter for radon and thoron daughters. NEA Specialist Meeting Radon Monitoring, Paris, 20-22 Nov. 1978.
- (Co 80) Cowper, G., et.al., An instrument for the measurement of long-term average radon levels. Proc. "Advances in Radiation Protection Monitoring", Stockholm, 26-30 June 1980, S. 413-421.
- (Cu 73) Culot, M. V. J., et.al., Radon progeny control in buildings. Final Report C00-2273-1, Colorado State University, Fort Collins, Colorado 1973.
- (Du 78) Duport, P., et.al., Appareil individuel pour la Dosimétrie des desconstants du radon. Advances in Radiation Protection Monitors, 26-30 June, Stockholm 1978.
- (Eh 83) Ehrlich, H. G., et.al., Ergebnisse der Radonmessungen in der KFA. Bericht Jül-Spez-205, Kernforschungsanlage Jülich, 1983.
- (Ev 81) Evans, R. D., et.al., Estimate of risk from environmental exposure to radon-222 and its decay products. *Nature* 290, 1981, pp 98-100.
- (Fi 84) Fisenne, I.M., Radon Measurements at Chester. Report EML-411, Environmental Measurements Laboratory, New York 1984.
- (Fl 69) Fleischer, R. L., et.al., Nuclear particle track identification in inorganic solids. *Phys. Rev.* 89, 1969, pp 563-567.
- (Fl 72) Fleischer, R.L., et.al., Particle track etching. *Science* Vol. 178, 1972, pp 225-263.
- (Fl 75) Fleischer, R. L., et.al., Nuclear Tracks in Solids. University of California Press, Berkeley U.S.A. 1975.
- (Fl 78) Fleischer, R. L., et.al., Mapping of integrated radon emanation for detection of long distance migration of gases within earth: technique and principles. *Journal of Geophys. Res.* Vol. 83, 1978, pp 3539-3649.

- (FL 81) Fleischer, R. L., Radon Transport in Earth: A tool for Uranium exploration and earthquake prediction. General Electric Report 81 CRD 208, 1981.
- (Fr 73) Frank, A. L., et.al., A diffusion chamber radon dosimeter for use in mine environment. Nucl. Instr. and Meth. 109, 1973, pp 537-539.
- (Fr 77) Frank, A. L., et.al., Radon and Daughter measurements with active and passive devices using track etch detectors, HASL 325, 1977, pp 6-8.
- (Fr 79) Frank, A. L., et.al., Radon dosimetry using plastic nuclear track detectors. Nucl. Track Detection Vol. 1, 1979, pp 149-179.
- (Ge 77) George, A. C., A passive environmental radon monitor. HASL 325, 1977, pp 25-30.
- (Ge 80a) Gesell, T. T., et.al., The contribution of radon in tap water to indoor radon concentrations. p. 1347-1363 in: Natural Radiation Environment III (T.F. Gesell, W.M. Lowder, eds.), CONF-780422, Technical Information Service, Springfield, Virginia 1980.
- (Ge 80b) George, A. C., et.al., The distribution of ambient radon and radon daughters in residential buildings in the New Jersey-New York area. p 1272-1291 in: Natural Radiation Environment III. CONF-780422, 1980.
- (Go 80) Gogolak, C. V., Review of  $^{222}\text{Rn}$  in natural gas produced from unconventional sources. Report EML-385, Environmental Measurements Laboratory, New York 1980.
- (Gu 79) Guggenheim, S. F., et.al., A time integrating environmental radon daughter. Health Phys. Vol. 36, 1979, pp 452-455.
- (Gw 82) Gwiazdowski, B., et.al., Assessment of indoor exposure from gamma emitters and radon-222 in Poland. p. 557-561 in: Natural Radiation Protection Environment (K. Vohra et.al., eds.), Wiley Eastern Limited, 1982.
- (Ha 78) Hassib, G. M., et.al., A low background electrochemical track etch detector as a passive dosimeter for radon/daughters. NEA Specialist Meeting Radon Monitoring, Paris 20-22 Nov. 1978.
- (He 78) Herrmann, D., et.al., Methods of measuring radon and radon daughter products in underground and in free atmosphere air. Advances in Radiation Protection Monitors, Stockholm, 25-30 June 1978.
- (Hu 78) Huber, J., et.al., Comparison of different radon-daughter monitors. NEA Specialist Meeting Radon Monitoring, Paris 20-22 Nov. 1978.
- (Ho 84) Hogeweg, B., et.al., Radiation aspects of indoor environments and related radioecological problems: a study of the situation in the Netherlands. Radiat. Prot. Dosim. 7, 1984, pp 327-331.
- (IC 77) International Commission on Radiological Protection, Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. ICRP Publication 26, Pergamon Press, Oxford 1977.
- (IC 81) International Commission on Radiological Protection, Limits for Inhalation of Radon Daughters by workers. ICRP Publication 32, Pergamon Press, Oxford 1981.
- (IC 84) International Commission on Radiological Protection, Principles for Limiting Exposure of the Public to Natural Sources of Radiation. ICRP Publication 39, Pergamon Press, Oxford 1984.

- (Ke 82) Keller, G., et.al., Activity concentrations of  $^{222}\text{Rn}$ ,  $^{220}\text{Rn}$  and their decay products in German dwellings, dose calculations and estimate of risk. *Radiat. Environm. Biophys.* 20, 1982, pp 263-274.
- (Ke 84) Keller, G., et.al.,  $^{222}\text{Rn}$  Concentrations and decay product equilibrium in dwellings and in the open air. *Health Phys.* (in press), 1984.
- (ko 84) Kolb, W. A., et.al., Enhanced radioactivity due to natural oil and gas production. p. 93-96 in: *Radiation-Risk-Protection* (A. Kaul, R. Neider, J. Pensko, E.-E. Stieve, H. Brunner, eds.). Fachverband für Strahlenschutz, Jülich, 1984.
- (Kü 79) Künzel, H., Repräsentativumfrage über die Heiz- und Lüftungsverhältnisse in Wohnungen. *Gesundheitsingenieur* 100, 979, S. 261-265.
- (Le 84) Letourneau, E. G., et.al., Design and interpretation of large surveys for indoor exposures to radon daughters. *Radiat. Prot. Dosim.* 7, 1984, pp 303-308.
- (Li 84) Lindell, B., A radon control programme in theory and practice. *Rad. Prot. Dosim.* 7, 1984, pp 417-425.
- (Ma 80) Massera, G. E., et.al., A passive monitor for radon using electrochemical track etch detector. 5th International Congress of IRPA, Jerusalem, 9.14 March 1980.
- (Mä 80) Mäkeläinen, I., Preliminary survey of radon in Finnish dwellings. Presented at the Nordic Society for Radiation Protection Meeting. *Radiation in our Environment*, Galo, Norwegen, 1980.
- (Mc 79) McCurdy, D. E., et.al., TLD-Dosimetry for personal monitoring of uranium miners. *Health Physics* Vol. 17, 1979, pp 415-422.
- (Mc 80) McGregor, R. C., et.al., Background concentrations of radon and radon daughters in Canadian homes. *Health Phys.* 39, 1980, pp 285-289.
- (Mi 83) Miles, J., et.al., Results of a quality assurance exercise for radon and radon decay products of the European Communities - EUR - 8629 EN, 1983.
- (Nc 84) National Council on Radiation Protection and Measurements Exposures from the Uranium Series with Emphasis on Radon and its Daughters. NCRP Report No. 77, Bethesda, Maryland, 1984.
- (NR 83) O'Riordon, M. C., et.al., Human exposure to radon decay products inside dwellings in the United Kingdom. Report NRPB-R152, National Radiological Protection Board, Bilton, England 1983.
- (OE 82) OECD/NEA, Dosimetry aspects of exposure to radon and thoron daughter products. Report by a Group of Experts of the OECD/NEA, Paris 1982.
- (Ph 78) Phillips, C. R., et.al., Laboratory and uranium mine evaluation of the CEA track etch personal alpha dosimeter. NEA Specialist Meeting Radon Monitoring, Paris 20-22 Nov. 1978.
- (Pf 84) Pfister, H., et.al., Population exposure due to natural radiation in an urban district of the Federal Republic of Germany. *Radiat. Prot. Dosim.* 7, 1984, pp 279-282.
- (Ra 40) Rajewski, B., et.al., Bericht über die Schneeberger Untersuchungen. *Krebsforsch.* 49, 1940, S. 312.
- (Re 80) Regulla, D., et.al., Radon daughter monitoring with thermoluminescent detectors. *Nucl. Instr. and Meth.* 175, 1980, pp 233-235.

- (Sa 74) Sayed, A. M., et.al., Study of the latent fading of NTA film and track etching detectors at various temperatures and humidities. KfK Bericht Nr. 2032, 1974.
- (Sa 84) Sachs, L., Angewandte Statistik, Springer Verlag, Berlin 1984.
- (Sc 82) Schmitz, J., et.al., Emission von Radionukliden aus Halden des alten Silber-Kobalt-Erzbergbaus von Wittichen. Glückauf-Forschungshefte: Vol. 43, Heft 4, 1982.
- (Sc 83) Schmitz, J., et.al., Mine Dumps as a Source for Radon Impact on Buildings. Rad. Prot. Dos. Vol. 7, 1983, pp 63-68.
- (Sc 84) Sciocchetti, G., et.al., Indoor measurements of natural radioactivity in Italy. Radiat. Prot. Dosim. 7, 1984, pp 347-351.
- (Sc 85) Schmitz, J., et.al., Radioökologische Untersuchungen im Raum Mähning/Poppenreuth (Opf.), KfK-Bericht 3940/B, 1985.
- (SSI 84) Statens Stralskyddsinstitut, Radon in housing. Document No. a84-10. National Institute of Radiation Protection, Stockholm 1984.
- (St 79a) Statistisches Bundesamt, Statistisches Jahrbuch 1979 für die Bundesrepublik Deutschland, Verlag W. Kohlhammer, Stuttgart-Mainz 1979.
- (St 79b) Strandén, E., et.al., A study on radon in dwellings. Health Phys. 36, 1979, pp 413-421.
- (St 82) Steinhäusler, F., Long-term investigations in Austria of environmental natural sources of ionizing radiation and their impact on man. Ber. Nat. Med. Ver. Salzburg (Band 6), 1982, pp 7-50.
- (Sw 80a) Swedjemark, G. A., Radon in dwellings in Sweden. p. 1237-1259 in: Natural Radiation Environment III (T.F. Gesell, W.M. Lowder, eds.), CONF-780422, Technical Information Service, Springfield, Virginia, 1980.
- (Sw 80b) Swedjemark, G. A., The ground as source for radon in houses. Report SSI: 1980-10. Swedish National Institute of Radiation Protection, Stockholm 1980.
- (Sw 83) Swedjemark, G. A., The equilibrium factor F. Health Physics 45, 1983, pp 453-462.
- (Sw 84) Swedjemark, G.A., Mjönes, L. Radon and radon daughter concentrations in Swedish homes. Radiat. Prot. Dosim. 7, pp 341-345.
- (To 70) Tommassino, L., Electrochemical etching of damaged track detectors by H.V. pulse and sinusoidal wave form. Internal Report CNEN, Cassacia Rom, Italien, 1970.
- (To 81) Tommassino, L., Electrochemical etching, mechanisms. Nucl. Tracks Vol. 4, 1981, S. 191-196.
- (UN 82) United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. Ionizing Radiation: Sources and Biological Effects, United Nations, New York 1982.
- (Ur 81a) Urban, M., et.al., Low Level environmental radon dosimetry with a passive track etch device. Radiat. Prot. Dosim. 1, 1981, pp 97-110.
- (Ur 81b) Urban, M., et.al. A Pilot Study using a short time Filter Technique and a Time Integrating Passive Radon Monitor, Proc. 2nd Spec. Symp. on Natural Radiation Environment, Ed. Vohra K.G. et.al., Wiley Eastern Ltd New Dehli, India 1982, pp 508-534.
- (Ur 83) Urban, M., et.al., Temperature and Humidity dependent fading of neutron induced recoil and alphy-particle tracks in MAKROFOL. Proc. 12th Int. Conf. on Solid State Nuclear Track Detectors, 4-10 Sept. 1983, Acapulco Mexico. 1983, Nuclear Tracks 8, 1984, pp 175-178.

- (Ur 84) Urban, M., Dosisbestimmung durch gleichzeitiges Messen der Radon/Thoronkonzentration und der Gleichgewichtsfaktoren in Luft mit Hilfe eines passiven Dosimeters, KfK-Bericht 3726, 1984.
- (Wi 79) Wicke, A., Untersuchungen zur Frage der natürlichen Radioaktivität der Luft in Wohn- und Aufenthaltsräumen. Dissertation Universität Gießen, 1979.
- (Wi 83) Wicke, A., Methoden zur Messung von Radon, Thoron und seinen kurzlebigen Zerfallsprodukten in der Luft. Vortrag 5. Fachgespräch "Überwachung der Umweltradioaktivität", 22.-24. März 1983, Kernforschungszentrum Karlsruhe,
- (Wi 84a) Wicke, A., Verwaltung der Daten zu den Erhebungsmessungen "Radon in Wohnungen und im Freien". Bericht Institut für Strahlenhygiene des Bundesgesundheitsamtes, 1984.
- (Wi 84b) Wicke, A., Exposure of the population to radon daughters - problems associated with the assessment of the annual dose. Radiat. Prot. Dosim. 7, 1984, pp 337-340.

Liste der Abbildungen

- Abb. 1.1: Die natürlichen Zerfallsreihen
- Abb. 1.2: Quellen für Radon in Häusern
- Abb. 1.3: Physikalisches Verhalten von Radon und seinen kurzlebigen Zerfallsprodukten in Luft (Po 84)
- Abb. 1.4: Einfluß von Zigarettenrauch auf den Gleichgewichtsfaktor
- Abb. 2.1:  $\alpha$ -Wirkungsgrade verschiedener Detektorbereiche
- Abb. 2.2: Aufbau des Meßgerätes
- Abb. 2.3: Typischer Aktivitätsverlauf eines Filters
- Abb. 3.1: Form geätzter Kernspuren nach verschiedenen Ätzzeiten
- Abb. 3.2: Schnitt durch Ätzplatte
- Abb. 3.3: Schnitt durch Ätzpaket
- Abb. 3.4: Ätzpaket im Rahmen
- Abb. 3.5: Zeitlicher Verlauf der bei der elektrochemischen Ätzung wichtigen Parameter: Spannung, Strom, Frequenz und Temperatur während des Ätzvorgangs
- Abb. 3.6: Radondiffusionskammer bestehend aus Kammer, Filterhalterung, Deckel, Filter und Detektor
- Abb. 3.7: Querschnitt der Karlsruher Radondiffusionskammer
- Abb. 3.8: Relative Empfindlichkeit von LR 115, CR 39 und MARKROFOL für verschiedene  $\alpha$ -Energien
- Abb. 3.9: Originalbildkopie von  $\alpha$ -Kernspuren in MAKROFOL bei 20facher Vergrößerung
- Abb. 3.10: Vergleich von manuell gezählten und automatisch gemessenen Kernspuren in elektrochemisch geätzten Makrofoldetektoren (automatisches Zellkolonieauszählgerät)
- Abb. 3.11: Inhomogene Verteilung der Flächendichte der Kernspuren über den Detektor, ermittelt durch Auswerten von 8 mm<sup>2</sup> großen Teilflächen entlang des Foliendurchmessers
- Abb. 3.12: Kalibrierung des Radondosimeters
- Abb. 3.13: Relative Standardabweichung für MAKROFOL, LR 115 und CR 39 Kernspurdetektoren in Abhängigkeit von Radonexposition im Vergleich zum statistischen Zählfehler

- Abb. 3.14: Berechnete relative Standardabweichung für Makrofolkkernspurdetektoren als Funktion der Radonexposition im Vergleich mit gemessenen Werten
- Abb. 3.15: Fading von  $\alpha$ -Teilchenspuren im elektrochemisch geätzten Makrofoldetektor für verschiedene relative Feuchtigkeiten bei einer Temperatur von 50 °C
- Abb. 4.1: Häufigkeitsverteilung der potentiellen  $\alpha$ -Energiekonzentration von Radon (a) und Thoron (b), gemessen mit einer aktiven Filtertechnik und einer passiven Diffusionskammer in Wohnhäusern und im Freien
- Abb. 4.2: Häufigkeitsverteilung der Verhältnisse gemessener potentieller  $\alpha$ -Energien von Radon- und Thoronzerfallsprodukten
- Abb. 5.1: Organisation der Erhebungsmessungen
- Abb. 6.1: Prozentsatz erfaßter Wohnungen, aufgeschlüsselt nach dem Hauptbaumaterial von Wand, Decke und Fußboden
- Abb. 6.2: Häufigkeitsverteilung der Radonwohnungsmittelwerte
- Abb. 6.3: Summenhäufigkeit der Radonwohnungsmittelwerte
- Abb. 6.4: Radonmedianwerte in Häusern nach verschiedenen Bundesländern, Frankfurt und München ( $\text{Bq}/\text{m}^3$ ). Die Angaben für Bayern und Hessen schließen die Messungen in München bzw. Frankfurt ein.
- Abb. 6.5: Radonmedianwerte in Häusern nach Regierungsbezirken in  $\text{Bq}/\text{m}^3$  (Anzahl erfaßter Wohnungen)
- Abb. 6.6: Verteilung der Meßorte über das gesamte Bundesgebiet sowie über einzelne Gemeinden gemittelte Radonkonzentration in Wohnhäusern
- Abb. 6.7: Radonmedianwert klassifiziert nach dem Haustyp  $\text{Bq}/\text{m}^3$
- Abb. 6.8: Radonmedianwert klassifiziert nach der Bauweise, in  $\text{Bq}/\text{m}^3$
- Abb. 6.9: Radonmedianwert klassifiziert nach Art der Unterkellerung, in  $\text{Bq}/\text{m}^3$
- Abb. 6.10: Radonmedianwerte in verschiedenen Stockwerken, in  $\text{Bq}/\text{m}^3$ . Grundlage bilden die zeitlichen Etagenmittelwerte aller Einzelmessungen
- Abb. 6.11: Radonmedianwerte in verschiedenen Räumen, auf der Grundlage von zeitlichen Raummittelwerten der jeweiligen Einzelmessungen ( $\text{Bq}/\text{m}^3$ )

- Abb. 6.12: Unterschiede zwischen verschiedenen Altersgruppen in  $\text{Bq/m}^3$
- Abb. 6.13: Einfluß unterschiedlicher Wandmaterialien auf die Radonkonzentration in Innenräumen
- Abb. 6.14: Jahreszeitlicher Gang der Radonkonzentration/relativer Verlauf
- Abb. 6.15: Verteilung der Meßorte sowie die gemessene Radonkonzentration von Fachwerkhäusern
- Abb. 6.16: Einfluß der Unterkellerung auf die Radonkonzentration in Fachwerkhäusern unterschiedlichen Alters
- Abb. 6.17: Einfluß unterschiedlicher Arten von Fenstern auf die Radonkonzentration in Fachwerkhäusern unterschiedlichen Alters
- Abb. 6.18: Unterschiede in der Radonkonzentration bei Fachwerkhäusern mit isolierverglasten Fenstern und unterschiedlicher Unterkellerung
- Abb. 6.19: Meßpunkte im Landkreis Freudenstadt
- Abb. 6.20: Zeitlicher Verlauf der Radonkonzentration in typischem Wohnhaus, Wetterdaten der Klimastation Freudenstadt
- Abb. 6.21: Zeitliche Änderung der mittleren Radonkonzentration innerhalb und außerhalb eines Hauses in Wittichen
- Abb. 6.22: Relative Änderung der Radonkonzentration mit der Niederschlagsmenge
- Abb. 6.23: Beispiel für den relativen Verlauf der Radonkonzentration im Freien in Abhängigkeit von der Höhe über dem Erdboden
- Abb. 6.24: Radon im Freien, Medianwerte in  $\text{Bq/m}^3$ , nach Regierungsbezirken
- Abb. 6.25: Radonkonzentration im Freien in Schleswig-Holstein: Klimastationen des Deutschen Wetterdienstes
- Abb. 6.26: Radonkonzentration im Freien in Hessen: Klimastationen des Deutschen Wetterdienstes
- Abb. 6.27: Radonkonzentration im Freien in Baden-Württemberg: Klimastationen des Deutschen Wetterdienstes
- Abb. 6.28: Radonkonzentration im Freien in Baden-Württemberg, Südschwarzwald: Klimastationen des Deutschen Wetterdienstes

- Abb. 6.29: Über 2 bzw. 12 Monate gemittelte Radonkonzentration im Freien in Abhängigkeit vom Radiumgehalt im Boden
- Abb. 7.1: Häufigkeitsverteilung über 3 bis 6 Monate integrierter Gleichgewichtsfaktoren in Wohnhäusern
- Abb. 8.1: Summenhäufigkeit für die Radonkonzentrationen in Häusern - Verteilung über  $100 \text{ Bq/m}^3$
- Abb. 8.2: Korrelationsanalyse vom Gammadosisleistung und Radonkonzentration auf der Ebene der Regierungsbezirke

Liste der Tabellen

- Tab. 2.1:  $\alpha$ -Wirkungsgrade der Radon- und Thoronfolgeprodukte
- Tab. 3.1: Integrierende Dosimeter für Radon und Zerfallsprodukte (aktive Verfahren)
- Tab. 3.2: Integrierende Dosimeter für Radon und Zerfallsprodukte (passive Verfahren)
- Tab. 3.3: Unterschiede in der Spurendichte von Diffusionskammer und offener Kammer bei gleichzeitiger Exposition in einem Wohnraum über 3 Monate
- Tab. 3.4: Angewandte Ätztechnik
- Tab. 3.5: Gemessene Oberflächenätzgeschwindigkeit  $v$  von MAKROFOL bei verschiedenen Temperaturen und Lösungsmittelmischungsverhältnissen
- Tab. 3.6: Eigenschaften von Kernspurdetektoren für die Messung von Radon in der Karlsruher Diffusionskammer
- Tab. 4.1: Zuordnung der Meßwerte zum jeweiligen Baumaterial der Wände
- Tab. 5.1: Bestand, Zahl der zu messenden und Zahl der tatsächlich gemessenen Wohnungen in der Bundesrepublik Deutschland nach Bundesländern
- Tab. 5.2: Liste der an dem Erhebungsmessungsprogramm beteiligten Institutionen
- Tab. 6.1: Anteil der in dem angegebenen Monat jeweils begonnenen Messungen
- Tab. 6.2: Fragtile für die Summenhäufigkeit der Wohnungsmittelwerte
- Tab. 6.3: Unterschiede zwischen den Bundesländern (95 % Signifikanzniveau)
- Tab. 6.4: Statistische Unterschiede zwischen verschiedenen Baumaterialien am Beispiel der Wandbaustoffe (95 % Signifikanzniveau)
- Tab. 6.5: Zeitlicher Verlauf der Radonkonzentration in einigen Wohnhäusern und im Freien im Landkreis Freudenstadt
- Tab. 6.6: Radonkonzentration in einem Wohnhaus mit "Dopfersteinen" als Baumaterial

- Tab. 6.7:  $^{226}\text{Ra}$  Probenahmepunkte, Klimastationen des Deutschen Wetterdienstes
- Tab. 6.8:  $^{226}\text{Ra}$  Probenahmepunkte, Wohnhäuser
- Tab. 7.1: Gleichgewichtsfaktoren für Radonzerfallsprodukte in Wohnungen (Ausland)
- Tab. 7.2: Mittlere jährliche Exposition der Bevölkerung durch Radonzerfallsprodukte in Wohnhäusern - Dosiswerte und deren Schwankungsbreite
- Tab. 7.3: Lungenkrebsrisiko
- Tab. 8.1: Vergleich der Erhebungsmessungen mit Ergebnissen aus dem Ausland (Wohnhäuser)
- Tab. 8.2: Vorgeschlagene oder existierende Grenz- oder Richtwerte: Konzentration der Zerfallsprodukte ( $C_e$ )
- Tab. 8.3: Gegenüberstellung der Radonwerte und der Gammadosisleistung in Häusern: Länder- bzw. Regierungsbezirksmittelwerte

Anhang A1: Begriffe, Definitionen, ZerfallsreihenPotentielle Alphaenergie-Konzentration

Tab. A1.1 enthält die Halbwertszeiten, Zerfallskonstanten und die jeweiligen Alphaenergien für Rn-222 und seine kurzlebigen Zerfallsprodukte.

Tab. A.1.1: Zerfallsdaten von Rn-222 und Zerfallsprodukte

Radionuklid	Halbwertszeit	Zerfallskonstante (s <sup>-1</sup> )	Alphaenergie (MeV)
Rn-222 (Rn)	3,8 d	2,1 · 10 <sup>-6</sup>	5,49
Po-218 (RaA)	3,05 min	3,79 · 10 <sup>-3</sup>	6,00
Pb-214 (RaB)	26,8 min	0,43 · 10 <sup>-3</sup>	-
Bi-214 (RaC)	19,7 min	0,57 · 10 <sup>-3</sup>	-
Po-214 (RaC')	164 µs	4,17 · 10 <sup>-3</sup>	7,69

Die potentielle Alphaenergie ( $\epsilon_p$ ) eines Zerfallsproduktatoms von Rn-222 ist die gesamte Alphaenergie, die beim Zerfall dieses Atoms längs der Zerfallskette bis einschließlich Po-214 freigesetzt wird. Unter Berücksichtigung der Zerfallskonstanten (2) läßt sich die potentielle Alphaenergie auch auf Aktivität, z.B. 1 Bq, beziehen ( $\epsilon_p/\lambda$ ). Die Einzelwerte sind Tab. A.1.2 zu entnehmen.

Tab. A.1.2: Potentielle  $\alpha$ -Energien der <sup>222</sup>Rn-Zerfallsprodukte

Radionuklid	Potentielle Alphaenergie (MeV)	
	pro Atom ( $\epsilon_p$ )	pro Bq ( $\epsilon_p/\lambda$ )
Po-218 (RaA)	13,7	3 620
Pb-214 (RaB)	7,69	17 800
Bi-214 (RaC)	7,69	13 100
Po-214 (RaC')	7,69	2 · 10 <sup>-3</sup>

\* übernommen aus ICRP Publication No 32

Die potentielle Alphaenergie-Konzentration einer beliebigen Mischung von kurzlebigen Radon-Zerfallsprodukten ist die Summe der potentiellen Alphaenergie aller Zerfallsprodukte pro Volumen Luft. Ist  $C_i$  die Aktivitätskonzentration des Zerfallsprodukts  $i$  in Luft, erhält man die potentielle Alphaenergiekonzentration  $c_p$  durch:

$$c_p = \sum_i C_{p,i} = \sum_i C_i \epsilon_{pi} / \lambda_i \quad (\text{A1.1})$$

summiert über alle Nuklide bis  $^{214}\text{Po}$  einschließlich. Die SI-Einheit lautet:

$$1 \text{ J m}^{-3} = 6,242 \cdot 10^{12} \text{ MeV m}^{-3}$$

Häufig wird die Einheit WL ("Working Level") verwendet:

$$1 \text{ WL} = 1,3 \cdot 10^8 \text{ MeV m}^{-3} \quad (\text{A1.2})$$

1 WL der potentiellen Alphaenergie-Konzentration von kurzlebigen Zerfallsprodukten entspricht im radioaktiven Gleichgewicht mit  $^{222}\text{Rn}$  einer Radonkonzentration von  $3\,700 \text{ Bq m}^{-3}$ .

Die Konversionsfaktoren zwischen Aktivitätskonzentration (in  $\text{Bq m}^{-3}$ ) und potentieller Alphaenergie-Konzentration sind in Tab. A1.3 zusammengestellt.

Tab. A1.3: Potentielle  $\alpha$ -Energie-Konzentration pro  $\text{Bq m}^{-3}$

Radionuklid	$\text{MeV m}^{-3}$	$10^{10} \text{ J m}^{-3}$	$10^{-6} \text{ WL}$
Po-218 (RaA)	3 620	5,79	27,8
Pb-214 (RaB)	17 800	28,6	137
Bi-214 (RaC)	13 100	21,0	101
Po-214 (RaC')	$1 \cdot 10^{-3}$	$3 \cdot 10^{-6}$	$1,6 \cdot 10^{-5}$

### Äquivalente Gleichgewichtskonzentration ( $C_e$ ) und Gleichgewichtsfaktor (F)

Die äquivalente Gleichgewichtskonzentration ( $C_e^*$ ) einer Mischung von kurzlebigen Zerfallsprodukten, die nicht im radioaktiven Gleichgewicht mit Radon stehen, ist die Radonkonzentration im Gleichgewicht mit den kurzlebigen Zerfallsprodukten, die die gleiche potentielle Alphaenergie-Konzentration hat wie die Mischung der kurzlebigen Zerfallsprodukte. Nach Tab. A1.3 erhält man:

$$\begin{aligned} C_e &= 2,85 \cdot 10^{-5} C_p \text{ (MeV m}^{-3}\text{)} \\ &= 1,78 \cdot 10^8 C_p \text{ (J m}^{-3}\text{)} \\ &= 3\,700 C_p \text{ (WL)} \end{aligned}$$

In Verbindung mit Gl. (A1) ergibt sich:

$$\begin{aligned} C_e \text{ (Bq/m}^3\text{)} &= 2,85 \cdot 10^{-5} \sum_i C_i \cdot \epsilon_{pi} / \lambda_i \text{ (A1.4)} \\ &= 0,105 C_1 + 0,516 C_2 + 0,379 C_3, \end{aligned}$$

dabei sind  $C_1$ ,  $C_2$  und  $C_3$  die Aktivitätskonzentrationen von Po-218, Pb-214 und Po-214 (in Bq/m<sup>3</sup>).

Der Gleichgewichtsfaktor F hinsichtlich der potentiellen  $\alpha$ -Energie ist definiert als das Verhältnis von äquivalenter Gleichgewichtskonzentration  $C_e$  zur tatsächlichen Radonkonzentration  $C_{Rn}$  in der Luft:

$$F = \frac{C_e}{C_{Rn}} \quad (\text{A1.5})$$

---

\* in der Fachliteratur auch EEC, EER oder EC, "equilibrium equivalent concentration"

Exposition (E)

Die "Aktivitäts-Exposition" (E) einer Person ist das Zeitintegral über die Aktivitätskonzentration, der der einzelne während einer bestimmten Zeitperiode ausgesetzt ist. Die Einheit ist z.B.

$$\text{Bq} \cdot \text{h} \cdot \text{m}^{-3}$$

Die Exposition bezüglich der potentiellen  $\alpha$ -Energie-Konzentration ( $E_p$ ) ist entsprechend das Zeitintegral über die potentielle  $\alpha$ -Energie-Konzentration einer Zerfallsprodukt-Mischung.

$E_p$  kann in folgenden Einheiten ausgedrückt werden:

$$1 \text{ J h m}^{-3} = 6,24 \cdot 10^{12} \text{ MeV h m}^{-3} = 4,8 \cdot 10^4 \text{ WL h} \quad (\text{A1.6})$$

Bei Bergarbeitern wird die Exposition oft in der Einheit WLM (Working Level Month) ausgedrückt. 1 WLM entspricht einer Exposition von 1 WL während einer Referenz-Arbeitszeit von 1 Monat (2 000 h pro Jahr/12 Monate 170 h).

$$1 \text{ WLM} = 1 \text{ WL} \cdot 170 \text{ h} = 2,2 \cdot 10^{10} \text{ MeV h m}^{-3} = 3,5 \cdot 10^{-3} \text{ J h m}^{-3}$$

Da 1 WL einer äquivalenten Gleichgewichtskonzentration ( $C_e$ ) von 3 700  $\text{Bq m}^{-3}$  entspricht, ist die Exposition von 1 WLM mit einer Exposition von  $6,3 \cdot 10^5 \text{ Bq h m}^{-3}$  gleichzusetzen.

## A2 Anhang Filtermeßverfahren

### A2.1 Wirkungsgradbestimmung des Detektors

#### A2.1.1 Wirkungsgrad von $^{214}\text{Po}$

Der Wirkungsgrad bei 7,68 MeV  $\alpha$ -Strahlung wurde unter der Annahme eines Gleichgewichtszustandes von  $^{214}\text{Bi}$  und  $^{214}\text{Po}$  durch gleichzeitiges Auswerten der  $\alpha$ -Impulse von  $^{214}\text{Po}$  und der 609 keV- $\gamma$ -Linie des  $^{214}\text{Bi}$  ermittelt:

$$\eta_{^{214}\text{Po}} = 0,3788 \pm 1,6 \% \text{ (relativer } 1\sigma\text{-Fehler)}$$

#### A2.1.2 Berechnen der Wirkungsgrade bei anderen $\alpha$ -Energien

Der Detektorwirkungsgrad ist

$$n = G \cdot f_s \cdot E$$

G : Geometriefaktor

$f_s$  : Selbstabsorptionskoeffizient der Probe

E : Ansprechwahrscheinlichkeit des Zählers, darf  $E = 1$  angenommen werden

Es sollen nun Selbstabsorption und Geometriefaktor zu einem neuen "Geometriefaktor"  $G^*$  mit

$$G^* = G \cdot f_s \cdot E$$

zusammengefaßt werden.

Bestimmen des Geometriefaktors  $G^*$

Mit der Reichweite für  $\alpha$ -Strahlung  $R_\alpha$  in Abhängigkeit von deren Energie E

$$R = 0,381 \left( \frac{E}{\text{MeV}} \right)^{3/2} \text{ in mg/cm}^2$$

sowie den Flächengewichten bzw. der Dicke bei senkrechtem Durchtritt der  $\alpha$ -Strahlung von

$$\begin{aligned} &0,9 \text{ mg/cm}^2 \text{ Detektorfolie} \\ &1,29 \text{ mg/cm}^2 \text{ Luft} \end{aligned}$$

erhält man für die Reichweite

$$R = \frac{1}{\cos w} \left( 1,29 \frac{\text{mg}}{\text{cm}^2} \frac{X}{\text{cm}} + 0,9 \frac{\text{mg}}{\text{cm}^2} \right) = 0,381 \left( \frac{E}{\text{MeV}} \right)^{3/2}$$

Für den Anteil am Raumwinkel, der durch die begrenzte Reichweite der  $\alpha$ -Strahlung vom Detektor erfaßt wird, erhält man

$$G = \frac{\Omega}{4\pi} = \frac{1}{2} (1 - \cos w)$$

und mit (A.2.2)

$$G = \frac{1}{2} \left\{ 1 - \frac{1,29 \frac{X}{\text{cm}} + 0,9}{0,381 \left( \frac{E}{\text{MeV}} \right)^{3/2}} \right\}$$

X : Abstand Strahler - Detektorfenster

Der Abstand zwischen Strahler und Detektorfolie läßt sich nicht bestimmen, kann aber durch bereits bekannten Wirkungsgrad  $\eta_{\text{RaC}} = \eta_4$  und bekannte Energie E eliminiert werden.

Man erhält dann

$$\eta_i = \frac{1}{2} \left\{ 1 - (1 - 2 \eta_4) \left( \frac{E_4}{E_i} \right)^{3/2} \right\}$$

für die Wirkungsgrade.

### A2.1.3 Auswirkung des Wirkungsgradfehlers bei 7,68 MeV auf die Wirkungsgrade anderer $\alpha$ -Energien

Mit (A.2.5)

$$\eta_i = \frac{1}{2} \left\{ 1 - (1 - 2 \eta_4) \left( \frac{E_4}{E_i} \right)^{3/2} \right\} \quad \text{erhält man}$$

$$\frac{d\eta_i}{d\eta_4} = \left(\frac{E_4}{E_i}\right)^{3/2} \quad \text{für kleine Abweichungen}$$

$$\Delta\eta_i = \left(\frac{E_4}{E_i}\right)^{3/2} \Delta\eta_4$$

$$\Delta\eta_i = \left(\frac{E_4}{E_i}\right)^{3/2} \frac{\eta_4}{\eta_4} \frac{\Delta\eta_4}{\eta_4}$$

Setzt man  $\eta_i$  aus (A.2.5) ein, erhält man

$$\frac{\Delta\eta_i}{\eta_i} = \frac{\left(\frac{E_4}{E_i}\right)^{3/2} \cdot \frac{\Delta\eta_4}{\eta_4}}{1 - \left(\frac{E_4}{E_i}\right)^{3/2} + \eta_4 \left(\frac{E_4}{E_i}\right)^{3/2}} = \frac{\frac{\Delta\eta_4}{\eta_4}}{1 + \frac{1 - \left(\frac{E_4}{E_i}\right)^{3/2}}{\eta_4 \left(\frac{E_4}{E_i}\right)^{3/2}}} = \frac{1}{1 - \frac{\left(\frac{E_i}{E_4}\right)^{3/2}}{\eta_4}} \frac{\Delta\eta_4}{\eta_4}$$

Hier sei  $\frac{\Delta\eta_i}{\eta_i}$  die bezogene Varianz  $\frac{\sigma\eta_i}{\eta_i}$

$$\frac{\sigma\eta_i}{\eta_i} = \frac{1}{1 - \frac{\left(\frac{E_i}{E_4}\right)^{3/2}}{\eta_4}} \frac{\sigma\eta_4}{\eta_4} \quad (\text{A.2.6})$$

Mit  $\frac{\sigma\eta_i}{\eta_i} = A \frac{\sigma\eta_4}{\eta_4}$  erhält man folgende Streuungen der Einzelwirkungsgrade:

Tab. A.2.1 Bezogene  $1 \sigma$  - Streuung für Einzelwirkungsgrade

Folgeprodukt	pot. Energie in MeV	A	$\frac{\sigma_i}{\eta_i}$ in %
$^{214}\text{Po}$	7,687	1	1,6
$^{218}\text{Po}$	6,003	5,503	8,8
$^{212}\text{Bi}$	6,05	4,835	7,73
	6,09		
$^{212}\text{Po}$	8,784	0,631	1,01

#### A2.1.4 Wirkungsgradfehler der Teilchendichten

Bei Sammelende sind folgende Teilchenzahlen auf dem Filter

$$\begin{array}{ll}
 N_1 = H_{11} & n_1 \\
 N_2 = H_{21} + H_{22} & n_2 \\
 N_3 = H_{31} + H_{32} & n_2 + H_{33} \quad n_3 \\
 N_4 = H_{44} & n_4
 \end{array}$$

Indices:

1:  $^{218}\text{Po}$

2:  $^{214}\text{Pb}$

3:  $^{214}\text{Bi}$

4:  $^{212}\text{Pb}$

$N_i$ : Teilchenzahlen am Sammelende

Für die Teilchendichten in Luft erhält man hieraus

$$n_1 = \frac{N_1}{H_{11}} = \frac{A_1}{\lambda_1 H_{11}}$$

$$n_2 = \frac{N_2}{H_{22}} - \frac{H_{21}}{H_{22}H_{11}} = \frac{A_2}{\lambda_2 H_{22}} - \frac{H_{21}}{H_{22}H_{11}} \frac{A_1}{\lambda_1}$$

$$n_3 = \frac{N_3}{H_{33}} - \frac{H_{32}N_2}{H_{33}H_{22}} - \left( \frac{H_{31}}{H_{33}} - \frac{H_{21}H_{32}}{H_{22}H_{33}} \right) \frac{N_1}{H_{11}} = \frac{A_{33}}{\lambda H_{33}} - \frac{H_{32}}{H_{33}} \frac{A_2}{H_{32} \lambda_2} (\dots) \frac{A_1}{\lambda_1 H_{11}}$$

$$n_4 = \frac{N_4}{H_{44}} = \frac{A_4}{\lambda_4 H_{44}}$$

wobei  $A_i = \lambda_i N_i$  die aus Teilchenzahlen  $N_i$  kommende Aktivität  $A_i$  bei Sammelende ist.

Die gesamte Aktivität bei Sammelende ist damit

$$A(t=0) = \sum_{i=1}^4 A_i(t) = \sum_{i=1}^4 \lambda_i N_i (=0)$$

Für eine über ein infinites  $i$ -mal kleines Zeitintervall gemittelte Impulsrate erhält man unter Berücksichtigung der einzelnen Wirkungsgrade:

$$J(t=0) = \sum_{i=1}^4 \eta_i \lambda_i N_i = \sum_{i=1}^4 J_i$$

Hieraus erhält man die aus den Teilchen  $N_i$  stammende Impulsrate

$$J_i \lambda_i \eta_i N_i$$

Mit  $\lambda_i N_i A_i$  wird die Varianz  $\sigma_{\gamma i} = A_i \sigma_{\eta i}$  (da Pb einen  $\beta$ -Zerfall zeigt, ist  $n_2=0$ )

Für die Teilchendichten in Luft ergibt sich mit

$$n_1 = \frac{J_1}{\lambda_1 H_{11} \eta_1}$$

$$n_2 = - \frac{H_{21} J_1}{H_{22} H_{11} \lambda_1 \eta_1}$$

$$n_3 = \frac{J_3}{H_{33} \lambda_3 \eta_3} - \left( \frac{H_{31} H_{21} H_{32}}{H_{33} H_{22} H_{33}} \right) \frac{J_1}{\lambda_1 H_{11} \eta_1}$$

$$n_4 = \frac{J_4}{H_{44} \lambda_4 \eta_4}$$

Damit wird die Varianz der Teilchendichten

$$\begin{aligned}\sigma_{n_i}^2 &= \sum_i \left( \frac{d_{n_i}}{d_{J_i}} \right)^2 \sigma_{J_i}^2 = \sum_i \left( \frac{d_{n_i}}{d_{J_i}} \right)^2 A_i^2 \sigma_{n_i}^2 \\ &= \sum_i \left( \frac{d_{n_i}}{d_{J_i}} \right)^2 \frac{J_i^2}{n_i^2} \sigma_{n_i}^2\end{aligned}$$

Für die einzelnen Teilchendichten erhält man damit:

$$\sigma_{n_1}^2 = \frac{J_1^2}{H_{11}^2 \lambda_1^2 n_1^2} \frac{\sigma_{\eta_1}^2}{\eta_1^2}$$

und hieraus

$$\frac{\sigma_{n_1}}{n_1} = \frac{\sigma_{\eta_1}}{\eta_1} \quad \text{für } ^{218}\text{Po}$$

analog für die weiteren Teilchendichten

$$\frac{\sigma_{n_2}}{n_2} = \frac{n_1}{n_2} \frac{\sigma_{\eta_1}}{\eta_1} \quad \text{für } ^{214}\text{Pb}$$

$$\frac{\sigma_{n_3}}{n_3} = \left( \frac{\sigma_{\eta_3}}{\eta_3} \right)^2 + \frac{n_1^2}{n_3^2} \left( \frac{\sigma_{\eta_1}}{\eta_1} \right)^2 \quad \text{für } ^{214}\text{Bi}$$

$$\frac{\sigma_{n_4}}{n_4} = \frac{0,362^2 \sigma_{\eta_5}^2 + 0,638^2 \sigma_{\eta_6}^2}{(0,362 \sigma_{\eta_5} + 0,638 \sigma_{\eta_6})^2} \quad \text{für } ^{212}\text{Pb}$$

Es wird für Gesamtfehler  $2 \sigma$  verwendet.

A2.1.5 Fehler aus Bestimmung von Sammelzeit, Sammelvolumen,  
Filterwirkungsgrad

Es sei  $\zeta = \frac{V \eta_F}{\tau}$

V : durch Filter in

$\tau$  : Sammelzeit (s) gesaugtes Luftvolumen

$\eta_F$ : Filterwirkungsgrad

Für die Abweichung  $\frac{\Delta \zeta}{\zeta}$  erhält man

$$\frac{\Delta \zeta}{\zeta} = \frac{\Delta V}{V} + \frac{\Delta \eta_F}{\eta_F} - \frac{\Delta \tau}{\tau}$$

mit (A.2.8) läßt sich die Auswirkung auf Teilchendichten ermitteln zu

$$\frac{\sigma_{n_1}}{n_1} = \frac{\sigma_{\zeta}}{\zeta}$$

$$\frac{\sigma_{n_2}}{n_2} = \left\{ 1 - \frac{H_{21}}{H_{22}} \frac{n_1}{n_2} \right\} \frac{\sigma_{\zeta}}{\zeta}$$

$$\frac{\sigma_{n_3}}{n_3} = \left\{ 1 - \frac{H_{32}}{H_{33}} \frac{n_2}{n_1} - \left( \frac{H_{31}}{H_{33}} - \frac{H_{21}}{H_{22}} \frac{H_{32}}{H_{33}} \right) \frac{n_1}{n_3} \right\} \frac{\sigma_{\zeta}}{\zeta}$$

$$\frac{\sigma_{n_4}}{n_4} = \frac{\sigma_{\zeta}}{\zeta}$$

## A2.2 Schätzverfahren für Teilchendichten

### A2.2.1 Schätzalgorithmus

Es soll ein Verfahren verwendet werden, das die ungleiche Präzision der Einzelmessungen berücksichtigt. Es bietet sich dafür das Generalized Least Square-Verfahren an, welches die Teilchendichten mit minimaler Teilchendichtenvarianz ermittelt.

Mit  $\underline{J} = \underline{X} \underline{n} + \underline{e}$  erhält man

$$\hat{\underline{n}} = (\underline{X}^T \underline{V} \underline{e}^{-1} \underline{X})^{-1} \underline{X}^T \underline{V} \underline{e}^{-1} \underline{J}$$

als Schätzformel für die Teilchendichten.

Es bedeutet  $\underline{n}$ : geschätzter Teilchendichtenvektor

$\underline{X}$ : Beobachtungsmatrix

$\underline{e}$ : Gleichungsfehlervektor

$\underline{V} \underline{e}$ : Gleichungsfehlerkovarianzmatrix

$\underline{J}$ : gemessener Impulsratenvektor

Die Beobachtungsmatrix  $X$  enthält in der  $i$ -ten Zeile die Koeffizienten aller gesuchten Parameter aus der  $i$ -ten Messung, in der  $j$ -ten Spalte die Koeffizienten des  $j$ -ten Parameters aus allen Messungen.

### A2.2.2 Gleichungsfehlerkovarianzmatrix

Bei der  $m$ -ten Messung der Filteraktivität werden in der Zeit  $t_m$   $J_m$ -Impulse gezählt; die Nulleffektmessung über die Meßzeit  $t_0$  ergibt  $J_0$ -Impulse.

Beim Zählen von  $J$  Impulsen beträgt die Streuung

$$\sigma^2 = J \text{ bzw. } \sigma = \sqrt{J}$$

Die aus Filteraktivität stammende Impulsrate  $j$  erhält man aus gemessener Impulsrate  $j_m$  minus Nulleffektimpulsrate  $j_0$

$$j = j_m - j_o$$

$j$ : Nettoimpulsrate

Die Varianz der Nettoimpulsrate  $j$  erhält man mit dem Gauß'schen Fehlerfortpflanzungsgesetz /KRE 75/

$$\sigma = \left( \frac{\delta f}{\delta X_1} \right)^2 \sigma_{X_1}^2 + \dots + \left( \frac{\delta f}{\delta X_K} \right)^2 \sigma_{X_K}^2$$

$$\sigma_j = \frac{1}{t_m} \sigma_{j_m}^2 + \frac{1}{t_o} \sigma_{j_o}^2$$

Da durch Zählen verschieden hoher Impulszahlen verschiedene Präzision der Messungen vorliegt, erhält man eine unterschiedliche Varianz der Einzelmessung, d.h.

$$E \{ e_i \cdot e_K \} = \sigma_i^2 \delta_{iK}$$

$E\{ \}$ : Erwartungswert

$\delta_{iK}$ : Kroneckersymbol

wobei  $\sigma_i$  gegeben ist durch (A.3.2) und damit die Gleichungsfehlerkovarianzmatrix  $\underline{V}_e$  zu

$$V_{e_{iK}} = \sigma_{e_{iK}}^2$$

mit

$$\sigma_{e_{iK}}^2 = \sigma_i^2 \delta_{iK}$$

für das Element  $i, k$

vorausgesetzt,  $e_i, e_K$  sind statistisch unabhängig, was hier gegeben ist.

### A2.2.3 Parameterkovarianzmatrix, Schätzfehler

Als Gütemaß für das angewandte Schätzverfahren wird die Parametervarianz angesehen:

der Erwartungswert  $E \{ (\underline{\hat{n}} - \underline{n}) (\underline{\hat{n}} - \underline{n})^T \} = \underline{V}_{\hat{n}}$

stellt die Parameterkovarianz dar.

$$\underline{J} = \underline{X}\hat{n} + \underline{e}$$

$\underline{J}$ : Impulsratenvektor  
 $\underline{X}$ : Beobachtungsmatrix  
 $\hat{n}$ : Parametervektor  
 $\underline{e}$ : Gleichungsfehler

wird

$$\begin{aligned}\hat{n} &= (\underline{X}^T \underline{V}e^{-1} \underline{X})^{-1} \underline{X}^T \underline{V}e^{-1} \underline{J} \\ &= \hat{n} + (\underline{X}^T \underline{V}e^{-1} \underline{X})^{-1} \underline{X}^T \underline{V}e^{-1} \underline{e}\end{aligned}$$

und der Erwartungswert

$$E \{ (\hat{n} - n) (\hat{n} - n)^T \} = (\underline{X}^T \underline{V}e^{-1} \underline{X})^{-1} \underline{X}^T \underline{V}e^{-1} E \{ \underline{e} \underline{e}^T \} \underline{V}e^{-1} \underline{X} (\underline{X}^T \underline{V}e^{-1} \underline{X})^{-1};$$

mit  $E \{ \underline{e} \underline{e}^T \} = \underline{V}e$  erhält man

$$\underline{V}_n = (\underline{X}^T \underline{V}e^{-1} \underline{X})^{-1}$$

Die Parameterkovarianzmatrix hat folgendes Aussehen:

$$V_{n_i, j} = E \{ (\hat{n}_i - n_i) (\hat{n}_j - n_j) \} = s_{ij}^2$$

Die Hauptdiagonale enthält also die Parametervarianzen, die Nebendiagonalen die Parameterkovarianzen.

Die Varianzen  $\sigma_{n_i}$  der Teilchendichten sind also

$$V_{n_{ij}} \delta_{ij} = \sigma_{n_i}^2$$

$\sigma_{n_i}$ : Varianzen der Teilchendichten

$\delta_{ij}$ : Kronecker-Symbol

Schätzfehler für Teilchendichte  $n_i$ :

in Teilchen pro  $m^3$

$\sigma_{n_i}$

in Prozent

$$\frac{\sigma_{n_i}}{n_i}$$

Es wird zur Ermittlung des Gesamtfehlers  $2\sigma$  eingesetzt.

#### A2.2.4 Nachweisgrenzen

Nimmt man an, daß bei  $t_i$  nur noch aus Th B folgende Aktivität vorhanden ist, läßt sich mit

$$\sigma_o = 2 \frac{j_o}{t_o}$$

die Nachweisgrenze für Th B auf dem Filter berechnen.

Man erhält damit

$$\sigma_{\text{Th B}} = \sigma_o$$

als  $2\sigma$  Nachweisgrenze für Th B auf dem Filter

$$A_{3N} = 2\sigma_{\text{Th B}}$$

Rechnet man mit dieser Nachweisgrenze und der Halbwertszeit von Th B (10,6 h) auf eine Zeit  $t$  zurück, wobei  $t$  so gewählt wird, daß der Aktivitätsanteil aus Ra A praktisch vernachlässigbar ist, so erhält man die Nachweisgrenze für Ra B, C mit der mittleren Halbwertszeit von 23,3 min.

$$2\sigma'_{\text{Th B}} = 2\sigma_{\text{Th B}} \cdot e^{-\lambda_{\text{Th B}}(t_2 - t_1)}$$

als Ra B, C Nachweisgrenze auf Filter erhält man dann

$$A_{2N} = 2\sigma_{\text{Ra B, C}} = 2\sigma'_{\text{Th B}} + \sigma_o^2$$

In analoger Weise erhält man für Ra A:

$$A_{IN} = 2 \text{ Ra A} = 2 \text{ Ra B, C} + 2 \text{ Th B}$$

mit

$$\sigma'_{\text{Ra B, C}} = \sigma_{\text{Ra B, C}} \cdot e^{-\lambda_{\text{Ra B, C}} (t_3 - t_2)}$$

$$\sigma''_{\text{Th B}} = \sigma_{\text{Th B}} \cdot e^{-\lambda_{\text{Th B}} (t_3 - t_1)}$$

Für die Berechnung der Nachweisgrenzen werden folgende Zeiten angenommen:

$$t_1 = 4 \text{ h, nur Th B, C}$$

$$t_2 = 30 \text{ min, Ra B, C und Th B, C}$$

$$t_3 = 0 \text{ (Sammelende), alle Folgeprodukte}$$

Der Sammelvorgang wurde beschrieben durch (A.2.7)

$$N(t = ) = \underline{H} \underline{n}$$

Nachweisgrenze für  $^{218}\text{Po}$

Im Gleichungssystem für Sammelvorgang (A.4.4) seien alle Teilchendichten  $n_i = 0$ , nur  $n_{218\text{Po}} \neq 0$ . Damit erhält man für die Aktivität auf dem Filter bei Sammelende:

$$A_{1N} = \lambda_1 n_1 N_1 + \lambda_3 n_3 N_3$$

und mit (A.4.3) und (A.2.7) die Nachweisgrenze für  $^{218}\text{Po}$

$$a_{1N} = \frac{\lambda_1 A_{1N}}{(\lambda_1 n_1 H_{11} + \lambda_3 n_4 H_{31})}$$

Bei der Ermittlung der Nachweisgrenze für  $^{214}\text{Pb}$ ,  $^{214}\text{Bi}$  ist folgende Annahme nötig:

das Verhältnis der Nachweisgrenze  $a_{N214Pb} : a_{N214Bi}$

verhält sich wie die spezifischen  
Aktivitäten in Luft

$$a_{214Pb} : a_{214Bi}$$

Nur so lassen sich die Einzelnachweisgrenzen aus (A.4.2) ermitteln.

Es sei 
$$A_{2N}(\tau) = \lambda_3 n_4 N_3$$

mit 
$$\frac{a_2}{a_3} = b = \frac{a_{2N}}{a_{3N}}$$
 erhält man die Nachweisgrenzen

$$a_{3N} = \frac{A_{2N}}{37 (H_{32} b \lambda_3 / \lambda_2 + H_{33}) n_4} \quad \text{für } ^{214}\text{Bi}$$

und

$$a_{2N} = b a_{3N} \quad \text{für } ^{214}\text{Pb}$$

Analog wie bei  $^{218}\text{Po}$  erhält man für  $^{212}\text{Pb}/^{212}\text{Bi}$

$$a_{5N} = \frac{A_{3N}}{37 \{ n_6 \cdot 0,362 + n_7 \cdot 0,638 \} H_{44}}$$

Die Nachweisgrenze einer Messung hängt von den jeweils gemessenen Nulleffekten ab. Diese sind nicht konstant, sondern hängen u.a. auch ab von der Radon-Konzentration der Luft, da die Detektorfolie trotz Kupferabdeckung als elektrostatischer Sammler - z.B. beim Einlegen des Filters - wirken kann.

Tab. A.2.2 Nachweisgrenzen

Nachweisgrenze	Pot. $\alpha$ -Energiekonzentration in Luft			entsprechende Gleichgewichtskonzentration mit Folgeprodukten	
	gesamt	aus Rn - 222	aus Rn - 220	Rn-222	Rn-220
	$10^{-3}$ WL	$10^{-3}$ WL	$10^{-3}$ WL	Bq $m^{-3}$	Bq $m^{-3}$
mittlere	0,5	0,07	0,43	0,3	0,01
beste erreichte	0,35	0,045	0,30	0,2	0,1

### A2.2.5 Vergleichsmessungen mit der Universität Gießen 1978/79

#### Teilnehmer

- a) Kernforschungszentrum Karlsruhe, Abteilung Strahlenschutz
- b) Universität Gießen, Institut für Biophysik

#### Ziel der Vergleichsmessungen

Es sollte ein Kalibrierungsvergleich der von den verschiedenen Gruppen benutzten unterschiedlichen Geräte durchgeführt werden. Für diesen Zweck erschienen uns mehrere sog. "Punktmessungen" mit den Geräten gleichzeitig als sinnvoll. Darüberhinaus war nur die Gießener Anlage für eine kontinuierliche Messung geeignet. Für den Vergleich der Ansprechwahrscheinlichkeiten reicht es eigentlich aus, nur die Konzentration der kurzlebigen Folgeprodukte des Radon-222 zu bestimmen, jedoch sind auch die Folgeprodukte des Thoron (Rn-220) zur Auswertung herangezogen worden.

#### Methoden und Geräte

Die von beiden Gruppen benutzten Meßanlagen sind in ihrem Betrieb und ihrer Funktion grundsätzlich unterschiedlich. Zur Bestimmung der Konzentrationen der kurzlebigen Folgeprodukte von Radon und Thoron der Raum- und Freiluft wird von der Universität Gießen die alphaspektrometrische Analyse einer Filterprobe benutzt (Duggan, M.J., D.M. Howell, 1968, J. Appl. Radiat. Isot. 19, 865-870). Bei der verkürzten Methode wird die zu untersuchende Luft 20 min lang bei einem Luftdurchsatz von 22,5 l/min auf einem Membranfilter (effektiver Durchmesser: 21,5 mm, 1,2 µm Porenweite) gesammelt (siehe auch Abb. A2.3). Die deponierte Alphaaktivität wird mit Hilfe eines Oberflächensperrschichtdetektors (300 mm<sup>2</sup> aktive Fläche) während des Sammelns und in einem Intervall von 0 bis 20 und von 20 bis 40 min nach Sammelnde mittels Vielkanalanalysator registriert (siehe Abb. A2.2). Mit der Methode der Simultangleichungen wurde unter Verwendung der Zerfälle von RaA und RaC' im ersten Intervall und von RaC' im dritten Intervall die Nuklidkonzentrationen von RaA (Po-218), RaB (Pb-214) und RaC (Bi-214) bestimmt.

Die Konzentration von ThB(Pb-212) wurde unter Annahme eines radioaktiven Gleichgewichts zwischen ThB und ThC' aus den Zerfällen von ThC' zwischen Sammelende und 49 min danach ermittelt. Die gesamte Messung benötigt damit 60 min.

Die Ansprechwahrscheinlichkeit des Systems wurde geometrisch berechnet (elliptische Integrale) und mit einem Teststrahler geprüft (Am-241). Danach beträgt die Ausbeute 17 %.

#### Durchführung der Vergleichsmessung

Im Strahlencentrum der Universität Gießen stand ein Lagerraum im 4. Stock des Hauses zur Verfügung. Die Radonkonzentration (Rn-222) wurde mit einem kontinuierlichen Verfahren verfolgt. Im Laufe des Vormittags wurden dort von beiden Gruppen nacheinander "Punkt"-Messungen durchgeführt. Am Nachmittag wurden die Messungen auf dem Dach des Hauses (Freiluft) weitergeführt. Ein zweiter Vergleich wurde in einem Wohnhaus bei Karlsruhe durchgeführt. Die Ergebnisse mit Angabe der statistischen Meßfehler sind in Tabelle 1 bis 3 zusammengestellt.

#### Diskussion der Ergebnisse

Die Meßergebnisse beider Anlagen stimmen im Bereich der Fehlergrenzen recht gut überein. Die Abweichung des Meßwertes von  $11^{00}$  (Gruppe b) von dem vergleichbaren Meßwert um  $11^{30}$  (Gruppe a) kommt durch die zeitliche Verschiebung zustande.

Wie aus den begleitenden Radonmessungen ersichtlich ist, war in der Zwischenzeit durch die Installation der zusätzlichen Geräte das Konzentrationsniveau abgesunken.

Bei den Ergebnissen der Gruppe a im Lagerraum erscheinen darüberhinaus die Werte von Bi-214 gegenüber denen der Gruppe b etwas zu niedrig ( $12^{00}$ -Wert). Hinsichtlich der Nachweisgrenze beider Meßmethoden liegen, abgesehen vom RaA bei der Gruppe a, beide Anlagen in derselben Größenordnung. Gruppe b kommt allerdings insgesamt pro Messung mit weniger Zeit aus, da diese Methode durch die Spektrometrie direkter ist.

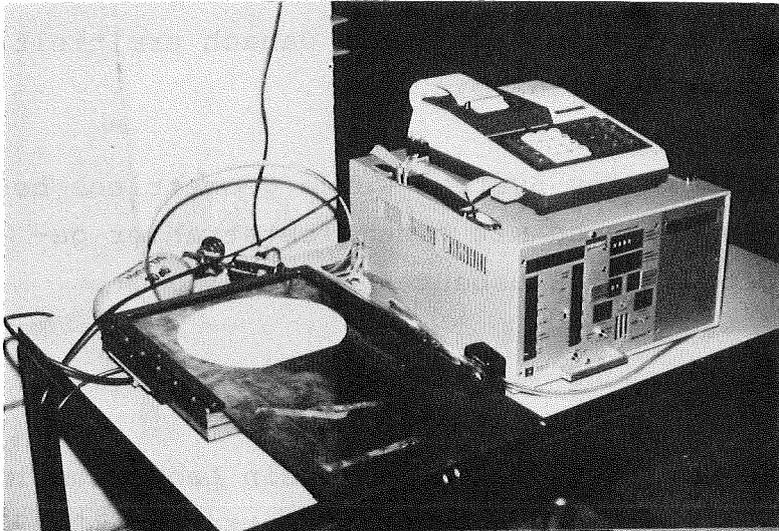


Abb. A2.1:  
Meßanlage der  
Gruppe a  
(Karlsruhe)

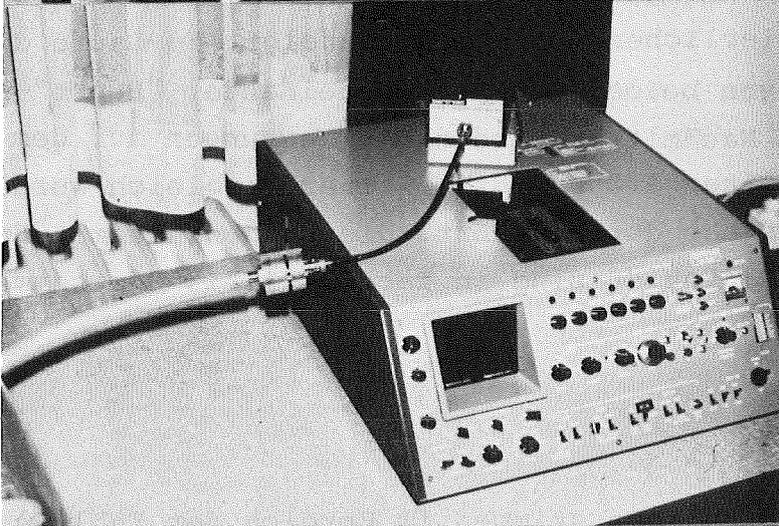


Abb. A2.2:  
Meßanlage der  
Gruppe b  
(Gießen) mit  
Bestäubungs/  
Meßkopf, Vorver-  
stärker und Viel-  
kanalanalysator

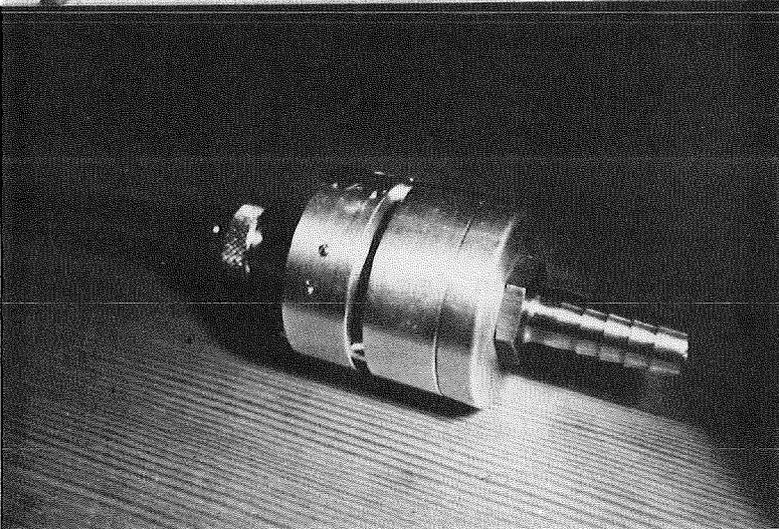


Abb. A2.3:  
Bestäubungs/  
Meßkopf der  
Anlage von  
Gruppe b

## Tabelle A2.3 Messungen Gruppe a (Karlsruhe)

Ergebnisse der Vergleichsmessung vom 27.11.1978 am Institut für Biophysik Universität Gießen, Strahlencentrum.

Filter Nr.	Zeit	spez. Aktivitätskonzentration in pCi l <sup>-1</sup>			
		Po 218	Pb 214	Bi 214	Pb 212/Bi 212
1	11.30	0,33±0,09	0,20±0,03	0,10±0,033	0,03±0,006
2	12.00	0,36±0,10	0,19±0,034	0,09±0,034	0,03±0,006
3	15.00	+) )	0,02±0,008	0,02±0,01	0,002±0,001

+) kleiner Nachweisgrenze, Fehler größer 100 %

Filter 1,2 Dachgeschoß (innen)  
3 auf dem Dach (außen)

Fehlerangabe: 2  $\sigma$  - Fehler

Nachweisgrenze in pCi l <sup>-1</sup>			
Po 218	Pb 214	Bi 214	Pb 212/Bi 212
0,025	0,008	0,010	0,001

Tabelle A2.4 Messungen Gruppe b (Gießen)

Ergebnisse der Vergleichsmessungen vom 27.11.1978

Ort	Zeit (h)	Rn	spezifische Aktivitätskonzentrationen (pCi/l)			
			RaA	RaB	RaC	ThB/C
Lagerraum 4. Etage	9.00	0,56±0,04	-	-	-	-
	10.00	0,57±0,04	0,49±0,03	0,32±0,02	0,17±0,02	0,024±0,002
	11.00	0,55±0,04	0,45±0,02	0,29±0,02	0,19±0,02	0,024±0,002
	12.00	0,40±0,03	0,35±0,02	0,18±0,01	0,14±0,01	0,016±0,001
	13.00	0,39±0,03	-	-	-	-
	14.00	-	-	-	-	-
Dach (Freiluft)	15.00	-	0,05±0,01	0,03±0,01	0,02±0,01	0,002±0,001
	16.00	0,10±0,02	0,05±0,01	0,04±0,01	0,02±0,01	0,002±0,001
	17.00	0,07±0,02	-	-	-	-

Nachweisgrenzen in pCi/l +

Rn-222	RaA	RaB	RaC	ThB/C
0,02	0,01	0,01	0,01	0,002

+gesamter Meßaufwand 1 h

Vertrauensgrenze 1  $\sigma$ , statistischer Meßfehler ca.  
30 % angenommen.

Tabelle A2.5 Ergebnisse: Vergleichsmessung in Linkenheim  
am 23.02.1979

a: Karlsruhe

b: Gießen

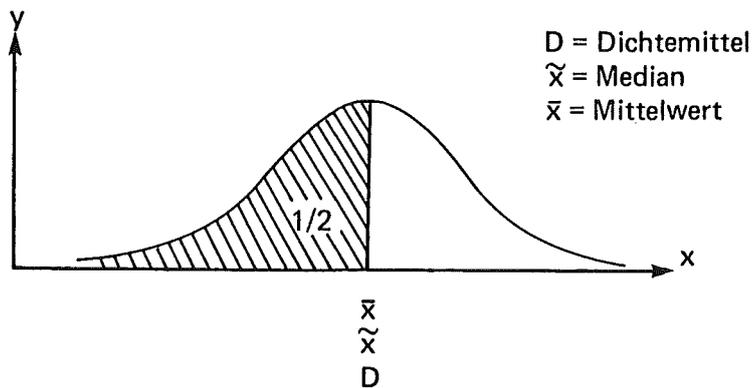
Zeit

Po-218	a	1,565±0,313	1,400±0,303	1,967±0,395	0,036±0,019	
pCi l <sup>-1</sup>	b	1,721±0,054	1,697±0,054	1,916±0,057	0,031±0,010	
Pb-214	a	1,134±0,077	1,110±0,112	1,474±0,107	0,037±0,008	
pCi l <sup>-1</sup>	b	1,031±0,048	0,941±0,046	1,042±0,048	0,017±0,007	
Bi-214	a	0,360±0,074	0,361±0,112	0,420±0,106	0,014±0,011	
pCi l <sup>-1</sup>	b	1,043±0,018	0,869±0,034	0,946±0,035	0,030±0,006	
Pb-212						
Bi-212	a	0,0196±0,0042	0,0192±0,0042	0,0333±0,0042	0,0016	0,0008
pCi l <sup>-1</sup>	b	0,018±0,002	0,017±0,002	0,014±0,002	-	-

### A 3 Logarithmische Normalverteilung

In diesem Anhang werden die wichtigsten Größen der Normalverteilung und der logarithmischen Normalverteilung gegenübergestellt\*.

Die Normalverteilung (Abb. A2.1) ist eine symmetrische Verteilung, die durch den Mittelwert und die Standardabweichung charakterisiert wird. Mittelwert, Medianwert (50 %-Wert) und Häufigkeitsmaximum (Dichtemittel) sind identisch.



$$y = \frac{1}{\sigma\sqrt{2\pi}} \exp \left[ -\frac{1}{2} \left( \frac{x-\mu}{\sigma} \right)^2 \right]$$

$$(-\infty < x < \infty)$$

Mittelwert:  
(50 % Wert)

$$\bar{x} = \frac{1}{n} \sum_i f_i x_i$$

Standard-  
abweichung

$$\sigma = \sqrt{\frac{1}{n-1} \left[ \sum_i f_i x_i^2 - \left( \sum_i f_i x_i \right)^2 \right]}$$

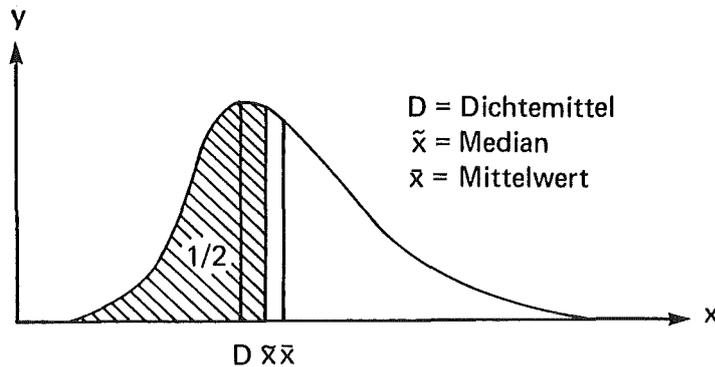
Mittelwert (≡ Medianwert ≡ Dichtemittel)

**Abb. A3.1:** Normalverteilung

---

\* Übernommen aus L.Sachs: Angewandte Statistik, 1984,  
Springer Verlag Berlin

Die logarithmische Normalverteilung ist eine schiefe Verteilung, die durch den Medianwert (50 %-Wert) und den Streufaktor charakterisiert wird. Der Streufaktor, auch als geometrische Standardabweichung bezeichnet, ist eine dimensionslose Größe und immer größer als 1. Mittelwert, Medianwert und Dichtemittel unterscheiden sich (Abb. A2.2).



$$y = \frac{1}{\sqrt{2\pi\sigma^2}} \cdot \frac{1}{x} \cdot \exp\left(-\frac{(\ln x - \mu)^2}{2\sigma^2}\right) \quad \text{für } x > 0$$

Medianwert:  
(50 % - Wert)

$$\tilde{x} = \exp\left(\frac{1}{n} \sum_i f_i \ln x_i\right)$$

Streufaktor

$$\sigma_g = \exp\sqrt{\frac{1}{n-1} \left( \sum_i f_i (\ln x_i)^2 - \left( \sum_i f_i \ln x_i \right)^2 \right)}$$

Mittelwert:

$$\bar{x} = \exp\left[ \frac{1}{n} \sum_i f_i \ln x_i + \frac{1,1513}{n-1} \left\{ \sum_i f_i (\ln x_i)^2 - \left( \sum_i f_i \ln x_i \right)^2 \right\} \right]$$

Abb. A3.2: Logarithmische Normalverteilung

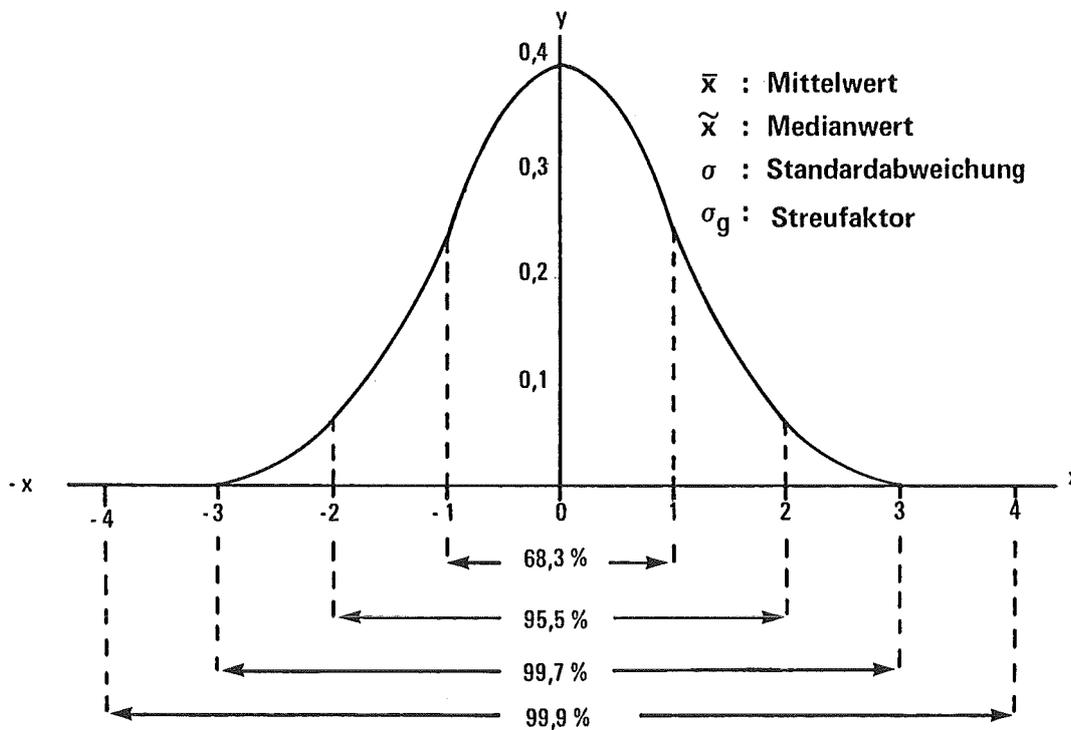
Bei der Beurteilung von Stichproben wird häufig Bezug genommen auf die Bereiche

Mittelwert  $\pm$  Standardabweichung

Mittelwert  $\pm$  2x Standardabweichung

um die zentralen 68,3 %, 95 %-Bereiche zu beschreiben. In Abb. A2.3 sind die Formeln zur Ermittlung dieser Bereiche für beide Verteilungen gegenübergestellt.

FLÄCHENANTEILE DER STANDARDNORMALVERTEILUNG



Zentrale Masse	Normalverteilung	logarithmische Normalverteilung
68,3 %	$\bar{x} - \sigma \dots \bar{x} + \sigma$	$\frac{\tilde{x}}{\sigma_g} \dots \tilde{x} \sigma_g$
95,5 %	$\bar{x} - 2\sigma \dots \bar{x} + 2\sigma$	$\frac{\tilde{x}}{\sigma_g^2} \dots \tilde{x} \sigma_g^2$
99,7 %	$\bar{x} - 3\sigma \dots \bar{x} + 3\sigma$	$\frac{\tilde{x}}{\sigma_g^3} \dots \tilde{x} \sigma_g^3$

Abb. A3.3: Vergleich wichtiger Parameter:  
Normalverteilung und logarithmische Normalverteilung

A 4 Fragebogen aus den Erhebungsmessungen

- (1) Angaben zur Wohnung
- (2) Angaben zum untersuchten Raum
- (3) Angaben zu Messungen im Freien

**Erhebungen zum Untersuchungsprogramm  
"Radon in Wohn- und Aufenthaltsräumen"  
Angaben zur Wohnung**

Bitte vollständig ausfüllen und nur sichere Angaben eintragen (  ) oder ankreuzen (  ).  
Die Handhabung und Verarbeitung der Daten erfolgt gemäß dem Bundesdatenschutzgesetz.  
Die gespeicherten Informationen werden auf Wunsch mitgeteilt.

Statistische Kennziffer der Wohnung:

1	5
<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Gruppe	lfd. Nummer

Angaben zum Ort: (            ) \_\_\_\_\_

Postleitzahl      Ortsname

Gemeinde kennziffer

6	13
<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Land	Reg.-Bez. Landkr. Ort

Angaben zum Haus:

**Art des Hauses**

<input type="radio"/> 1 Einfamilienhaus	<input type="radio"/> 2 Zweifamilienhaus	<input type="radio"/> 3 Mehrfamilienhaus	<input type="radio"/> 4 Hochhaus (> 5 Etagen)	<input type="radio"/> 0 sonst oder keine Angaben	<input type="checkbox"/> 14
---	--	--	---	--	-----------------------------

**Bauweise**

<input type="radio"/> 1 Massivhaus	<input type="radio"/> 2 Fachwerkhaus	<input type="radio"/> 3 Fertighaus (Leichtbau)	<input type="radio"/> 0 sonst oder keine Angaben	<input type="checkbox"/> 15
------------------------------------	--------------------------------------	--	--	-----------------------------

**Baujahr**

<input type="radio"/> 1 vor 1900	<input type="radio"/> 2 1901 - 1948	<input type="radio"/> 3 nach 1948	<input type="radio"/> 0 keine Angaben	<input type="checkbox"/> 16
----------------------------------	-------------------------------------	-----------------------------------	---------------------------------------	-----------------------------

**Angaben zum Keller**

<input type="radio"/> 1 vollständig unterkellert	<input type="radio"/> 2 teilweise unterkellert	<input type="radio"/> 3 ohne Keller	<input type="radio"/> 0 keine Angaben	<input type="checkbox"/> 17
--	--	-------------------------------------	---------------------------------------	-----------------------------

Sonstige Bemerkungen:

Angaben zu dem jeweils untersuchten Raum

1. Der Raum gehört zur Wohnung mit der statistischen Kennziffer:

1 5  
       
 Gruppe lfd. Nr.

2. Das aufgestellte Dosimeter trägt die Kennziffer:

6 10  
       
 Gruppe lfd. Nr.

3. Das Dosimeter wurde exponiert

11 16  
 von       bis        
 Tag Monat Jahr Tag Monat Jahr

4. Ergebnis der Messung: Radon-Exposition (pCi/l \* d) (wird nachgetragen)

23 26 27 30  
    ±      
 Meßwert Fehler (2 σ)

5. Der Raum wird genutzt als:

1 Schlafzimmer  2 Wohnzimmer, Hauptaufenthaltsraum  3 Küche  4 Kinderzimmer  5 Keller  6 im Freien (Balkon)  0 sonst  31

6. Der Raum befindet sich in folgender Etage:

1 Keller  2 Erdgeschoß  3 1. Etage  4 2. Etage  5 höher  0 keine Angabe  32

7. Heizsystem (zweifaches Ankreuzen möglich):

1 Konvektionsheizung  2 Fußbodenheizung  3 Einzelofenheizung  4 Warmluftheizung (Klimaanlage)  5 Offener Kamin  6 Nachspeicherofen  0 keine Angabe  33

8. Angaben zu den Fenstern:

Einscheibenfenster:  1 ohne Dichtung  2 mit Lippendichtung  
 Isolierverglasung:  3 ohne Dichtung  4 mit Lippendichtung  
 Doppelfenster:  5 ohne Dichtung  6 mit Lippendichtung  0 keine Angaben  35

9. Vorherrschendes Baumaterial von Wänden, Decke und Boden:

(Bitte nur jeweils eine Angabe nach unten angegebenen Schlüssel. Bei unsicheren Fakten und bei starker Mischbauweise "00" eintragen)

9.1 Wandmaterial:  36  37  38  39

9.2 Oberfläche der Wände:  38  39

9.3 Deckenmaterial:  40  41  42  43

9.4 Oberfläche der Decke:  42  43

9.5 Fußboden:  44  45  46  47

9.6 Oberfläche des Fußbodens:  46  47

Schlüssel zum Baumaterial:

keine sichere Angabe: 00	Beton: 07	Kunststoff: 15
Ziegel(auch Brennziegel): 01	Klinker,Keramik,Fliesen: 08	Metall: 16
Kalksandstein: 02	Gasbeton(Blähbeton): 09	Putz: 17
Zementgebundene Steine	Lehm(auch mit Holz): 10	Putz,Farbe: 18
-mit Bimszuschlag: 03	Holz: 11	Putz,Tapete: 19
-mit Splittzuschlag: 04	Naturstein: 12	Putz,Tapete,Farbe: 20
-mit Ziegelsplittzuschlag: 05	Gips(auch Gipskarton): 13	Gipskarton,Tapete,Farbe: 21
-mit Schlackenzuschlag: 06	Zementasbest: 14	Teppich: 22
		Farbe: 23

## A 5 Ergebnisse in Häusern: Gesamtüberblick

Klasse	Anzahl der Wohnungen	Medianwert (Bq/m <sup>3</sup> )	$\sigma_g$	Fraktile (Bq/m <sup>3</sup> )		
				95 %	99 %	Maximum
<u>Wohnungen insgesamt</u>	5 970	40	1,8	109	218	1111
<u>Aufgliederung nach:</u>						
<u>Bundesland:</u>						
Schleswig- Holstein	241	40	1,8	103	160	269
Hamburg	160	27	1,7	66	102	127
Niedersachsen	860	37	1,7	80	156	405
Bremen	41	29	1,7	72	140	140
Nordrhein- Westfalen	1360	37	1,6	84	152	588
Hessen	473	43	1,8	114	221	388
Rheinland-Pfalz	332	57	1,7	132	229	1111
Baden- Württemberg	916	42	2,0	143	344	924
Bayern	1198	46	1,9	132	280	657
Saarland	121	42	1,6	79	108	127
Berlin	268	31	1,7	72	109	244
<u>Hausart:</u>						
Einfamilienhaus	2754	43	1,8	121	230	1111
Zweifamilienhaus	1319	43	1,8	114	225	657
Mehrfamilienhaus	1580	35	1,8	84	153	782
Hochhaus	215	33	1,6	73	86	95
<u>Bauweise:</u>						
Massivhaus	5458	41	1,8	108	217	1111
Fachwerkhaus	184	50	1,8	143	235	240
Fertighaus (Leichtbau)	213	29	1,8	70	113	539
<u>Baujahr:</u>						
vor 1900	344	50	2,0	163	404	640
1901-1948	858	39	1,9	116	235	1111
nach 1948	4676	40	1,8	101	202	924
<u>Keller:</u>						
vollunterkellert	4501	38	1,7	92	157	1111
teilweise unterkellert	1081	50	2,0	171	348	657
nicht unterkellert	322	43	2,0	148	372	782

**Erhebungen zum Untersuchungsprogramm  
Radon in Wohn- und Aufenthaltsräumen  
Angaben zu Messungen im Freien**

Bitte vollständig ausfüllen und nur sichere Angaben eintragen (  ) oder ankreuzen (  ).  
Die Handhabung und Verarbeitung der Daten erfolgt gemäß dem Bundesdatenschutzgesetz.  
Die gespeicherten Informationen werden auf Wunsch mitgeteilt.

1. Statistische Kennziffer des Messplatzes bzw. der dazugehörigen Wohnung

1	5			
Gruppe		lfd. Nummer		

2. Angaben zum Ort: (            )

Postleitzahl

Ortsname

6						Gemeindekennziffer						13					
Land			Reg.-Bez.			Landkr.			Ort								

3. Das aufgestellte Dosimeter trägt die Kennziffer:

- i. Das Dosimeter wurde exponiert

von

19	24				
Tag		Monat		Jahr	

bis

14	18				
Gruppe			lfd. Nr.		
25	30				
Tag		Monat		Jahr	

- ii. Ergebnis der Messung: Radon-Exposition (pCi/l \* d) ( wird nachgetragen)

31	34	35	38
Meßwert		+	Fehler(2 0)

- iii. Sonstige Bemerkungen:

Datensatzkennung

(Fortsetzung):

Klasse	Anzahl der Wohnungen	Medianwert (Bq/m <sup>3</sup> )	$\sigma_g$	Fraktile (Bq/m <sup>3</sup> )		
				95 %	99 %	Maximum
<u>Heizungssystem:</u>						
Konvektionsheizung	4393	39	1,8	109	214	657
Fußbodenheizung	325	45	1,7	114	170	296
Einzelofenheizung	635	43	1,9	132	240	1111
Wärmeluftheizung	172	43	1,9	148	232	296
offener Kamin	21	45	1,8	99	126	126
Nachtspeicherofen	208	42	1,8	111	176	184
<u>Fenster:</u>						
Einscheibenfenster ohne Dichtung	818	37	1,8	99	172	405
Einscheibenfenster mit Dichtung	110	42	1,8	123	152	166
Isolierglasfenster ohne Dichtung	1088	40	1,8	110	239	657
Isolierglasfenster mit Dichtung	2357	41	1,8	107	209	1111
Doppelfenster ohne Dichtung	1122	41	1,9	120	277	782
Doppelfenster mit Dichtung	348	40	1,7	111	182	280
<u>Wand/Mauerwerk*):</u>						
Ziegel	2229	40	1,8	111	221	657
Kalksandstein	786	37	1,7	96	170	448
Bimssteine	960	47	1,8	122	212	599
Splittsteine	28	46	1,9	130	348	348
Schlackensteine	54	37	1,8	82	640	640
Beton	349	38	1,8	94	162	613
Gasbeton	276	40	1,8	101	252	460
Lehm (Holz)	43	57	1,8	124	176	176
Holz	150	29	1,8	68	156	539
Naturstein	95	61	2,4	235	1111	1111
Gips	76	34	1,8	126	147	147
<u>Etage<sup>+</sup>:</u>						
Keller	1206	52	2,3	223	418	675
Erdgeschoß	3841	43	1,9	125	283	2312
1. Etage	2729	38	1,8	103	172	968
2. Etage	621	33	1,7	84	129	238
höher	446	33	1,7	73	104	140
<u>Standort<sup>+</sup>):</u>						
Schlafzimmer	4693	37	1,8	101	185	968
Wohnzimmer	5374	41	1,9	119	243	1254
Küche	1316	37	1,9	101	197	1396
Kinderzimmer	421	37	1,8	99	189	274
Keller	1126	52	2,4	227	503	1579
Wetterhaus (HS)	102	14	1,9	34	86	116

\*) unter 10 Messungen pro Klasse sind ignoriert

+) bei der Auswertung wurden die zeitlichen Mittelwerte der jeweiligen Einzelmessungen zugrundegelegt

## A 6 Resultate auf Kreisebene

Spalte 1: Kreiskennziffer

Spalte 2: Bezeichnung des Kreises

Spalte 3: Anzahl der erfaßten Wohnungen

Spalte 4: Kreismedianwert in Bq/m<sup>3</sup>

## SCHLESWIG-HOLSTEIN

1001	FLENSBURG, STADT	9	52
1002	KIEL, LANDESHAUPTSTADT	10	64
1003	LUEBECK, HANSESTADT	6	74
1004	NEUMUENSTER, STADT	3	43
1051	DITHMARSCHEN	21	37
1053	HERZOGTUM LAUENBURG	67	33
1054	NORDFRIESLAND	10	30
1055	OSTHOLSTEIN	23	48
1056	PINNEBERG	6	30
1057	PLOEN	9	58
1058	RENSBURG-ECKERNFOERDE	21	51
1059	SCHLESWIG-FLENSBURG	3	42
1060	SEGEBERG	15	35
1061	STEINBURG	18	39
1062	STORMARN	20	40
HAMBURG, FREIE UND HANSESTADT		160	27

## NIEDERSACHSEN

## BRAUNSCHWEIG, REG.-BEZ.

3101	BRAUNSCHWEIG, STADT	79	34
3102	SALZGITTER, STADT	5	42
3103	WOLFSBURG, STADT	0	0
3151	GIFHORN	12	41
3152	GOETTJINGEN	65	44
3153	GOSLAR	23	57
3154	HELMSTEDT	9	32
3155	NORTHEIM	23	51
3156	OSTERODE AM HARZ	13	67
3157	PEINE	8	41
3158	WOLFFENBUETTEL	10	45

## HANNOVER, REG.-BEZ.

3201	HANNOVER, STADT	25	36
3251	DIEPHOLZ	25	29
3252	HAMELN-PYRMONT	7	52
3253	HANNOVER, LAND	32	37
3254	HILDESHEIM	7	44
3255	HOLZMINDEN	12	41
3256	NIENBURG (WESER)	33	34
3257	SCHAUMBURG	25	30

## LUFNEBURG, REG.-BEZ.

3351	CELLE	20	33
3352	CUXHAVEN	60	33
3353	HARBURG	29	28
3354	LUECHOW-DANNENBERG	17	39
3355	LUENERBURG	27	34
3356	OSTERHOLZ	13	33
3357	ROTENBURG (WUEMME)	31	42
3358	SOLTAU-FALLINGBOSTEL	17	28
3359	STADE	15	31
3360	UELZEN	10	43
3361	VERDEN	11	32

## WESER-EMS, REG.-BEZ.

3401	DELMENHORST, STADT	0	0
3402	ENDEN, STADT	4	33
3403	OLDENBURG (OLDENBURG), STADT	7	20
3404	OSNABRUECK, STADT	25	33
3405	WILHELMSHAVEN, STADT	0	0
3451	AMMERLAND	11	32
3452	AURICH	20	27
3453	CLOPPENBURG	5	44
3454	EMSLAND	32	31
3455	FRIESLAND	9	24
3456	GRAFSCHAFT BENTHEIM	26	46
3457	LEFR	11	32
3458	OLDENBURG (OLDEHBURG)	6	35
3459	OSNARRUECK	25	37
3460	VECHTA	8	34
3461	WESERMARSCH	0	0
3462	WITTMUND	8	28

## BREMEN, LAND

4011	BREMEN, FREIE HANSESTADT	19	29
4012	BREMERHAVEN, STADT	22	29

## NORDRHEIN-WESTFALEN

## DUESSELDORF, REG.-BEZ.

5111	DUESSELDORF, STADT	23	34
5112	DUISBURG, STADT	17	36
5113	ESSEN, STADT	27	34
5114	KREFELD, STADT	12	29
5116	MOENCHENGLADBACH, STADT	25	44
5117	MUEIHEIM A. D. RUHR, STADT	27	42
5119	OBERHAUSEN, STADT	26	41
5120	REMSCHETD, STADT	22	49
5122	SOLINGEN, STADT	25	42
5124	WUPPERTAL, STADT	22	36
5154	KLEVE	26	41
5158	METTSMANN	24	43
5162	NEUSS	21	37
5166	VIERSEN	25	35
5170	WFESEL	21	33

## KOELN, REG.-BEZ.

5313	AACHEN, STADT	23	27
5314	RONN, STADT	22	40
5315	KOELN, STADT	33	41
5316	LEVERKUSEN, STADT	0	0
5354	AACHEN, LAND	28	34
5358	DUEREN	104	34
5362	ERFTKREIS	29	51
5366	EUSKIRCHEN	25	51
5370	HEINSBERG	24	36
5374	OPFERBERGISCHE KREIS	26	51
5378	RHEINISCH-BERGISCHE KREIS	22	38
5382	RHEIN-SIEG-KREIS	33	48

## MUNSTER, REG.-BEZ.

5512	BOTTROP, STADT	25	31
5513	GELSENKIRCHEN, STADT	23	33
5515	MUNSTER, STADT	24	25
5554	BORKEN	24	28
5558	COESFELD	20	22
5562	RECKLINGHAUSEN	25	37
5566	STEINFURT	25	27
5570	WARENDORF	24	29

## DETMOLD, REG.-BEZ.

5711	BIELEFELD, STADT	24	32
5754	GUETERSLOH	26	28
5758	HERFORD	25	36
5762	HOEXTER	23	37
5766	LIPPE	25	39
5770	MINDEN-LUEBBECKE	25	37
5774	PADERBORN	23	33

## ARNSBERG, REG.-BEZ.

5911	HOCHUM, STADT	21	36
5913	DORTMUND, STADT	30	36
5914	HAGEN, STADT	19	44
5915	HAMM, STADT	25	36
5916	HERNE, STADT	27	29
5954	ENNEPE-RUHR-KREIS	24	42
5958	HOCHSAUERLANDKREIS	24	46
5962	MAERKISCHER KREIS	25	40
5966	OLPE	21	51
5970	SIEGEN	26	63
5974	SOEST	24	39
5978	UNNA	21	38

## HESSEN

-----

## DARMSTADT, REG.-BEZ.

6411	DARMSTADT, STADT	8	29
6412	FRANKFURT AM MAIN, STADT	52	32
6413	OFFENBACH AM MAIN, STADT	5	54
6414	WIESBADEN, LANDESHAUPTSTADT	29	47
6431	BERGSTRASSE	24	78
6432	DARMSTADT-DIEBURG	23	51
6433	GROSS-GERAU	22	41
6434	HOCHTAUNUSKREIS	10	49
6435	MAIN-KINZIG-KREIS	29	48
6436	MAIN-TAUNUS-KREIS	6	40
6437	ODENWALDKREIS	4	71
6438	OFFENBACH	15	44
6439	RHEINGAU-TAUNUS-KREIS	22	51
6440	WETTFRAUKREIS	19	42

## GIESSEN, REG.-BEZ.

6531	GIESSEN	43	34
6532	LAHN-DILL-KREIS	29	40

6533 LIMBURG-WEILBURG	13	54
6534 NARBURG-BIFDENKOPF	13	32
6535 VOGELSBERGKREIS	17	26

## KASSEL, REG.-BEZ.

6611 KASSEL	7	33
6631 FULDA	20	59
6632 HERSFELD-ROTENBURG	4	26
6633 KASSEL	21	62
6634 SCHWALM-EDER-KREIS	12	41
6635 WALDECK-FRANKENBERG	12	48
6636 WERPA-MEISSNER-KREIS	14	52

## RHEINLAND-PFALZ

-----

## KOBLENZ, REG.-BEZ.

7111 KOBLENZ, KREISFREIE STADT	8	58
7131 AHRWEILER	3	54
7132 ALTENKIRCHEN (WESTERWALD)	3	66
7133 BAD KREUZNACH	14	69
7134 BIRKENFELD	11	76
7135 COCHEM-ZELL	14	71
7137 MAYEN-KOBLENZ	18	68
7138 NEUWIED	19	50
7140 RHEIN-HUNSRUECK-KREIS	17	78
7141 RHEIN-LAHN-KREIS	10	66
7143 WESTERWALDKREIS	17	62

## TRIER, REG.-BEZ.

7211 TRIER, KREISFREIE STADT	3	43
7231 BERNKASTEL-WITTLICH	0	0
7232 BITBURG-PRUEM	20	61
7233 DAUN	5	43
7235 TRIER-SAARBURG	13	24

## RHEINHESSEN-PFALZ, REG.-BEZ.

7311 FRANKENTHAL (PFALZ), KREISFREIE STADT	12	41
7312 KAISERSLAUTERN, KREISFREIE STADT	2	74
7313 LANDAU IN DER PFALZ, KREISFREIE STADT	12	64
7314 LUDWIGSHAFEN AM RHEIN, KREISFR. STADT	8	63
7315 MAINZ, KREISFREIE STADT	9	45
7316 NEUSTADT A.D. WEINSTR., KREISFR. STADT	14	44
7317 PIRMASENS, KREISFREIE STADT	11	42
7318 SPEYER, KREISFREIE STADT	9	56
7319 WORMS, KREISFREIE STADT	1	132
7320 ZWEIBRUECKEN, KREISFREIE STADT	1	26
7331 ALZEY-WORMS	12	64
7332 BAD DUERKHETM	18	57
7333 DONNERSBERGKREIS	1	110
7334 GERMERSHEIM	10	50
7335 KAISERSLAUTERN, LAND	1	48
7336 KUSEL	14	92
7337 SUEDLICHE WEINSTRASSE	13	52
7338 LUDWIGSHAFEN	5	62
7339 MAINZ-BINGEN	0	0
7340 PIRMASENS, LAND	4	33

## BADEN-WUERTTEMBERG

-----

## STUTT GART, REG.-BEZ.

8111	STUTT GART, LANDESHAUPTSTADT	13	28
8115	BOERLINGEN	48	35
8116	ESSLINGEN	28	38
8117	GOPPINGEN	18	37
8118	LUDWIGSBURG	20	40
8119	REMS-MURR-KREIS	1	143
8121	HEILBRONN, STADT	1	25
8125	HEILBRONN	39	38
8126	HOHENLOHEKREIS	1	32
8127	SCHWAEBTISCH HALL	27	40
8128	MAIN-TAUBER-KREIS	28	60
8135	HEIDENHEIM	30	40
8136	OSTALBKREIS	54	43

## KARLSRUHE, REG.-BEZ.

8211	BADEN-BADEN, STADT	0	0
8212	KARLSRUHE, STADT	35	29
8215	KARLSRUHE, LAND	44	42
8216	RASTATT	1	31
8221	HEIDELBERG, STADT	1	42
8222	MANNHEIM, UNIVERSITAETSSTADT	2	28
8225	NECKAR-ODENWALD-KREIS	32	54
8226	RHEIN-NECKAR-KREIS	1	37
8231	PFOPZHEIM, STADT	4	27
8235	CALW	36	35
8236	ENZKREIS	12	34
8237	FREUDENSTADT	22	146

## FREIBURG, REG.-BEZ.

8311	FREIBURG I. BREISGAU, STADT	2	24
8315	BREISGAU-HOCHSCHWARZWALD	23	35
8316	EMMENDINGEN	20	37
8317	ORTENAUKREIS	16	38
8325	ROTTWEIL	25	55
8326	SCHWARZWALD-BAAR-KREIS	32	41
8327	TUTTLINGEN	29	42
8335	KONSTANZ	42	39
8336	LOFRACH	39	65
8337	WALDSHUT	0	0

## TUEBINGEN, REG.-BEZ.

8415	REUTLINGEN	35	30
8416	TUEBINGEN	36	49
8417	ZOLLERNALBKREIS	1	42
8421	ULM, UNIVERSITAETSSTADT	9	41
8425	ALB-DONAU-KREIS	22	52
8426	RIBERACH	29	43
8435	BODENSEEKREIS	22	50
8436	RAVENSBURG	8	38
8437	SIGMARINGEN	32	27

## HAYERN

-----

## OBERBAYERN, REG.-BEZ.

9161	INGOLSTADT, STADT	5	35
9162	MUENCHEN, STADT	40	33
9163	ROSENHEIM, STADT	7	30
9171	ALTOETTING	12	41
9172	BERCHTESGADENER LAND	16	60
9173	BAD TOELZ-WOLFRATSHAUSEN	9	33
9174	DACHAU	4	35
9175	EBERSBERG	7	25
9176	ETICHSTAETT	14	36
9177	ERDING	10	46
9178	FREISING	22	39
9179	FUERSTENFELDBRUCK	20	73
9180	GARMISCH-PARTENKIRCHEN	12	51
9181	LANDSBERG A. LECH	4	41
9182	MIESRACH	11	105
9183	MUEHLDORF A. INN	16	38
9184	MUENCHENLAND	21	39
9185	NEUBURG-SCHROBENHAUSEN	15	35
9186	PAFFENHOFEN A. D. ILM	12	35
9187	ROSENHEIM, LAND	11	42
9188	STARNBERG	12	56
9189	TRAUNSTEIN	12	72
9190	WEILHEIM-SCHONGAU	24	65

## NIEDERBAYERN, REG.-BEZ.

9261	LANDSHUT, STADT	9	31
9262	PASSAU, STADT	18	118
9263	STRAUBING, STADT	2	53
9271	DEGGENDORF	12	58
9272	FREYUNG-GRAFENAU	18	117
9273	KELHEIM	13	52
9274	LANDSHUT, LAND	1	25
9275	PASSAU, LAND	14	56
9276	REGEN	13	63
9277	ROTTAL-INN	5	42
9278	STRAUBING-BOGEN	9	39
9279	DINGOLFING-LANDAU	16	62

## OBERPFALZ, REG.-BEZ.

9361	AMBERG, STADT	14	43
9362	REGENSBURG, STADT	1	53
9363	WEIDEN I. D. OPF, STADT	16	45
9371	AMBERG-SULZBACH	13	31
9372	CHAM	12	48
9373	NEUMARKT I. D. OPF.	13	62
9374	NEUSTADT A. D. WALDNAAB	12	46
9375	REGENSBURG, LAND	18	53
9376	SCHWANDORF	22	27
9377	TIRSCHENREUTH	1	39

## OBERFRANKEN, REG.-BEZ.

9461	HAMBERG, STADT	7	39
9462	HAYREUTH, STADT	20	46
9463	COBURG, STADT	12	40
9464	HOF, STADT	19	57
9471	BAMBERG	13	47
9472	BAYREUTH	21	71
9473	COBURG	24	42
9474	FORCHHEIM	14	62
9475	HOF	9	59
9476	KRONACH	2	62
9477	KULMBACH	16	52
9478	LICHTENFELS	27	64
9479	WUNSIEDEL I. FICHTELGERIRGE	10	74

## MITTELFRANKEN, REG.-BEZ.

9561	ANSRACH, STADT	15	37
9562	ERLANGEN, STADT	15	49
9563	FUERTH, STADT	6	47
9564	NUERNBERG, STADT	9	43
9565	SCHWARACH, STADT	17	43
9571	ANSRACH, LAND	9	57
9572	ERLANGEN-HOECHSTADT	8	41
9573	FUERTH, LAND	3	52
9574	NUERNBERGER LAND	11	46
9575	NEUSTADT A.D. AISCH-BAD WINDSHEIM	16	53
9576	ROTH	12	43
9577	WEISSENBURG-GUNZENHAUSEN	18	47

## UNTERFRANKEN, REG.-BEZ.

9661	ASCHAFFENBURG, STADT	16	14
9662	SCHWEINFURT, STADT	7	36
9663	WUERZBURG, STADT	11	34
9671	ASCHAFFENBURG, LAND	10	34
9672	BAD KISSINGEN	12	85
9673	RHOEN-GRABFELD	13	59
9674	HASSBERGE	5	81
9675	KITZINGEN	10	29
9676	MILTENBERG	9	29
9677	MAIN-SPESSART	11	44
9678	SCHWEINFURT	10	54
9679	WUERZBURG	7	44

## SCHWABEN, REG.-BEZ.

9761	AUGSBURG, STADT	12	49
9762	KAUFBEUREN, STADT	10	45
9763	KEMPTEN (ALLGAEU), STADT	11	7
9764	MEMMINGEN, STADT	13	51
9771	AICHACH-FRIEDBERG	14	52
9772	AUGSBURG, LAND	13	40
9773	DILLINGEN A.D. DONAU	8	43
9774	GUENZBURG	15	25
9775	NEU-ULM	16	46
9776	LINDAU (BODENSEE)	15	43
9777	OSTALLGAEU	13	42
9778	UNTERALLGAEU	14	40
9779	DONAU-RIES	21	46
9780	OBERALLGAEU	1	54

## SAARLAND

-----

10041	STADTVERBAND SAARBRUECKEN	27	35
10042	LANDKREIS MERZIG-WADERN	12	54
10043	LANDKREIS NEUNKIRCHEN	23	42
10044	LANDKREIS SAARLOUIS	19	43
10045	SAAR-PFALZ-KREIS	27	42
10046	LANDKREIS ST. WENDEL	8	57

## BERLIN (WEST)

-----

268	31
-----	----

ANHANG A6: ERGEBNISSE VON FREILUFTMESSUNGEN

Spalte 1: Gemeindegennziffer (Stand November 1981)

Spalte 2: Gemeindenamen

Spalte 3: Radonwert in Bq/m<sup>3</sup>

## BREMEN

04011000	Bremen (Stadt)	11
04012000	Bremerhaven	11

## NORDRHEIN-WESTFALEN

05111000	Düsseldorf	19
05113000	Essen	17
05162012	Jüchen	30
05313000	Aachen	15
05315000	Köln	16
05382060	Siegburg	16
05515000	Münster	15
05766000	Bad Salzuflen	15
05774008	Bad Lippspringe	17
05958048	Winterberg	14
05974004	Anröchte	17
05974044	Warstein	16

## HESSEN

0641400	Wiesbaden	13
06431002	Bensheim	16
06431015	Lindenfels	15
06432008	Griesheim	13
06433004	Gernsheim	13
06434005	Königstein (Taunus)	14
06434009	Schmitten	7
06435012	Gründau	19
06435021	Nidderau	21
06435025	Schlüchtern	14
06437002	Beerfelden	15
06437005	Brambachtal	13
06439004	Geisenheim	21
06439005	Heidental	20
06439010	Lorch	28
06439016	Waldems	16

## SCHLESWIG-HOLSTEIN

01001000	Flensburg	5
01002000	Kiel	11
01003000	Lübeck	7
01051004	Heide	7
01051046	Helse	6
01053032	Geesthacht	9
01053090	Mölln	9
01054103	Pellworm	8
01054113	St.Peter-Ording	6
01055012	Eutin	7
01055027	Lensahn	9
01056010	Brande-Hörnerkirchen	7
01056041	Quickborn	6
01057030	Hohwacht (Ostsee)	6
01058135	Rendsburg	6
01059024	Erfde	7
01059075	Schleswig	10
01059160	Stoltebüll	9
01060092	Wahlstedt	6
01061029	Glückstadt	13
01062001	Ahrensburg	7

## NIEDERSACHSEN

03101000	Braunschweig	15
03152012	Göttingen	16
03153003	Braunlage	16
03201000	Hannover	13
03354010	Lüchow	16
03402000	Emden	10
03452020	Norderney	9
03454032	Lingen	5

06440002	Bad Nauheim	17
06440005	Butzbach	13
06532006	Dillenburg	15
06533009	Limburg	23
06533017	Weilburg	11
06534004	Biedenkopf	14
06535001	Alsfeld	23
06535007	Grebenhain	16
06535009	Homberg (Ohm)	17
06535016	Schotten	17
06535019	Wartenberg	22
06611000	Kassel	19
06631009	Fulda	21
06631010	Gersfeld	15
06632002	Bad Hersfeld	15
06633027	Wahlsberg	16
06634006	Gilserberg	17
06634014	Melsungen	19
06634017	Neukirchen	17
06635002	Arolsen	17
06635003	Bad Wildungen	16
06635011	Frankenberg (Eder)	16
06635021	Waldeck	15
06635022	Willingen	14
06636003	Eschwege	17
06636005	Herleshausen	16
06636011	Sontra	21
06636016	Witzenhausen	23

## RHEINLAND-PFALZ

07111000	Koblenz	17
07131058	Nürburg	13
07143206	Bad Marienberg	13
07211000	Trier	20
07231018	Deuselbach	19
07316000	Neustadt (Weinstraße)	9

## BADEN-WÜRTTEMBERG

08111000	Stuttgart	11
08115021	Herrenberg	11
08115052	Weißbach	11
08116049	Nürtingen	18
08116078	Leinfelden-Echterdingen	18
08118048	Ludwigsburg	9
08119044	Murrhardt	16
08121000	Heilbronn	19
08125026	Eppingen	31
08125068	Neudenau	21
08125102	Weinsberg	29
08126039	Ingelfingen	23
08126066	Öhringen	22
08127014	Crailsheim	16
08127052	Mainhardt (Hütten)	17
08128007	Bad Mergentheim	23
08128014	Boxberg	32
08128115	Tauberbischofsheim	21
08128131	Wertheim	21
08128139	Lauda-Königshofen (Gerlachsheim)	28
08135019	Heidenheim (Brenz)	13
08136019	Ellwangen (Jagst)	10
08136027	Gschwend	14
08136065	Schwäbisch-Gmünd	17
08211000	Baden-Baden	18
08212000	Karlsruhe	17
08215066	Philippsburg	23
08216008	Bühlertal	23
08221000	Heidelberg	19
08222000	Mannheim	23
08225014	Buchen (Odenwald)	23
08226013	Eberbach	21
08231000	Pforzheim	24
08235010	Dobel	19
08235033	Bad Herrenalb	19

08235035	Höfen an der Enz	17
08235046	Nagold	35
08235079	Wildbad (Schwarzwald)	22
08236033	Knittlingen	28
08237028	Freudenstadt	18
08237061	Schopfloch	12
08311000	Freiburg im Breisgau	21
08315006	Bad Krozingen	26
08315007	Badenweiler	25
08315028	Ebringen	20
08315037	Feldberg (Schwarzwald)	25
08315039	Friedenweiler	26
08315048	Hartheim (Bremgarten)	27
08315052	Hinterzarten	21
08315068	Lenzkirch	27
08315094	St. Märgen	19
08315102	Schluchsee	26
08315113	Titisee-Neustadt	26
08315130	Münstertal	29
08315133	Vogtsberg (Kaiserstuhl)	24
08316011	Emmendingen	25
08316013	Forchheim	19
08316054	Freiamt (Ottoschwanden)	28
08317034	Gengenbach	23
08317065	Lahr (Schwarzwald)	24
08317096	Offenburg	28
08317118	Sasbachwalden	16
08317145	Wolfach	24
08317153	Rheinau	23
08325045	Oberndorf am Neckar	34
08325064	Wellendingen	28
08326003	Bad Dürkheim	21
08326012	Donaueschingen	29
08326031	Königsfeld (Schwarzw.)	18
08326054	Schönwald (Schwarzwald)	23
08326055	Schonach (Schwarzwald)	27
08326060	Triberg (Schwarzwald)	31
08326074	Villingen-Schwenningen	26

08327030	Neuhausen ob Eck	23
08327046	Spaichingen(Klippeneck)	25
08327050	Tuttlingen	26
08335001	Aach	21
08335043	Konstanz	19
08335063	Radolfzell (Bodensee)	21
08335079	Stöckach	35
08336019	Eimeldingen	27
08336069	Rheinfelden (Baden)	25
08336081	Schopfheim	35
08336104	Malsburg-Marzell	18
08337022	Bonndorf (Schwarzwald)	26
08337051	Höchenschwand	20
08337096	Bad Säckingen	24
08337097	St. Blasien	29
08337097	Menzenschwand	44
08337123	Wutöschingen	35
08337126	Waldshut-Tiengen	23
08415019	Eningen unter Achalm	8
08415053	Münsingen	12
08415078	Urach	20
08416036	Rottenburg (Neckar)	27
08417031	Hechingen	29
08417057	Schömberg	22
08417079	Albstadt	24
08421000	Ulm	26
08425071	Laichingen	11
08426021	Biberach an der Riß	21
08435013	Eriskirch	28
08435059	Überlingen	25
08436008	Aulendorf	23
08436049	Isny (Allgäu)	19
08436064	Ravensburg	24
08437076	Mengenburg	21
08437088	Pfullendorf	21
08437104	Sigmaringen	21

## BAYERN

09162000	München	25
09180117	Garmisch-Partenkirchen	21
09183128	Mühlendorf (Inn)	31
09187120	Brannenburg-Wendelstein	15
09190130	Hohenpeißenberg	16
09262000	Passau	19
09761300	Lindberg-Gr.Falkenstein	18
09362000	Regensburg	17
09363000	Weiden (Oberpfalz)	32
09461000	Bamberg	28
09463000	Coburg	17
09464000	Hof	22
09564000	Nürnberg	16
09577177	Weißenburg (Bayern)	17
09663000	Würzburg	22
09672114	Bad Kissingen	17

## SAARLAND

10041100	Saarbrücken	15
10046118	Tholey	14

## BERLIN (WEST)

11000000	Berlin (Stadt)	17
11000000	Berlin (Tempelhof)	14