

DIN ISO 18589-7

ICS 13.080.99; 17.240

Einsprüche bis 2011-07-23
Vorgesehen als Ersatz für
DIN 25462:2000-10**Entwurf****Ermittlung der Radioaktivität in der Umwelt –
Erdboden –****Teil 7: In-situ-Gammaspektrometrie zur Bestimmung der flächen- oder
massenbezogenen Aktivität von Radionukliden im Boden
(ISO/CD 18589-7:2011)**Measurement of radioactivity in the environment –
Soil –Part 7: In situ gamma spectrometry for nuclide specific determination of activity in soil
(ISO/CD 18589-7:2011)Mesurage de la radioactivité dans l'environnement –
Sol –Partie 7: Spectrométrie gamma in situ avec détermination l'activité specific des
radioisotopes dans le sol (ISO/CD 18589-7:2011)**Anwendungswarnvermerk**Dieser Norm-Entwurf mit Erscheinungsdatum 2011-05-23 wird der Öffentlichkeit zur Prüfung und
Stellungnahme vorgelegt.Weil die beabsichtigte Norm von der vorliegenden Fassung abweichen kann, ist die Anwendung dieses
Entwurfes besonders zu vereinbaren.

Stellungnahmen werden erbeten

- vorzugsweise als Datei per E-Mail an dke@din.de in Form einer Tabelle. Die Vorlage dieser Tabelle kann im Internet unter www.din.de/stellungnahme oder für Stellungnahmen zu Norm-Entwürfen der DKE unter www.dke.de/stellungnahme abgerufen werden;
- oder online im Norm-Entwurfs-Portal des DIN unter www.entwuerfe.din.de, sofern dort wiedergegeben;
- oder in Papierform an die DKE Deutsche Kommission Elektrotechnik Elektronik Informationstechnik im DIN und VDE (Hausanschrift: Stresemannallee 15, 60596 Frankfurt am Main).

Die Empfänger dieses Norm-Entwurfs werden gebeten, mit ihren Kommentaren jegliche relevanten
Patentrechte, die sie kennen, mitzuteilen und unterstützende Dokumentationen zur Verfügung zu stellen.

Gesamtumfang 113 Seiten

DKE Deutsche Kommission Elektrotechnik Elektronik Informationstechnik im DIN und VDE
Normenausschuss Radiologie (NAR) im DIN

Inhalt

	Seite
Nationales Vorwort.....	6
Einleitung	9
1 Anwendungsbereich	9
2 Normative Verweisungen	9
3 Begriffe und Formelzeichen.....	10
3.1 Begriffe	10
3.2 Formelzeichen	13
4 Messverfahren.....	15
4.1 Kurzbeschreibung des Messverfahrens	15
4.2 Grenzen des Messverfahrens	16
5 Komponenten eines In-situ-Gammaspektrometers.....	16
5.1 Tragbares Spektrometriesystem	16
5.2 Detektorsystem.....	16
5.3 Elektronik zur Impulsverarbeitung	18
5.4 Haltevorrichtung für das Detektorsystem	19
6 Kalibrierung	19
6.1 Allgemeines	19
6.2 Kombiniertes Kalibrierverfahren	20
6.3 Numerisches Kalibrierverfahren	23
7 Auswertung.....	24
7.1 Berechnung der flächen- bzw. massenbezogenen Aktivität	24
7.2 Berechnung der charakteristischen Grenzen und des besten Schätzers sowie dessen Standardunsicherheit.....	25
7.3 Berechnung der nuklidspezifischen Ortsdosisleistung	26
8 In-situ-Gammaspektrometer mit kollimiertem Detektor.....	27
8.1 Aufbau	27
8.2 Kollimatorparameter	28
9 Qualitätssichernde Maßnahmen	29
9.1 Qualitätssicherungsplan	29
9.2 Messanleitung	30
9.3 Regelmäßige Prüfung der Qualität.....	30
9.4 Vergleichsmessungen	30
9.5 Qualifikation des Personals	30
9.6 Aufzeichnungen über Qualitätskontrollen.....	31
10 Darstellung des Messergebnisses	31
Anhang A (informativ) Kenndaten von Germaniumdetektoren.....	32
A.1 Kenndaten von Germaniumdetektoren	32

	Seite
A.2 Photonentransmission für verschiedene Detektortypen, Fenster- und Endkappenmaterialien als Funktion der Photonenenergie	33
Anhang B (informativ) Grundlagen zur Berechnung von Geometrie- und Winkelkorrekturfaktoren	34
B.1 Geometriefunktionen für wichtige unendlich ausgedehnte Verteilungsmodelle	34
B.2 Geometriefunktionen für wichtige endlich ausgedehnte Verteilungsmodelle	34
B.3 Geometriefunktionen für verschiedene Verteilungen von Radionukliden im Boden als Funktion der Photonenenergie	35
B.4 Geometriefunktion für homogene Verteilung von Radionukliden im Boden	36
B.5 Beispiel zur Berechnung des Geometriefaktors für eine endlich ausgedehnte Messfläche	36
B.6 Gleichungen zur Berechnung der Flusssdichteanteile für wichtige unendlich ausgedehnte Verteilungsmodelle	37
B.7 Gleichungen zur Berechnung der Flusssdichteanteile für wichtige endlich ausgedehnte Verteilungsmodelle	38
B.8 Beispiel zur Berechnung des Winkelkorrekturfaktors für ein In-situ-Gammaspektrometer ohne Kollimator	39
B.9 Beispiel zur Berechnung des Winkelkorrekturfaktors für ein In-situ-Gammaspektrometer mit Kollimator	39
Anhang C (informativ) Faktoren zur Umrechnung der flächen- bzw. massenbezogenen Aktivität in Luftkermaleistung und Umgebungs-Äquivalentdosisleistung bei verschiedenen Verteilungen von Radionukliden im Boden mit einem Beispiel für die Berechnung der Ortsdosisleistung aus gemessenen Einzelnuklid-Aktivitäten	41
C.1 Faktor f_D zur Berechnung der Luftkermaleistung für natürliche Radionuklide bei homogener Verteilung im Boden	41
C.2 Faktor f_D zur Umrechnung in Luftkermaleistung für einige relevante künstliche Radionuklide bei verschiedenen Relaxationsmassenflächendichten ζ	42
C.3 Faktor $f_{h^*(10)}$ zur Umrechnung in Umgebungs-Äquivalentdosisleistung für einige relevante künstliche Radionuklide bei verschiedenen Relaxationsmassenflächendichten ζ	43
C.4 Beispiel zur Berechnung der Ortsdosisleistung aus gemessenen Einzelnuklid-Aktivitäten	44
C.4.1 Berechnung der Einzelbeiträge zur Luftkermaleistung	44
C.4.2 Berechnung der Einzelbeiträge zur Umgebungs-Äquivalentdosisleistung	45
Anhang D (informativ) Sichtbereiche eines In-situ-Gammaspektrometers als Funktion der Photonenenergie bei verschiedenen Radionuklidverteilungen im Boden	46
D.1 Sichtbereiche eines In-situ-Gammaspektrometers als Funktion der Photonenenergie bei verschiedenen Radionuklidverteilungen im Boden	46
D.2 Sichttiefe eines In-situ-Gammaspektrometers als Funktion der Photonenenergie bei homogener Verteilung der Radionuklide im Boden	47
D.3 Öffnungswinkel eines In-situ-Gammaspektrometers als Funktion der Photonenenergie bei verschiedenen Radionuklidverteilungen im Boden mit einem Kollimator	48
Anhang E (informativ) Einfluss von Radionukliden in Luft auf das Ergebnis bei der Bestimmung der flächen- bzw. massenbezogenen Aktivität mit einem In-situ-Gammaspektrometer	49
Anhang F (informativ) Massenschwächungskoeffizienten von Boden und Schwächungskoeffizienten von Luft als Funktion der Photonenenergie	50
Anhang G (informativ) Einflussgrößen	51
G.1 Anforderungen an den Messort	51
G.2 Ausdehnung der Messfläche	51

	Seite
G.3 Neigung der Messfläche.....	51
G.4 Rauheit der Bodenoberfläche.....	51
G.5 Bewuchs des Bodens.....	51
G.6 Störungen des Sichtbereiches.....	52
G.7 Inhomogenitäten der Kontamination des Bodens.....	52
G.8 Verteilung der Radionuklide im Boden.....	52
G.9 Zusammensetzung des Bodens.....	52
G.10 Fremdbeiträge.....	52
G.11 Höhe des Detektors über dem Boden.....	53
G.12 Kalibrierung.....	53
G.13 Obere Nenngebrauchsbereiche.....	53
Anhang H (informativ) Beispiel zur Berechnung der charakteristischen Grenzen sowie des besten Schätzers und dessen Standardunsicherheit.....	54
H.1 Bestimmung von $n_{n,E}$, $n_{b,E}$ und $u(n_{n,E})$, $u(n_{b,E})$	54
H.2 Bestimmung von Winkelkorrekturfaktor W und $u(W)$	54
H.3 Berechnung der Erkennungs- bzw. Nachweisgrenze.....	55
H.4 Berechnung des primären Messergebnisses und dessen Unsicherheit.....	56
H.5 Berechnung der nuklidspezifischen Dosisleistung.....	56
Literaturhinweise.....	57
 Bild 1 – Schematische Übersicht über spezifische empirische Größen und Modellgrößen und ihre Verknüpfung zur Kalibrierung eines In-situ-Gammaspektrometers.....	 21
Bild 2 – Schematische Übersicht der individuellen Module für die numerische Kalibrierung.....	23
Bild 3 – Schematische Darstellung (Schnitt) einer Anordnung aus Germaniumdetektor und zylinderförmigem Kollimator.....	28
Bild A1 – Photonentransmission für verschiedene Detektortypen, Fenster- und Endkappenmaterialien.....	33
Bild B.1 – Geometriefunktionen für eine Ablagerung auf der Bodenoberfläche ($\zeta = 0 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-2}$) und für verschiedene exponentielle Verteilungen von Radionukliden im Boden als Funktion der Photonenenergie m (Detektorhöhe 1 m, Relaxationsmassenflächendichte ζ als Parameter).....	35
Bild B.2 – Geometriefunktion für homogene Verteilung von Radionukliden im Boden als Funktion der Photonenenergie (Detektorhöhe 1 m).....	36
Bild D.1 – Sichtbereiche eines In-situ-Gammaspektrometers als Funktion der Photonenenergie für verschiedene Radionuklidverteilungen im Boden und eine Detektorhöhe von 1 m (Relaxationsmassenflächendichte ζ als Parameter).....	46
Bild D.2 – Sichtbereiche eines In-situ-Gammaspektrometers als Funktion der Photonenenergie bei homogener Verteilung der Radionuklide im Boden.....	47
Bild D.3 – Sichtbereiche eines In-situ-Gammaspektrometers als Funktion der Photonenenergie bei homogener Verteilung der Radionuklide als Oberflächenkontamination auf dem Boden.....	48
Bild E.1 – Flächenbezogene Aktivität bei Ablagerung auf der Bodenoberfläche bzw. massenbezogene Aktivität bei homogener Verteilung im Boden, hervorgerufen durch Aktivität in der Umgebungsluft mit einer Aktivitätskonzentration von $1 \text{ Bq} \cdot \text{m}^{-3}$	49

Bild F.1 – Massenschwächungskoeffizienten von Boden und Schwächungskoeffizienten von Luft als Funktion der Photonenenergie	50
Tabelle 1 – Formelzeichen	13
Tabelle 2 – Geeignete Werkstoffe für Kollimatoren und deren Kenndaten	29
Tabelle A1 – Kenndaten von Germaniumdetektoren für die In-situ-Gammaspektrometrie	32
Tabelle B.1 – Zahlenbeispiel zur Berechnung des Winkelkorrekturfaktors für ein In-situ-Gammaspektrometer ohne Kollimator	39
Tabelle B.2 – Zahlenbeispiel zur Berechnung des Winkelkorrekturfaktors für ein In-situ-Gammaspektrometer mit Kollimator	40
Tabelle C.1 – Faktoren zur Umrechnung der massenbezogenen Aktivität in Luftkermaleistung in 1 m Höhe über dem Boden für natürliche Radionuklide bei homogener Verteilung ($\zeta = \infty \text{ kg} \cdot \text{m}^{-2}$)	41
Tabelle C.2 – Faktoren zur Umrechnung der flächenbezogenen Aktivität in Luftkermaleistung in 1 m Höhe über dem Boden für verschiedene Relaxationsmassenflächendichten ζ	42
Tabelle C.3 – Faktoren zur Umrechnung der flächenbezogenen Aktivität in Umgebungs-Äquivalentdosisleistung $H^*(10)$ in 1 m Höhe über dem Boden für verschiedene Relaxationsmassenflächendichten ζ	43

Nationales Vorwort

Das internationale Dokument ISO/CD 18589-7:2011 „Measurement of radioactivity in the environment – Soil – Part 7: In situ gamma spectrometry for nuclide specific determination of activity in soil“ (CD, en: Committee Draft) ist unverändert in diesen Norm-Entwurf übernommen worden. Dieser Norm-Entwurf enthält eine noch nicht autorisierte deutsche Übersetzung.

Um Zweifelsfälle in der Übersetzung auszuschließen, ist die englische Originalfassung des CD entsprechend der diesbezüglich durch die ISO erteilten Erlaubnis beigefügt. Die Nutzungsbedingungen für den deutschen Text des Norm-Entwurfes gelten gleichermaßen auch für den englischen ISO-Text.

Das internationale Dokument wurde vom TC 85/SC 2 „Radiological protection“ der Internationalen Organisation für Normung (ISO) erarbeitet und den nationalen Komitees zur Stellungnahme vorgelegt.

Für diesen Norm-Entwurf ist das nationale Arbeitsgremium GUK 967.2 „Aktivitätsmessgeräte für den Strahlenschutz“ der DKE Deutsche Kommission Elektrotechnik Elektronik Informationstechnik im DIN und VDE (www.dke.de), Gemeinschaftsgremium mit dem Normenausschuss Radiologie (NAR) zuständig.

Änderungen

Gegenüber DIN 25462:2000-10 wurden folgende wesentliche Änderungen vorgenommen:

- a) die Messgrößen und Umrechnungsfaktoren wurden aktualisiert;
- b) bezüglich der Bestimmung von Nachweis- und Erkennungsgrenzen Umsetzung von DIN ISO 11929;
- c) bezüglich der Messunsicherheit Umsetzung des ISO/IEC Guide 98-3:2008: *Uncertainty of measurement – Part 3: Guide to the expression of uncertainty in measurement (GUM)*;
- d) die Messung der Umgebungs-Äquivalentdosisleistung ist kein Bestandteil des In-situ-Spektrometers und daher nicht mehr Gegenstand dieser Norm;
- e) die Beschreibung der Hardware-Komponenten wurde dem Stand der Technik angepasst;
- f) die Darstellung des Kollimators wurde korrigiert;
- g) das gesamte Dokument wurde neu gegliedert bzw. die Zuordnung einzelner Absätze zu den Abschnitten, Unterabschnitten und Anhängen korrigiert;
- h) das Dokument wurde redaktionell überarbeitet.

Nationaler Anhang NA (informativ)

Zusammenhang mit Europäischen und Internationalen Normen

Für den Fall einer undatierten Verweisung im normativen Text (Verweisung auf eine Norm ohne Angabe des Ausgabedatums und ohne Hinweis auf eine Abschnittsnummer, eine Tabelle, ein Bild usw.) bezieht sich die Verweisung auf die jeweils neueste gültige Ausgabe der in Bezug genommenen Norm.

Für den Fall einer datierten Verweisung im normativen Text bezieht sich die Verweisung immer auf die in Bezug genommene Ausgabe der Norm.

Eine Information über den Zusammenhang der zitierten Normen mit den entsprechenden Deutschen Normen ist in Tabelle NA.1 wiedergegeben.

Tabelle NA.1

Europäische Norm	Internationale Norm	Deutsche Norm	Klassifikation im VDE-Vorschriftenwerk
EN ISO/IEC 17025:2005	ISO/IEC 17025:2005	DIN EN ISO/IEC 17025:2005-08	–
–	IEC 60973:1989	DIN IEC 60973:1993-04	–
–	IEC 61275:2010	–	–
–	IEC 61342:1995	DIN IEC 61342:1996-09	–
–	ISO 11929:2010	DIN ISO 11929:2011-01	–
–	zurückgezogen: ISO 11929-3	–	–
–	zurückgezogen: ISO 11929-7:2005	–	–
–	ISO 18589-1:2005	DIN ISO 18589-1:2009-02	–
–	ISO 18589-2:2007	DIN ISO 18589-2:2009-02	–
–	ISO 18589-3:2007	DIN ISO 18589-3:2009-02	–
–	ISO 18589-4:2009	DIN ISO 18589-4:2010-06	–
–	ISO 18589-5:2009	DIN ISO 18589-5:2010-06	–
–	ISO 18589-6:2009	DIN ISO 18589-6:2010-06	–
ENV 13005:1999	ISO/IEC Guide 98-3:2008 = GUM:1995	DIN V ENV 13005:1999-06	–
–	IEC/TR 62461:2006	Für Strahlenschutz siehe auch DIN VDE 0493 Bbl 2 (VDE 0493 Bbl 2):2007-06	VDE 0493 Bbl 2

Nationaler Anhang NB (informativ)

Literaturhinweise

DIN V ENV 13005:1999-06, *Leitfaden zur Angabe der Unsicherheit beim Messen; Deutsche Fassung ENV 13005:1999*

DIN EN ISO/IEC 17025:2005-08, *Allgemeine Anforderungen an die Kompetenz von Prüf- und Kalibrierlaboratorien (ISO/IEC 17025:2005); Deutsche und Englische Fassung EN ISO/IEC 17025:2005*

DIN IEC 60973:1993-04, *Prüfverfahren für Germanium-Gammastrahlungsdetektoren – Identisch mit IEC 60973:1989*

DIN IEC 61342:1996-09, *Nukleare Meßgeräte – Vielkanal-Impulsamplitudenanalysatoren – Kennwerte, technische Anforderungen und Prüfverfahren (IEC 61342:1995)*

DIN ISO 11929:2011-01, *Bestimmung der charakteristischen Grenzen (Erkennungsgrenze, Nachweisgrenze und Grenzen des Vertrauensbereichs) bei Messungen ionisierender Strahlung – Grundlagen und Anwendungen (ISO 11929:2010)*

DIN ISO 18589-1:2009-02, *Ermittlung der Radioaktivität in der Umwelt – Erdboden – Teil 1: Allgemeiner Leitfaden und Begriffe (ISO 18589-1:2005)*

DIN ISO 18589-2:2009-02, *Ermittlung der Radioaktivität in der Umwelt – Erdboden – Teil 2: Leitlinie für die Auswahl der Probenahmestrategie, Probenahme und Vorbehandlung der Proben (ISO 18589-2:2007)*

DIN ISO 18589-3:2009-02, *Ermittlung der Radioaktivität in der Umwelt – Erdboden – Teil 3: Messung von Gammastrahlung emittierenden Radionukliden (ISO 18589-3:2007)*

DIN ISO 18589-4:2010-06, *Ermittlung der Radioaktivität in der Umwelt – Erdboden – Teil 4: Messung von Plutoniumisotopen (Plutonium-238 und Plutonium-239 + 240) durch Alphaspektrometrie (ISO 18589-4:2009)*

DIN ISO 18589-5:2010-06, *Ermittlung der Radioaktivität in der Umwelt – Erdboden – Teil 5: Messung von Strontium-90 (ISO 18589-5:2009)*

DIN ISO 18589-6:2010-06, *Ermittlung der Radioaktivität in der Umwelt – Erdboden – Teil 6: Messung der Alpha- und Beta-Gesamtaktivitäten (ISO 18589-6:2009)*

DIN VDE 0493 Beiblatt 2 (VDE 0493 Beiblatt 2):2007-06, *Strahlenschutz-Messgeräte – Bestimmung der Unsicherheit beim Messen (IEC/TR 62461:2006)*

Ermittlung der Radioaktivität in der Umwelt – Erdboden – Teil 7: In-situ-Gammaspektrometrie zur Bestimmung der flächen- oder massenbezogenen Aktivität von Radionukliden im Boden

Einleitung

Die In-situ-Gammaspektrometrie ist eine effektive Methode um eine schnelle Einschätzung über die Aktivität im Boden und die dadurch erzeugte Ortsdosisleistung des vorliegenden Radionuklids zu erhalten. Sie ist ein leistungsfähiges Messverfahren zur nuklidspezifischen Bestimmung gammastrahlender Radionuklide im und auf dem Boden. Sie stellt eine Direktmessmethode dar, bei der die im Allgemeinen sehr zeit- und arbeitsaufwändige Probenentnahme entfällt. Die quantitative Auswertung der aufgenommenen Impulshöhenspektren setzt jedoch die Auswahl geeigneter Messflächen voraus. Zudem sind Kenntnisse über bestimmte physikalische Eigenschaften des Bodens sowie über die Verteilung der Radionuklide im Boden erforderlich.

1 Anwendungsbereich

Die Norm gilt für transportable In-situ-Gammaspektrometer-Systeme mit Germanium- oder Szintillationsdetektoren zur schnellen Aktivitätsbestimmung künstlicher und natürlicher Radionuklide im und auf dem Boden. Sie kann auch zur Aktivitätsbestimmung bei Freigabemessungen bei kerntechnischen Anlagen, z. B. an Gebäudestrukturen und Bodenflächen, angewendet werden. Die Norm wird sowohl zur Messungen natürlicher als auch künstlicher Radionuklide, die auf der Oberfläche und in Boden vorkommenden, angewendet. Die In-situ-Gammaspektrometrie umfasst weitere Anwendungen wie (i) Messen von kontaminierten Böden (Altlasten) und bei Umweltsanierungen, (ii) Erfassen luftgetragener künstlicher Radionuklide, (iii) Ermitteln der Höhe an Strahlenexposition in Gebäude oder (iv) Erkennen von Radionukliden während des Abfallentsorgungsprozesses.

Grenzen der Anwendung der In-situ-Gammaspektrometrie werden erreicht

- wenn die Verteilung der zu bestimmenden Radionuklide nicht bekannt oder inhomogen ist
- bei sehr hohen flächen- bzw. massenbezogenen Aktivitäten im Boden.

Liegen keine hinreichend genauen Kenntnisse zur Verteilung des zu bestimmenden Radionuklids in der Umwelt (Fremdbeiträge, unbekannte Verteilung im Boden) oder sehr hohe Photonenflussdichten (Totzeitproblematik) vor, so kann das Verfahren im Allgemeinen nicht mehr eingesetzt werden.

2 Normative Verweisungen

Die folgenden zitierten Dokumente sind für die Anwendung dieses Dokuments erforderlich. Bei datierten Verweisungen gilt nur die in Bezug genommene Ausgabe. Bei undatierten Verweisungen gilt die letzte Ausgabe des in Bezug genommenen Dokuments (einschließlich aller Änderungen).

EN ISO/IEC 17025, *General requirements for the competence of testing and calibration laboratories* (EN ISO/IEC 17025:2005)

IEC 60973; *Test procedures for germanium gamma-ray detectors* (IEC 60973:1989)

IEC 61275 2nd Edition, Draft 2010-05^{N1)}; *Radiation protection instrumentation – Measurement of discrete radionuclides in the environment – In situ photon spectrometry system using a germanium detector*

IEC 61342; *Nuclear instrumentation – Multichannel pulse height analyzers – Main characteristics, technical requirements and test methods* (IEC 61342:1995)

^{N1)} Nationale Fußnote: IEC 45B/650/CD, zu beziehen über den DKE-Schriftstückservice;
E-Mail: dke.schriftstueckservice@vde.com

ISO/IEC Guide 98-3:2008; *Uncertainty of measurement – Part 3: Guide to the expression of uncertainty in measurement* (GUM:1995), BIPM/IEC/IFCC/ISO/IUPAC/ IUPAP/OIML 11929:2010-03)

ISO 11929; *Determination of the characteristic limits (decision threshold, detection limit and limits of the confidence interval) for measurements of ionizing radiation. Fundamentals and application* (ISO 11929: 2010)

ISO 11929-3; *Determination of the detection limit and decision threshold for ionizing radiation measurements – Part 3: Fundamentals and application to counting measurements with high resolution gamma spectrometry, without the influence of sample treatment*

ISO 11929-7; *Determination of the detection limit and decision threshold for ionizing radiation measurements. Fundamentals and general applications* (ISO 11929-7:2005)

ISO 18589-1:2005; *Measurement of radioactivity in the environment – Soil – Part 1: General guide and definitions*

ISO 18589-2:2007; *Measurement of radioactivity in the environment – Soil – Part 2: Sampling strategy, sampling and pre-treatment of samples*

ISO 18589-3:2007; *Measurement of radioactivity in the environment – Soil – Part 3: Measurements of gamma emitting radionuclides*

ISO 18589-4:2009; *Measurement of radioactivity in the environment – Soil – Part 4: Measurements of plutonium isotopes (plutonium 238 and plutonium 239 + 240) by alpha spectrometry*

ISO 18589-5:2009; *Measurement of radioactivity in the environment – Soil – Part 5: Measurements of strontium 90*

ISO 18589-6:2009; *Measurement of radioactivity in the environment – Soil – Part 6: Measurements of gross alpha and gross beta activities*

Internationale Organisation für Normung, ISO/IEC Guide 98-3:2008: *Uncertainty of measurement – Part 3: Guide to the expression of uncertainty in measurement*. ISO, Genf 2008, ISBN 92-67-10188-9.

3 Begriffe und Formelzeichen

3.1 Begriffe

Für die Anwendung dieses Dokuments gelten die folgenden Begriffe und Formelzeichen:

3.1.1

axialer Wirkungsquerschnitt des Detektors

(en: intrinsic efficiency)

η_0

Wirkungsquerschnitt des Detektors für Photonen aus der Richtung der Kristallsymmetrieachse. Der axiale Wirkungsquerschnitt hängt von der Energie des Photons ab. Axiale Wirkungsquerschnitte werden messtechnisch bestimmt. Sie sind reine Detektorgößen.

3.1.2

Detektorausbeutefunktion

(en: detector efficiency)

$\eta_0(E)$

Gleichung zur Berechnung von Detektorausbeuten in Richtung der Kristallsymmetrieachse in Abhängigkeit von der Photonenenergie E

3.1.3

Detektorhöhe

(en: detector height)

d

Abstand des geometrischen Kristallmittelpunktes des Detektors zur Bodenoberfläche

3.1.4

flächen- bzw. massenbezogene Nachweiswahrscheinlichkeit

(en: detection efficiency per unit of surface area or unit of mass)

ε

Verhältnis von Nettozählrate einer GesamtabSORPTIONSLINIE zur Photonenquellstärke der betrachteten Flächen- oder Masseneinheit. Sowohl die flächen- als auch die massenbezogene Nachweiswahrscheinlichkeit hängt vom verwendeten Detektor, der Detektorhöhe, der Photonenenergie und dem der Auswertung zu Grunde liegenden Verteilungsmodell ab

3.1.5

relative Nachweiswahrscheinlichkeit

(en: relative detection efficiency)

Kenngroße zur Spezifizierung von Halbleiterdetektoren. Bezugsgröße ist das Nachweisvermögen eines 3 Zoll $\times$ 3 Zoll großen Natrium-Iodid-Detektors für ungestreute Photonen der Energie 1 332 keV. Die relative Nachweiswahrscheinlichkeit wird in Prozent angegeben.

3.1.6

Geometriefaktor

(en: Geometrical factor)

G

Verhältnis von Flussdichte ungestreuter Photonen am Ort des Detektors zur Photonenquellstärke der betrachteten Flächen- oder Masseneinheit. Der Geometriefaktor G ist abhängig von der Photonenenergie E , der Detektorhöhe d , der Verteilung V der Radionuklide im Boden sowie den Absorptionseigenschaften der Luft und des Bodens.

3.1.7

Öffnungswinkel (Kollimator)

(en: Aperture angle)

ϑ_K

Kenngroße zur Spezifizierung eines In-situ-Gammaspektrometers mit Kollimator. Der Öffnungswinkel ergibt sich aus dem Sichtbereich für eine Photonenenergie von 662 keV bei Oberflächenbelegung und einer Detektorhöhe von 1 m. Er wird als Polarwinkel ϑ gegen die Kristallsymmetrieachse angegeben.

3.1.8

Relaxationsmassenflächendichte

(en: Relaxation mass per unit area) [7]

ζ

Parameter zur mathematischen Beschreibung der Verteilung eines Radionuklids als Funktion der Bodentiefe; er gibt die Bodenmasse je Flächeneinheit an, innerhalb derer die Aktivität auf $1/e$ (37 %) abnimmt

3.1.9

Sichtbereich des Detektors

(en: Field of view of a detector)

Radius des Bodenbereiches, aus dem 90 % der vom Detektor registrierten ungestreuten Photonen stammen; der Sichtbereich ist eine von den Modellannahmen abhängige Hilfsgröße zur Veranschaulichung des von einem In-situ-Gammaspektrometer erfassten Bodenbereiches. Er wird grundsätzlich nur für die Modellannahme einer unendlich ausgedehnten Messfläche berechnet.

3.1.10**Verteilungsmodell**

(en: distribution model)

 V

Gesamtheit aller physikalischen und geometrischen Parameter zur Beschreibung der Verteilung des betrachteten Radionuklids in der Umwelt sowie der Wechselwirkung emittierter Photonen mit dem Boden und der Luft.

Das verwendete mathematische Modell beschreibt die Verteilung der Radionuklide im Boden und auf der Oberfläche. Ein Unterschied wird im Allgemeinen zwischen der Verteilung von frischen Ablagerungen auf der Bodenoberfläche, einheitlicher Verteilung von homogener Ausbreitung bis zu einer Tiefe von 40 cm unterhalb der Bodenoberfläche (beispielsweise bei natürlichen Radionukliden) und Tiefenverteilung bei älteren Ablagerungen aufgrund exponentiellen Zerfalls mit der Tiefe im Boden.

3.1.11**Winkelkoeffizient**

(en: angular coefficient)

 k_m

Verhältnis des Wirkungsquerschnitts des Detektors für Photonen aus einem bestimmten Raumwinkel zum axialen Wirkungsquerschnitt. Der Winkelkoeffizient ist abhängig von der Photonenenergie E und dem Raumwinkelsegment m aus dem die Photonen auf den Detektor treffen. Winkelkoeffizienten sind reine Detektorgrößen.

3.1.12**Messfläche**

(en: area measurement)

Bodenbereich, für den eine gleichmäßige flächen- bzw. massenbezogene Aktivitätsverteilung des auszuwertenden Radionuklids vorausgesetzt wird. Die nach dieser Norm berechnete flächen- oder massenbezogene Aktivität ist der Mittelwert für die Messfläche.

3.1.13**Massenbelegung (Kollimator)**

(en: mass per unit area)

Produkt aus Dichte und Wandstärke eines Kollimators. Die Massenbelegung wird angegeben für einen Polariswinkel ϑ von 90 Grad auf Höhe des geometrischen Kristallmittelpunktes.

3.1.14**Wirkungsquerschnitt des Detektors**

(en: cross section of the detector)

Verhältnis von Nettozählrate der auszuwertenden Gesamtabsorptionslinie bei der Energie E zur Flussdichte ungestreuter Photonen der Energie E am Ort des Detektors. Der Wirkungsquerschnitt des Detektors stellt damit eine hypothetische Fläche dar.

Wirkungsquerschnitte hängen vom Einfallswinkel der Photonen und deren Energie ab. Sie werden messtechnisch bestimmt und sind reine Detektorgrößen.

3.1.15**flächen- oder massenbezogener Kalbrierfaktor**

(en: calibration factor per unit of surface area or unit of mass)

 w

Verhältnis von flächen- oder massenbezogener Aktivität des auszuwertenden Radionuklids zur Nettoimpulsrate der auszuwertenden Gesamtabsorptionslinie

3.2 Formelzeichen

Die verwendeten Formelzeichen sind in Tabelle 1 angegeben.

Tabelle 1 – Formelzeichen

Formelzeichen	Beschreibung	Einheit
a	Aktivität des betrachteten Radionuklids zum Zeitpunkt der Messung a) flächenbezogen b) massenbezogen	$\text{Bq}\cdot\text{m}^{-2}$ $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$
$\hat{a}$	Bester Schätzer der Aktivität des betrachteten Radionuklids zum Zeitpunkt der Messung a) flächenbezogen b) massenbezogen	$\text{Bq}\cdot\text{m}^{-2}$ $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$
a_K	Aktivität des Kalibrierstrahlers zum Zeitpunkt der Messung	Bq
a_o	flächenbezogene Aktivität des betrachteten Radionuklids auf der Bodenoberfläche	$\text{Bq}\cdot\text{m}^{-2}$
$a(X)$	Flächenbezogene Aktivität als Funktion der Massenflächendichte	$\text{Bq}\cdot\text{m}^{-2}$
a^*	Erkennungsgrenze der Aktivität zum Zeitpunkt der Messung a) flächenbezogen b) massenbezogen	$\text{Bq}\cdot\text{m}^{-2}$ $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$
$a^\#$	Nachweisgrenze der Aktivität des betrachteten Radionuklids zum Zeitpunkt der Messung a) flächenbezogen b) massenbezogen	$\text{Bq}\cdot\text{m}^{-2}$ $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$
$a^{\blacktriangleright}, a^{\blacktriangleleft}$	Unter- bzw. Obergrenze des Vertrauensbereichs der Aktivität des betrachteten Radionuklids zum Zeitpunkt der Messung a) flächenbezogen b) massenbezogen	$\text{Bq}\cdot\text{m}^{-2}$ $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$
c_0, c_1, c_2	Hilfsgrößen zur Berechnung von Erkennungs- und Nachweisgrenzen	–
d	Abstand des geometrischen Kristallmittelpunktes von der Bodenoberfläche oder vom Kalibrierstrahler	m
$\dot{K}$	Ortsdosisleistung als Luftkermaleistung	$\text{Gy} \cdot \text{h}^{-1}$
E	Photonenenergie	keV
E_1	Exponentialintegralfunktion 1. Ordnung $E_1(\alpha) = \int_1^\infty \frac{e^{-ax}}{x} dx$	–
E_2	Exponentialintegralfunktion 2. Ordnung $E_2(\alpha) = \int_1^\infty \frac{e^{-ax}}{x^2} dx$	–
f_d	Zerfallskorrektur	–

Tabelle 1 (fortgesetzt)

Formelzeichen	Beschreibung	Einheit
f_D oder f_K	Faktor zur Umrechnung der flächen- oder massenbezogenen Aktivität eines Radionuklids in Ortsdosisleistung als Luftkermaleistung a) flächenbezogen b) massenbezogen	$\text{Gy} \cdot \text{m}^2 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{Bq}^{-1}$ $\text{Gy} \cdot \text{kg} \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{Bq}^{-1}$
$f_{H^*(10)}$	Faktor zur Umrechnung der flächen- oder massenbezogenen Aktivität eines Radionuklids in Umgebungs-Äquivalentdosisleistung a) flächenbezogen b) massenbezogen	$\text{Sv} \cdot \text{m}^2 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{Bq}^{-1}$ $\text{Sv} \cdot \text{kg} \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{Bq}^{-1}$
G	Geometriefaktor a) flächenbezogen b) massenbezogen	$\text{kg} \cdot \text{m}^{-2}$ —
$G(E, V)$	Geometriefunktion a) flächenbezogen b) massenbezogen	$\text{kg} \cdot \text{m}^{-2}$ —
$\dot{H}^*(10)$	Ortsdosisleistung des betrachteten Radionuklids als Umgebungs-Äquivalentdosisleistung in 10 mm Tiefe	$\text{Sv} \cdot \text{h}^{-1}$
i	Laufvariable	—
$k, k_{1-\alpha}, k_{1-\beta}, k_{1-\gamma/2}$	Quantile der Verteilungsdichtefunktionen	—
k_m	Winkelkoeffizient für Photonenstrahlung aus dem Polarwinkelsegment m	—
M	Anzahl der Polarwinkelsegmente	—
m	Index für die Kennzeichnung der Polarwinkelsegmente	—
n_g	Gesamtimpulszahl im Bereich der auszuwertenden Gesamtabsorptionslinie	s^{-1}
n_u	Untergrundimpulszahl im Bereich der auszuwertenden Gesamtabsorptionslinie	s^{-1}
n_n	Nettoimpulszahl der auszuwertenden Gesamtabsorptionslinie	s^{-1}
p	Emissionswahrscheinlichkeit je Zerfall für die betrachtete Photonenenergie E	—
R	Radius des Verteilungsmodells	m
R_s	Radius des Sichtbereiches	m
$u(x_i)$	Standardunsicherheit der Eingangsgröße x_i	die Einheit ergibt sich aus der Ausgangsgröße
$u_{rel}^2(x_i)$	Relative Varianz der Eingangsgröße x_i	die Einheit ergibt sich aus der Ausgangsgröße
t	Messdauer	s
V	Verteilungsmodell	—
W	Winkelkorrekturfaktor	—
w	Kalibrierfaktor zur Berechnung der massen- oder flächenbezogenen Aktivität des betrachteten Radionuklids	—
w_h	Kalibrierfaktor zur Berechnung der nuklidspezifischen Umgebungs-Äquivalentdosisleistung	—

Tabelle 1 (fortgesetzt)

Formelzeichen	Beschreibung	Einheit
X	Massenflächendichte	$\text{kg} \cdot \text{m}^{-2}$
z	Bodentiefe	m
z'	Integrationsvariable für die Bodentiefe z	–
ϑ	Polarwinkel	Grad
ε	Nachweiswahrscheinlichkeit	
	a) flächenbezogen	m^2
	b) massenbezogen	kg^1
η_m	Wirkungsquerschnitt des Detektors für Photoneinfall aus dem Polarwinkel-segment m	m^2
η_0	Axialer Wirkungsquerschnitt des Detektors	m^2
ϑ_{ext}	äußerer Polarwinkel des betrachteten Winkelsegments	Grad
ϑ_{lim}	Grenzwinkel des Verteilungsmodells	Grad
ϑ_{int}	innerer Polarwinkel des betrachteten Winkelsegments	Grad
ϑ_{col}	Öffnungswinkel des Kollimators	Grad
μ_L	Schwächungskoeffizient von Luft	m^{-1}
$\frac{\mu_B}{\rho_B}$	Massenschwächungskoeffizient des Bodens	$\text{m}^2 \cdot \text{kg}^{-1}$
$\rho_B(z)$	Dichte des Bodens als Funktion der Bodentiefe z	$\text{kg} \cdot \text{m}^{-3}$
Φ	Flussdichte ungestreuter Photonen der auszuwertenden Photonenenergie E für die Verteilung V am Ort des Detektors	$\text{s}^{-1} \cdot \text{m}^{-2}$
$\left(\frac{\Delta\Phi_m}{\Phi} \right)$	Flussdichteanteil ungestreuter Photonen der auszuwertenden Photonenenergie E für die Verteilung V am Ort des Detektors, der aus dem Polarwinkelsegment m stammt	–
ζ	Relaxationsmassenflächendichte	$\text{kg} \cdot \text{m}^{-2}$

4 Messverfahren

4.1 Kurzbeschreibung des Messverfahrens

Die In-situ-Gammaspektrometrie ist eine direkte, physikalische Messmethode zur schnellen nuklidspezifischen Bestimmung flächen- oder massenbezogener Aktivitäten von Radionukliden im oder auf dem Boden.

Sie weist gegenüber der Entnahme von Bodenproben mit anschließender Auswertung im Labor gewichtige Vorteile auf:

- kürzere Messdauer;
- keine aufwändige Probenentnahme; Probenvorbereitung und -analyse im Labor entfallen;
- sofortige Verfügbarkeit der Messergebnisse;
- hohe Repräsentativität des Messergebnisses aufgrund des großen Sichtbereiches des Detektors.

Zur Messung wird vorzugsweise ein Germaniumdetektor mit nach unten gerichteter Endkappe auf einer Haltevorrichtung positioniert. Im Allgemeinen befindet sich der Detektorkristall dabei in einer Höhe von einem Meter über der Bodenoberfläche.

Zur quantitativen Auswertung der Impulshöhenspektren müssen Modellannahmen hinsichtlich der Nuklidverteilung im Boden sowie bestimmter physikalischer Eigenschaften des Bodens und der Luft getroffen werden. Die Radionuklidverteilung im Boden ist im Allgemeinen nicht bekannt.

Deshalb werden zur Beschreibung folgende Modelle verwendet:

- homogene Verteilung (bei natürlichen Radionukliden);
- Oberflächenverteilung (bei frischer, trockener Ablagerung);
- mit zunehmender Bodentiefe exponentiell abnehmende Aktivität (z. B. bei oberflächlich deponierten und in der Folge in den Boden eingedrungenen Radionukliden).

ANMERKUNG Meist werden zur Beschreibung der Aktivitätsverteilung im Boden einfache Exponentialmodelle zugrunde gelegt.

4.2 Grenzen des Messverfahrens

Die Grenzen der Anwendung der In-situ-Gammaspektrometrie werden vor allem hinsichtlich der quantitativen Analyse erreicht. Die Bestimmung der flächen- oder massenbezogenen Aktivität ist nicht mehr möglich, wenn

- die Verteilung der Radionuklide im oder auf dem Boden nicht mit hinreichender Genauigkeit angegeben werden kann,
- signifikante Fremdbeiträge zum Messeffekt vorliegen, die nicht aus dem zu untersuchenden Bodenbereich stammen (z. B. Strahlungsbeiträge aus dem Luftvolumen).

Wesentliche Einflussgrößen auf das Messergebnis sind in Anhang G zusammengestellt.

Das Messverfahren kann grundsätzlich nicht mehr eingesetzt werden, wenn eine hohe Ortsdosisleistung am Messort zu einer Überlastung des Messsystems hinsichtlich der Signalverarbeitung führt.

5 Komponenten eines In-situ-Gammaspektrometers

5.1 Tragbares Spektrometriesystem

Ein In-situ-Gammaspektrometer umfasst folgende vier Hauptkomponenten:

- Das Germanium- oder Szintillationsdetektorsystem,
- die Elektronik zur Impulsverarbeitung,
- das System zur Datenerfassung und Datenauswertung,
- die Haltevorrichtung für das Detektorsystem (Dreifuß),
- Kühlung und bedarfsweise Abschirmung.

Als Spektrometriesystem wird ein tragbares System aus tragbarer Kühlung, Elektronik (im Allgemeinen ein eigenständiger oder PC-basierter Vielkanalanalysator (VKA) mit eingebauter Hochspannungsversorgung und Impulsverstärkung) empfohlen. Die Daten werden vorzugsweise in Rechnern, auf Festplatten, digitalen Speichermedien (z. B. USB-Memory-Sticks, Speicherkarten) gespeichert. Da bei Messungen vor Ort im Allgemeinen keine Netzspannung zur Verfügung steht, ist es zweckmäßig, die Messapparatur auch für netzunabhängigen Betrieb auszuliegen.

ANMERKUNG Grundsätzlich kann auch eine Fernübertragung der Messdaten, z. B. über Kabel, Funk oder Satellit, erfolgen.

5.2 Detektorsystem

5.2.1 Allgemeines

Das Germaniumdetektorsystem umfasst den im Vakuum in einer Endkappe montierten Germaniumkristall. Ebenfalls im Vakuum ist die erste Stufe des Vorverstärkers eingebaut. Für den Betrieb wird der Detektor

gekühlt. Er kann mittels flüssigem Stickstoff (Dewar-Gefäß) oder mit einem elektrischen Kühlsystem gekühlt werden. Der integrierte Vorverstärker ist mechanisch an den Detektor gekoppelt (IEC 61275 (zurzeit in Überarbeitung, aktueller Entwurf: CD von 2010-05^{N1)}), IEC 61342, IEC 60973).

Je nach Messaufgabe stehen zwei Germaniumkristalltypen (n-Typ- und p-Typ-Kristalle) in unterschiedlichen Ausführungen zur Verfügung. Sie können in verschiedenen Formen und Kristallhalterungen und die Endkappen und Endkappen-Fenster aus verschiedenen Materialien hergestellt werden. Eine Übersicht über Kenn-daten einiger Germaniumdetektoren für die In-situ-Gammaspektrometrie vermittelt Anhang A.

Diese Detektoreigenschaften bestimmen den Messbereich, insbesondere die untere Grenze der erfassbaren Photonenenergie und der Zählrate.

Jedoch muss betont werden, dass Detektoren, die in der Lage sind, sehr niedrige Energien (wie n-Typ-Detektoren oder Detektoren mit speziellen Endkappenmaterialien) zu erfassen, nicht für den Einsatz in der In-situ-Gammaspektrometrie geeignet sind, da die Detektoren naturgemäß sehr empfindlich sind und sich eine große Messunsicherheit der Aktivität aufgrund hoher Absorption von niederenergetischer Gammastrahlung in Luft und Boden ergibt.

Für allgemeine Anwendungen, z. B. für die Bestimmung der massenbezogenen Aktivität künstlicher Radionuklide im Boden und der Bodenkontamination, wird empfohlen, Germaniumdetektoren mit einer relativen Nachweiswahrscheinlichkeit von 20 % bis 50 % und einem Energiebereich ab 50 keV zu verwenden.

Es wird empfohlen, Germaniumdetektoren zu verwenden, die sogenannte „isotropic response function“ haben. Z. B. Detektoren, die keine oder nur eine geringfügige Richtungsabhängigkeit in Richtung eines Gammastrahlenereignisses aufweisen. Dies ist annähernd dann gegeben, wenn das Verhältnis des Kristalldurchmessers zu seiner Länge etwa 1 beträgt (Höhe vs. Durchmesser).

ANMERKUNG Heutzutage sind Detektoren erhältlich, die eine starke Vorzugsrichtung aufweisen. In diesem Fall zieht man mathematische Kalibriermethoden der Detektorzählausbeute einer experimentell ermittelten vor. Die Richtungsabhängigkeit wird dabei grundsätzlich berücksichtigt. Auf der anderen Seite sind diese Detektoren vorteilhaft, wenn ein begrenzter Sichtbereich erforderlich ist.

Unter bestimmten Umständen, insbesondere wenn keine hohe Präzision erforderlich ist, können auch Systeme mit Szintillationsdetektoren (NaI(Tl), LaBr₃) zum Einsatz kommen. In diesem Fall entfällt die Notwendigkeit der Kühlung. Allerdings liegen wegen der schlechteren Energieauflösung dieser Detektoren die Werte für Nuklidnachweis- und -erkennungsgrenzen höher.

5.2.2 Besondere Anforderungen

Das Detektorsystem muss besonderen Anforderungen für die Anwendung bei Feldmessungen nach IEC 61275 genügen. Insbesondere ist Folgendes bei der Auswahl zu berücksichtigen:

- a) Es muss feuchtigkeits- und spritzwassergeschützt ausgeführt sein. Dies gilt auch für die mechanischen und elektrischen Verbindungen zwischen Vorverstärker und der Elektronik zur Impulsverarbeitung.
- b) Der Kristall ist so zu montieren, dass während des Transports auftretende mechanische Belastungen keine Beschädigung des Detektors zur Folge haben. Dies setzt voraus, dass für den Detektor transport-sichere Verpackungen zur Verfügung stehen.
- c) Der Arbeitsbereich des Detektorsystems muss für einen Temperaturbereich von –20 °C bis +50 °C ausgelegt sein (eine höhere Umgebungstemperatur an der Detektorkapsel kann zu einer Verschlechterung des Vakuums zwischen Endkappe und Kristall führen).
- d) Das Leistungsvermögen des Kühlsystems muss für eine Standzeit von mindestens 48 h ausgelegt sein. Bei Kühlausfall (beispielsweise wenn der Stickstoff im Dewar-Gefäß verbraucht ist) darf der Detektor über mindestens 12 h nicht mehr gekühlt werden.

^{N1)} Nationale Fußnote: IEC 45B/650/CD, zu beziehen über den DKE-Schriftstückservice;
E-Mail: dke.schriftstueckservice@vde.com

ANMERKUNG 1 Beim Transport von mit Stickstoff gekühlten Detektorsystemen ist mit einem erhöhten Stickstoffverbrauch zu rechnen.

ANMERKUNG 2 Für die üblichen Anwendungsbereiche von In-situ-Gammaspektrometern ist die Verwendung hochreiner Materialien für die Kristallhalterung, die Endkappe und das Eintrittsfenster nicht erforderlich.

5.3 Elektronik zur Impulsverarbeitung

5.3.1 Komponenten

Die Elektronik zur Impulsverarbeitung besteht aus folgenden Komponenten:

- Detektor-Hochspannungsversorgung;
- Spektroskopieverstärker;
- Analog-Digital-Wandler (ADC);
- Vielkanalanalysator (VKA).

Bei modernen Elektroneinheiten wird die Pulsverarbeitung hauptsächlich durch Digitalelektronik ausgeführt. In diesem Fall werden der Spektroskopieverstärker und der Analog-Digital-Wandler durch eine Einheit, den Digitalen Signalprozessor ersetzt.

Es wird empfohlen, eine integrierte Pulsverarbeitungseinheit einzusetzen. Alle Komponenten sind in diesem Fall in einem Gehäuse eingebaut und einerseits mit dem Detektorvorverstärker und andererseits mit dem Computer verbunden.

Die Verbindung der Messeinheit mit dem Computer kann über eine serielle Schnittstelle (Kabel), über USB-Anschluss (Kabel), über WLAN (ohne Kabel) oder andere drahtlose Kommunikationsarten erfolgen. Der Computer sollte mit Akkus betrieben werden können.

5.3.2 Besondere Anforderungen

Die Elektronik zur Impulsverarbeitung muss für einen Feldeinsatz folgende besonderen Anforderungen erfüllen:

- a) Wenn keine digitale Verarbeitung vorliegt, sollte das System temperaturstabilisiert sein. Dies kann durch digitale Spektrumsstabilisatoren geschehen. Digitale signalverarbeitende Prozessoren sind üblicherweise nicht oder nur gering temperaturabhängig, deshalb ist hier keine Stabilisierung erforderlich.

ANMERKUNG Im Feldeinsatz kann eine Verstärkungsstabilisierung anhand der Gammalinie von ^{40}K bei 1 461 keV erfolgen.

- b) Bevorzugt sollte die Elektronik mit Batterien betrieben werden. Die Mindestbetriebsdauer sollte 4 h betragen. Ein automatisches Umschalten zwischen Batterie- und Netzbetrieb sollte möglich sein.

5.3.3 Anforderungen an die Auswerteprogramme

Rechenprogramme zur Auswertung der mit einem In-situ-Gammaspektrometer gemessenen Impulshöhenspektren sollten Zusatzfunktionen aufweisen, die über die Standardauswertungen von Rechenprogrammen in einem Radioaktivitätsmesslabor hinausgehen. Diese zusätzlichen Funktionen können durch spezielle Zusatzprogramme bzw. Module erfüllt werden. Sie müssen folgende Grund- und Zusatzfunktionen erfüllen:

- a) Grundfunktionen:

1. Automatische Peaksuche und Peakflächenbestimmung. Eine manuelle Auswertung sollte möglich sein (Peakbereiche festlegen usw.). Die Peakflächenbestimmung beinhaltet die Berechnung der Peakposition, der Halbwertsbreite, der Nettopeakfläche und der Standardmessunsicherheit der Peakfläche. Multiplenentfaltung von Mehrfachpeaks muss möglich sein.
2. Durchführung von Energiekalibrierungen und – falls erforderlich – Energiestabilisierung.
3. Identifikation von Radionukliden anhand einer Radionuklidbibliothek, mit der Möglichkeit der Änderung und Ergänzung durch berechnete Personen. Die Identifikation der Radionuklide beinhaltet die

Berechnung der Nuklidaktivität, Nachweis- bzw. Erkennungsgrenzen nach ISO 11929. Der Algorithmus muss auch Korrekturmöglichkeiten bei überlagernden Nuklidlinien (Interferenzkorrektur) haben. Umrechnung von Aktivitäten und Nachweis- bzw. Erkennungsgrenzen auf ein frei wählbares Bezugsdatum muss möglich sein.

b) Zusatzfunktionen:

1. Berücksichtigung der Richtungsabhängigkeit der Detektorausbeute des verwendeten Detektors – soll während der Überprüfung der Nachweiswahrscheinlichkeitsfunktion stattfinden.
2. Möglichkeit der Variation der Höhe des Detektors über der Bodenoberfläche.
3. Bestimmung der flächenbezogenen Aktivität in Bq m^{-2} für exponentielle Radionuklidverteilung mit der Möglichkeit der Variation der Relaxationsmassenflächendichte von zumindest 3 kg m^{-2} bis 150 kg m^{-2} ,
4. Bestimmung der flächenbezogenen Aktivität in Bq m^{-2} für auf der Bodenoberfläche abgelagerte Radionuklide,
5. Bestimmung der massenbezogenen Aktivität in Bq kg^{-1} für homogen im Boden verteilte Radionuklide.
6. Eine Berechnung der nuklidspezifischen Umgebungs-Äquivalentdosisleistung in einer Höhe von 1 m über der Bodenoberfläche ist zweckmäßig. Eine Möglichkeit zur Änderung oder Ergänzung des Faktors f_D oder $f_{H^*(10)}$ zur Umrechnung der flächen- bzw. massenbezogenen Aktivität eines Radionuklids in Luftkermaleistung oder Umgebungs-Äquivalentdosisleistung in Luft sollte im Programm vorgesehen werden.

5.4 Haltevorrichtung für das Detektorsystem

Die Haltevorrichtung muss die Positionierung des Germaniumdetektorsystems in verschiedenen Höhen erlauben. Die Haltevorrichtung ist vorzugsweise aus Materialien mit kleiner Kernladungszahl und geringer Dichte (wie z. B. Aluminium, Kunststoff oder Holz) zu fertigen. Das Material der Haltevorrichtung sollte eine geringe spezifische Eigenaktivität besitzen. Im Allgemeinen wird der Detektor in einer Höhe von 1 m positioniert.

Die meisten Haltevorrichtungen sind dreibeinige Stative.

6 Kalibrierung

6.1 Allgemeines

Großflächige Kalibrierquellen für die bei der In-situ-Gammaspektrometrie gegebenen Messgeometrien sind in der Praxis nicht oder nur unter Schwierigkeiten realisierbar. Deshalb wurden zur Kalibrierung von In-situ-Gammaspektrometern spezielle Verfahren entwickelt. Diese führen Kenndaten des verwendeten Detektors, bestimmte physikalische Daten des Boden und der Luft sowie Annahmen über die Verteilung des zu bestimmenden Radionuklids im Boden zusammen.

Eine wesentliche Bedeutung kommt dabei der Wahl eines realitätsnahen Modells der Tiefenverteilung des auszuwertenden Radionuklids im Boden zu. Im Allgemeinen finden hierzu mathematische Modelle Anwendung, bei denen die Aktivität mit zunehmender Bodentiefe z exponentiell abnimmt.

Für die Oberflächenaktivität gilt:

$$a(X) = a_0 \exp\left(-\frac{X}{\zeta}\right) \quad (1)$$

Dabei ist X wie folgt definiert:

$$X(z) = \int_0^z \rho_B(z') \times dz' \quad (2)$$

Grenzfälle sind:

$\zeta = \infty$ für eine homogene Radionuklidverteilung im Boden

$\zeta = 0$ für eine Ablagerung auf der Bodenoberfläche

Die Größe ζ wird als Relaxationsmassenflächendichte bezeichnet. Sie ist abhängig von der Herkunft und Art des Radionuklids sowie von der Zusammensetzung des Bodens (chemische und physikalische Eigenschaften des Bodens, pH-Wert, Kapazität des Kationenaustausches, Gehalt an organischen Substanzen, Textur des Bodens usw.). Bei oberflächlich abgelagerten und in der Folge in den Boden eingedrungenen Radionukliden spielt darüber hinaus die Art der Ablagerung (trocken oder nass) sowie die Zeitspanne seit der Ablagerung eine Rolle.

ANMERKUNG 1 Die Tiefenverteilung eines Radionuklids kann durch die schichtweise Entnahme und Analyse von Bodenproben bestimmt werden. Darüber hinaus erlauben es einige spezielle Mess- und Auswerteverfahren, Informationen über die Tiefenverteilung eines Radionuklids unmittelbar aus dem aufgenommenen Impulshöhenspektrum abzuleiten.

ANMERKUNG 2 Der Parameter „Relaxationslänge“ kann nur bei konstanter vertikaler Bodendichte verwendet werden.

Im Gegensatz zur Spektrometrie im Labor, werden bei der In-situ-Gammaspektrometrie Nachweiswahrscheinlichkeiten flächen- oder massenbezogen bestimmt. Sie sind abhängig von der Photonenenergie, den der Auswertung zu Grunde liegenden Annahmen zur Verteilung des Radionuklids im Boden, den Absorptionseigenschaften des Bodens und der Luft sowie vom verwendeten Detektorsystem und dessen Position über der Messfläche.

Zur Bestimmung von flächen- oder massenbezogenen Nachweiswahrscheinlichkeiten stehen grundsätzlich zwei Methoden zur Verfügung.

Eines dieser Verfahren kombiniert die Ergebnisse von Kalibriermessungen mit den Ergebnissen von Modellrechnungen, ein weiteres Kalibrierverfahren basiert ausschließlich auf einem numerischen Ansatz.

Beide Kalibrierverfahren setzen die Verwendung von Detektoren voraus, deren Nachweisvermögen keine Abhängigkeit über den Azimutwinkel aufweist.

6.2 Kombiniertes Kalibrierverfahren [8]

Die flächen- oder massenbezogene Nachweiswahrscheinlichkeit ε kann gemäß folgender Gleichung berechnet werden:

$$\varepsilon = \eta_0 \cdot G \cdot W \quad (3)$$

Bild 1 vermittelt eine schematische Übersicht über der Verknüpfung zwischen spezifischen empirischen Größen und Modellgrößen und der Kalibrierung eines In-situ-Gammaspektrometers.

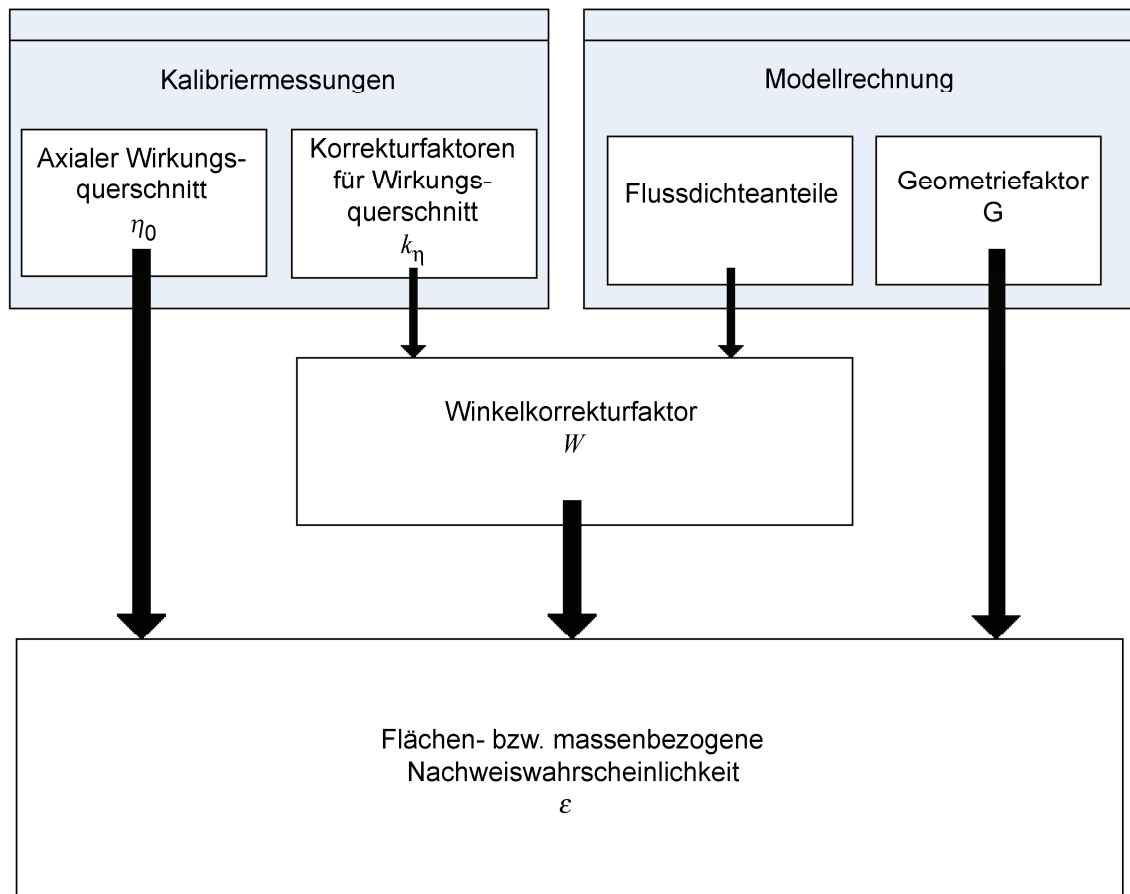


Bild 1 – Schematische Übersicht über spezifische empirische Größen und Modellgrößen und ihre Verknüpfung zur Kalibrierung eines In-situ-Gammaspektrometers

6.2.1 Axialer Wirkungsquerschnitt

Die Bestimmung des axialen Wirkungsquerschnitts eines Detektors erfolgt durch Kalibriermessungen mit punktförmigen Aktivitätsnormalen. Dazu werden diese in definiertem Abstand vom geometrischen Kristallmittelpunkt des Detektors in Richtung der Kristallsymmetrieachse positioniert und die Nettozählraten der Gesamtabsorptionslinien im Impulshöhenspektrum bestimmt. Die Photonenenergien der verwendeten Strahler sollten in einem Bereich von 60 keV bis 2 MeV liegen, ihr Abstand vom Detektor sollte einen Wert von 0,5 m nicht unterschreiten.

ANMERKUNG Vorzugsweise werden als Kalibrierstrahler Viellinienpräparate wie z. B. ^{133}Ba in Kombination mit ^{152}Eu oder Mischpräparate verwendet.

Der Axiale Wirkungsquerschnitt η_0 ergibt sich für eine definierte Photonenenergie zu:

$$\eta_0 = \frac{(n_g - n_u)/t}{\Phi} = 4\pi d^2 \cdot \frac{(n_g - n_u)/t}{a_K \cdot p} \quad (4)$$

Üblicherweise wird auf der Basis der für diskrete Photonenenergien ermittelten Einzelwerte von η_0 eine Funktion erstellt, die den axialen Wirkungsquerschnitt in Abhängigkeit von der Photonenenergie beschreibt. Diese Funktion ermöglicht die Berechnung des axialen Wirkungsquerschnittes für Photonenenergien im Energiebereich von 60 keV bis über 2 000 keV.

6.2.2 Geometriefaktor

Die Berechnung des Geometriefaktors erfolgt auf der Basis von Modellannahmen. In diese Modellannahmen gehen die Verteilung des auszuwertenden Radionuklids im bzw. auf dem Boden, die Detektorhöhe, der Schwächungskoeffizient der Luft sowie der Massenschwächungskoeffizient des Bodens ein.

Für das Ergebnis der Berechnung sind vor allem realitätsnahe Modellannahmen hinsichtlich der lateralen als auch der vertikalen Verteilung des auszuwertenden Radionuklids im Boden wesentlich.

Ist die Messfläche größer oder gleich dem Sichtbereich des In-situ-Gammaspektrometers, kann zur mathematischen Beschreibung der Radionuklidverteilung ein unendlich ausgedehntes Modell verwendet werden. Die aus dieser Forderung sich ergebende Unterschätzung der flächen- bzw. massenbezogenen Aktivität beträgt gemäß der Definition des Sichtbereiches maximal 10 %.

Gleichungen zur Berechnung der Geometriefaktoren (Geometriefunktionen) für wichtige unendlich ausgedehnte Verteilungsmodelle finden sich im Anhang B, Abschnitte B.1 und B.2. Wichtige Geometriefunktionen für eine Detektorhöhe von 1 m sind in B.3 und B.4 graphisch dargestellt.

Ist die Messfläche kleiner als der Sichtbereich des In-situ-Gammaspektrometers, können unendlich ausgedehnte Verteilungsmodelle nicht mehr verwendet werden. In diesen Fällen ist der Geometriefaktor entsprechend der tatsächlichen Geometrie der Messfläche zu berechnen. Näherungsweise können Geometriefaktoren für endlich ausgedehnte Messflächen mit Hilfe der in B.2 angegebenen Geometriefunktionen berechnet werden. Der Radius des Verteilungsmodells ist dabei so zu wählen, dass seine Fläche gleich der Messfläche ist. Für kreisförmige Messflächen gelten die Gleichungen in B.2 exakt. Ein Beispiel zur Berechnung eines Geometriefaktors für eine endlich ausgedehnte Messfläche befindet sich in B.5.

6.2.3 Winkelkorrekturfaktor

Mit Hilfe des Winkelkorrekturfaktors $W_{E,V}$ können vorhandene Winkelabhängigkeiten des Wirkungsquerschnitts des Detektors berücksichtigt werden. Der Winkelkorrekturfaktor hängt vom verwendeten Detektor, der Photonenenergie und der Winkelverteilung der am Ort des Detektors einfallenden ungestreuten Photonen ab. Die Berechnung von Winkelkorrekturfaktoren ist aufwendig. Auf sie darf verzichtet werden, wenn der verwendete Detektor keine oder nur eine geringe Abhängigkeit des Wirkungsquerschnitts über den Polarwinkel ϑ aufweist. Für den Winkelkorrekturfaktor ergibt sich dann für alle Photonenenergien und Verteilungsmodelle näherungsweise der Wert 1.

Für Photonenenergien größer 100 keV ist dies im Allgemeinen für Detektorkristalle gegeben, für die gilt

Kristalldurchmesser/Kristalllänge = $1 \pm 0,1$

Für die Auswertung von GesamtabSORPTIONSLINIEN von weniger als 100 keV sowie für Detektorkristalle, deren Durchmesser um mehr als 10 % von ihrer Länge abweicht, ist grundsätzlich eine Bestimmung des Winkelkorrekturfaktors erforderlich.

Die Lösung des Integrals ist sehr aufwändig. Deshalb wird die Integration durch ein Summationsverfahren ersetzt. Der Polarwinkel ϑ wird hierzu in M Teilsegmente unterteilt. Ein Teilsegment sollte dabei nicht größer als 10° sein, bei kollimierten In-situ-Gammaspektrometern nicht größer als 5° .

Für jedes dieser Teilsegmente ist der Flussdichteanteil ungestreuter Photonen Φ_m/Φ zu berechnen und mit dem entsprechenden Winkelkoeffizient k_m zu multiplizieren. Der Winkelkorrekturfaktor $W_{E,V}$ ergibt sich dann als Summe der Produkte gemäß

$$W = \sum_{m=1}^M k_m \cdot \left(\frac{\Phi_m}{\Phi} \right) \quad (5)$$

Winkelkoeffizienten k_m werden durch Kalibriermessungen mit punktförmigen Aktivitätsnormalen ermittelt. In einem ersten Schritt wird für jedes Polarwinkelsegment m der Wirkungsquerschnitt des Detektorsystems η_m

für ungestreute Photonen bestimmt. Die Bestimmung erfolgt entsprechend der Bestimmung des axialen Wirkungsquerschnittes η_0 . Der Winkelkoeffizient k_m ergibt sich dann zu

$$k_m = \frac{\eta_m}{\eta_0} \quad (6)$$

Gleichungen zur Berechnung von Flussdichteanteilen Φ_m/Φ für häufig verwendete Modellgeometrien können B.6 und B.7 entnommen werden.

Rechenbeispiele zur Ermittlung von Winkelkorrekturfaktoren befinden sich in B.8 und B.9.

ANMERKUNG 1 Üblicherweise werden zunächst diskrete Winkelkoeffizienten k_m für den Wirkungsquerschnitt des Detektors durch Verwendung von Mehrlinien- oder Mischpräparaten für jedes Polarwinkelsegment m bestimmt. Diese werden in einem zweiten Schritt parametrisiert, so dass jedes Polarwinkelsegment m ein Korrekturfaktor des Winkelkoeffizient $k(E)_m$ als Funktion der Photonenergie E ergibt. Diese Funktion wiederum ermöglicht die Berechnung des für die auszuwertende Photonenergie benötigten Winkelkoeffizienten.

ANMERKUNG 2 Bei kollimierten Detektorsystemen hat es sich bewährt, die Absorption des Kollimators als Winkelabhängigkeit des Detektors zu interpretieren. Winkelkoeffizienten werden daher jeweils für das gesamte Detektor-Kollimator-System bestimmt.

6.3 Numerisches Kalibrierverfahren

Im Gegensatz zur zuvor beschriebenen Kalibrierung mit einer Quelle wird bei der numerischen Kalibrierung vom Anwender keine Quelle benötigt. Dies schließt nicht aus, dass zur Charakterisierung des Detektors eine oder mehrere Quellen eingesetzt werden. Nachfolgend werden die Prinzipien sowie die einzelnen mathematischen Schritte beschrieben.

Zum Einsatz einer numerischen Kalibrierung sind drei Komponenten notwendig:

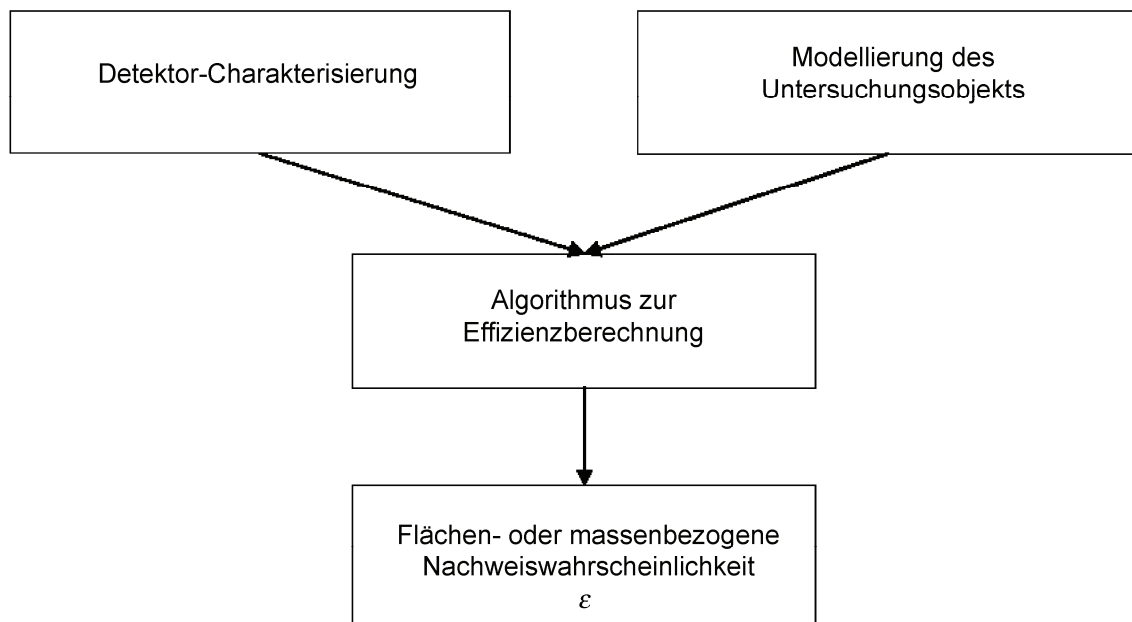


Bild 2 – Schematische Übersicht der individuellen Module für die numerische Kalibrierung

6.3.1 Detektor-Charakterisierung

Unter der Detektor-Charakterisierung versteht man eine Aussage über die Effizienz des Detektors für Punktquellen als Funktion der Gammaenergie, des Abstandes vom Detektorkristall und des Raumwinkels.

Dieser Zusammenhang wird ermittelt durch Monte-Carlo-Simulationen einerseits, sowie durch Anpassung der Parameter der Simulation an tatsächliche Messungen von Punkt- und Flächenquellen andererseits.

Das bedeutet, dass an dieser Stelle Quellen erforderlich sind. Allerdings wird eine solche Charakterisierung üblicherweise vom Detektorhersteller durchgeführt, so dass der Anwender die aufwändigen Kalibriermessungen nicht selbst durchführen muss. Quellen, die zur Ermittlung der Detektoreigenschaften eingesetzt werden, müssen genau sein und über entsprechende Zertifikate verfügen.

6.3.2 Modellierung des Messobjekts

Unter der Modellierung des Messobjekts ist die mathematische Beschreibung der zu untersuchenden Messgeometrie zu verstehen. Dabei können beliebig komplexe Beschreibungen verwendet werden.

Im Allgemeinen reicht es jedoch aus, die Lineardimension der zu untersuchenden Fläche (Durchmesser, Radius), die Höhe des Detektors über der Fläche (meist 1 m), die Bodendichte sowie die Eindringtiefe der Kontamination (Relaxationsmassenflächendichte) anzugeben. In vielen Fällen werden die tatsächlichen Werte für diese Größen nicht bekannt sein. Dann müssen nach Vorschrift Standardwerte eingesetzt werden.

Insbesondere ist bei der Modellierung zu unterscheiden zwischen der Verteilung von künstlichen und natürlichen Radioisotopen. Bei den künstlichen Nukliden trifft eine exponentielle Verteilung zu, während die natürlichen eine homogene Verteilung ausweisen.

6.3.3 Algorithmus zur Effizienzberechnung

Durch Kombination der Informationen nach 6.3.1 und 6.3.2 wird die Effizienzkurve für das Messobjekt errechnet. Dazu stellen die Lieferanten der Software Programme zur Verfügung. Gemäß den Überlegungen aus 6.3.2 werden zwei Effizienzkurven benötigt:

ε_F für die Beschreibung der flächenbezogenen und

ε_V für die volumenbezogenen Effizienzen.

7 Auswertung

7.1 Berechnung der flächen- bzw. massenbezogenen Aktivität

Die Berechnung der flächen- oder massenbezogenen Aktivität zum Zeitpunkt der Messung erfolgt nach folgender Gleichung:

$$a = \frac{(n_g - n_b) / t}{p \cdot \varepsilon} = w \cdot (n_g - n_b) / t \quad (7)$$

ANMERKUNG 1 Der Zerfall eines Radionuklids während der Messzeit ist bei oben stehender Gleichung (7) nicht berücksichtigt. Er muss bei der Messung sehr kurzlebiger Radionuklide gegebenenfalls korrigiert werden.

Entsprechend der Art des angenommenen Verteilungsmodells ergeben sich für homogen im Boden verteilte Radionuklide massenbezogene Aktivitäten und für oberflächlich aufgetragene und ggf. in den Boden eingedrungene Radionuklide flächenbezogene Aktivitäten.

Auf gepflügten Böden mit Pflugschartiefen von mehr als 25 cm sind oberflächlich aufgetragene Radionuklide unter Zugrundelegung einer homogenen Tiefenverteilung massenbezogen auszuwerten.

In einem zweiten Schritt ist unter Berücksichtigung der Pflugschartiefen und der Bodendichte eine Umrechnung in flächenbezogene Aktivitäten möglich.

ANMERKUNG 2 Bei der Auswertung natürlicher Radionuklide sind die Verzweungsverhältnisse innerhalb der natürlichen Zerfallreihen sowie die Emanation des radioaktiven Edelgases Radon zu berücksichtigen.

ANMERKUNG 3 Abweichende Ergebnisse bei den Aktivitäten energetisch unterschiedlicher Gesamtabsorptionslinien eines Radionuklids können ein Hinweis auf fehlerhafte Modellannahmen sein.

7.2 Berechnung der charakteristischen Grenzen und des besten Schätzers sowie dessen Standardunsicherheit

Die Kenngrößen zur Messung ionisierender Strahlung (Erkennungsgrenze, Nachweisgrenze und die Grenzen des Vertrauensbereiches) werden als *charakteristische* Grenzen bezeichnet. Der beste Schätzer und dessen Standardunsicherheit berechnen sich aus dem primären Messergebnis und dessen Standardunsicherheit (vgl. ISO 11929). Die Messgröße a ist im vorliegenden Fall das primäre Messergebnis.

Die flächen- bzw. massenbezogene Aktivität a jedes nachgewiesenen Radionuklids für ein unterstelltes Verteilungsmodell V wird mit Gleichung (7) aus der Nettozählrate einer einzelnen ungestörten Gesamtabsorptionslinie dieses Radionuklids bei der Photonenenergie E ermittelt (siehe Gleichung (7)).

ANMERKUNG Die folgende Darstellung berücksichtigt keine Korrekturen der Energielinie durch Interferenzen. Ebenso werden keine Kovarianzen berücksichtigt oder nuklidspezifische Aktivitäten über mehrere Energielinien berechnet.

7.2.1 Standardunsicherheit

Nach ISO 11929 werden alle multiplikativen Eingangsgrößen, die in das Modell der Auswertung einbezogen werden müssen, in dem Kalibrierfaktor w zusammengefasst.

Es gilt:

$$w = \frac{1}{\varepsilon \cdot p} = (p \cdot \eta_0 \cdot G \cdot W)^{-1} \quad (8)$$

Die relative Varianz von w berechnet sich aus der quadratischen Addition der relativen Einzelvarianzen, wobei die Unsicherheiten in der Emissionswahrscheinlichkeit vernachlässigt wurden.

$$u_{\text{rel}}^2(w) = u_{\text{rel}}^2(\eta_0) + u_{\text{rel}}^2(G) + u_{\text{rel}}^2(W) \quad (9)$$

Für die Standardunsicherheit u folgt damit:

$$u(a) = \sqrt{w^2 / t^2 \left[u^2(n_g) + u^2(n_b) \right] + a^2 u_{\text{rel}}^2(w)} \quad (10)$$

7.2.2 Erkennungs- und Nachweisgrenze

Die Berechnung von Erkennungs- und der Nachweisgrenzen ist grundlegend in ISO 11929 geregelt. Für das bei der In-situ-Gammaspektrometrie vorliegende Modell der Auswertung ergeben sich folgende Lösungen:

$$\text{Erkennungsgrenze:} \quad a^* = k \sqrt{c_0} \quad (11)$$

$$\text{Nachweisgrenze:} \quad a^\# = \frac{2a^* + k^2 c_1}{1 - k^2 c_2} \quad (12)$$

mit den Koeffizienten

$$c_0 = w^2 / t^2 \left[n_b + u^2(n_b) \right] \quad c_1 = w / t \quad c_2 = u_{\text{rel}}^2(w) \quad (13), (14), (15)$$

und

$$k_{1-\alpha} = k_{1-\beta} = k$$

ANMERKUNG 1 Aus den Gleichungen (12) und (15) folgt direkt die wichtige Relation, der zufolge eine Nachweisgrenze nur angegeben werden kann, wenn $ku_{\text{rel}}(w) < 1$.

ANMERKUNG 2 Im Allgemeinen ist für k der Wert 1,645 zu wählen.

Ein Beispiel zur Berechnung von Erkennungs- und Nachweisgrenze befindet sich in H.3.

7.2.3 Vertrauensgrenze und bester Schätzer

Die untere Grenze $a^{\triangleleft}$ und obere Grenze $a^{\triangleright}$ des Vertrauensbereichs folgt aus den Gleichungen $a^{\triangleleft} = a - k_p \cdot u(a)$, wobei $p = \omega \cdot (1 - \gamma/2)$ und $a^{\triangleright} = a + k_q \cdot u(a)$, wobei $q = 1 - \omega \cdot \gamma/2$ in ISO 11929.

$$a^{\triangleleft, \triangleright} = a \pm k_{1-\gamma/2} \cdot u(a) \quad (16)$$

ANMERKUNG 1 Im Allgemeinen ist für $k_{1-\gamma/2}$ der Wert 1,96 zu wählen ($\gamma = 0,05$)

Ein Beispiel zur Berechnung der Vertrauensgrenzen findet sich in H.4.

Als beste Schätzer $\hat{a}$ kann bei Einhaltung der Bedingung das primäre Messergebnis $a \geq 4 \cdot u(a)$ interpretiert werden. Es gilt dann die Näherung $\hat{a} = a$ und $u(\hat{a}) = u(a)$.

ANMERKUNG 2: Für $a < 4(u)a$ sollten bester Schätzer und dessen Standardunsicherheit gemäß den Vorgaben der Norm DIN ISO 11929 berechnet werden, da beide Größen signifikant vom primären Messergebnis und dessen Standardunsicherheit abweichen. In der Praxis bewegt man sich häufig im Bereich der Erkennungsgrenze.

7.3 Berechnung der nuklidspezifischen Ortsdosisleistung

Aus den Ergebnissen der flächen- bzw. massenbezogenen Aktivität können die Beiträge der Einzelnuclide zur Ortsdosisleistung bestimmt werden. Dies ist dann von Interesse, wenn die individuellen Anteile künstlicher und natürlicher Gammastrahlung getrennt zu bestimmen sind.

Für jedes gemessene Radionuklid lässt sich der Beitrag zur Kermaortsdosisleistung $\dot{D}_{V,N}$ oder zur Umgebungs-Äquivalentdosisleistung $\dot{H}^*(10)_{V,N}$ für ein Verteilungsmodell V und ein Radionuklid N als Produkt aus der flächen- bzw. massenbezogenen Aktivität und einem Faktor f_D oder $f_{\dot{H}^*(10)}$ zur Umrechnung der flächen- bzw. massenbezogenen Aktivität a wie folgt bestimmen:

$$\dot{D}_{V,N} = f_D \cdot \frac{(n_g - n_b)/t}{p \cdot \varepsilon} = f_D \cdot a \quad (17)$$

oder

$$\dot{H}_{V,N} = f_{\dot{H}^*(10)} \cdot a \text{ in } \text{nSv} \cdot \text{h}^{-1} \quad (18)$$

In diesem Fall ist in Abhängigkeit vom Berechnungsmodell zu prüfen, ob sich die relative Varianz von w in Analogie zur Gleichung (9) aus der quadratischen Addition der relativen Einzelvarianzen ergibt, wobei der

Geometriefaktor und der Dosisleistungsfaktor separat oder nicht separat [vgl. Gleichung (19)] betrachtet werden müssen, um korrekte Unsicherheiten zu ermitteln.

$$u_{\text{rel}}^2(w_h) = u_{\text{rel}}^2(\eta_0) + u_{\text{rel}}^2(G \cdot f_D) + u_{\text{rel}}^2(W) \quad (19)$$

oder

$$u_{\text{rel}}^2(w_h) = u_{\text{rel}}^2(\eta_0) + u_{\text{rel}}^2\left(G \cdot f_{\frac{H^*(10)}{H^*(10)}}\right) + u_{\text{rel}}^2(W) \quad (20)$$

Der Faktor f_D oder $f_{\frac{H^*(10)}{H^*(10)}}$ hängt vom Radionuklid, seiner Verteilung im Boden und von der betrachteten

Position über dem Boden ab. Die Berechnung erfolgt z. B. mit Hilfe der Monte-Carlo-Methode. Tabellenwerte von f_D oder $f_{\frac{H^*(10)}{H^*(10)}}$ für die Berechnung der nuklidspezifischen Ortsdosisleistung als Luftkermaleistung in 1 m

Höhe über dem Boden sind für verschiedene Radionuklide und Relaxationsmassenflächendichten ζ als Parameter in Anhang C zusammengestellt.

ANMERKUNG 1 Für die natürlichen Radionuklide der Uran-Radium-Zerfallsreihe, der Thorium-Zerfallsreihe und für ^{40}K sind diese Faktoren für homogene Verteilung im Boden aus C.1 zu entnehmen. Dabei wurde radioaktives Gleichgewicht der Radionuklide innerhalb der beiden Zerfallsreihen angenommen. Für einige relevante künstliche Radionuklide sind die Faktoren f_D oder $f_{\frac{H^*(10)}{H^*(10)}}$ für verschiedene Relaxationsmassenflächendichten ζ in C.2 angegeben. Bei ^{137}Cs sind zur

Berechnung der Luftkermaleistungen die Faktoren des Tochternuklids $^{137\text{m}}\text{Ba}$ zu verwenden.

ANMERKUNG 2 Die EURATOM-Grundnormen fordern die Angabe der Ortsdosisleistung als Umgebungs-Äquivalent-Dosisleistung $\dot{H}^*(10)$. Entsprechende Umrechnungsfaktoren liegen bisher nur in unvollständiger Form vor [9, 10].

Ein Beispiel für die Berechnung der Ortsdosisleistung aus gemessenen Aktivitätswerten ist in C.3 zu finden. Die gesamte Dosisleistung ergibt sich als Summe der Beiträge aller erfassten Radionuklide.

ANMERKUNG 3 Grundsätzlich kann aus dem Vergleich der mit einem In-situ-Gammaspektrometer ermittelten Ortsdosisleistung mit dem Wert, der mit einem integrierenden Messgerät bestimmt wird, z. B. mit einer Ionisationskammer oder einem Szintillationsdosimeter, sofern der Höhenstrahlungsanteil berücksichtigt wird, die Gültigkeit des der Auswertung zugrunde gelegten Verteilungsmodells überprüft werden. In der Praxis sind – insbesondere bei geringen Kontaminationen – wegen der Messunsicherheiten beider Verfahren Aussagen nur begrenzt möglich.

8 In-situ-Gammaspektrometer mit kollimiertem Detektor

8.1 Aufbau

Ein In-situ-Gammaspektrometer mit kollimiertem Detektor stellt eine besondere Ausführung eines In-situ-Gammaspektrometers dar. Der Kollimator (siehe Definition in Abschnitt 3) reduziert den Sichtbereich des Detektors. Durch den Kollimator werden Photonenfluenzen ausgeblendet, die nicht aus einer definierten Messfläche stammen.

ANMERKUNG Typische Anwendungsgebiete für ein In-situ-Gammaspektrometer mit kollimiertem Detektor sind:

- Aktivitätsmessung mit einem eingeschränkten Sichtbereich,
- Aktivitätsmessung bei Vorliegen von Fremdbeiträgen (z. B. luftgetragene Aktivität),
- Erhöhung des oberen Nenngebrauchsbereiches (Intensität des Strahlungsfeldes, siehe G.13),
- Freigabemessungen bei kerntechnischen Anlagen.

Ein In-situ-Gammaspektrometer mit kollimiertem Detektor besteht aus einem tragbaren Germaniumdetektor mit einem vorzugsweise zylindrischen Kollimator (Bild 3 zeigt eine typische Anordnung).

Die Auslegung des Kollimators hängt von der Messaufgabe und den Bedingungen am Messort ab (Energie und Intensität der abzuschirmenden Störstrahlung). Parameter zur Spezifizierung eines Kollimators sind der Öffnungswinkel und die Massenbelegung.

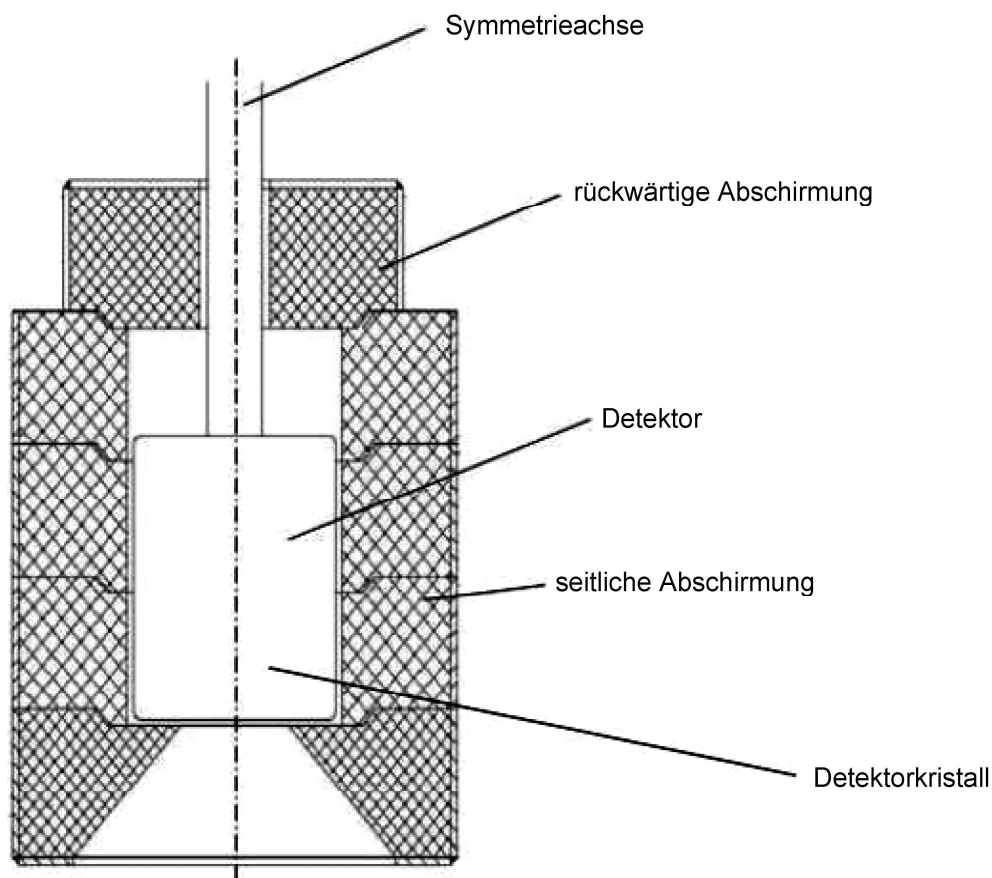


Bild 3 – Schematische Darstellung (Schnitt) einer Anordnung aus Germaniumdetektor und zylinderförmigem Kollimator

Die typische Wandstärke bei der Verwendung von Blei beträgt 25 mm bis 50 mm. Der Kollimator umschließt die Mantelfläche des Detektorgehäuses (typischer Abstand 5 mm). Eine rückwärtige Abschirmung (back shield) erhöht die Kollimatorwirkung.

Die Achsen des Detektors und des Kollimators sind identisch. Die Position des Detektors im Kollimator muss reproduzierbar einstellbar sein.

8.2 Kollimatorparameter

8.2.1 Öffnungswinkel

Der Öffnungswinkel des Kollimators wird durch die konstruktive Auslegung und durch die Position des Detektors im Kollimator definiert.

ANMERKUNG 1 Der typische Bereich des Öffnungswinkels beträgt 40° bis 70°. Der Öffnungswinkel ϑ_{col} wird über den Radius R_s der Messfläche (Sichtbereich) des kollimierten Detektors wie folgt definiert:

$$\vartheta_{\text{col}} = \arctan \left(\frac{R_s}{D} \right) \quad (21)$$

Der Öffnungswinkel eines Kollimators wird für eine Photonenenergie von 662 keV bei Vorliegen einer unendlich ausgedehnten Oberflächenkontamination und bei einer Detektorhöhe D von 1 m über der Bodenoberfläche angegeben.

ANMERKUNG 2 Der Sichtbereich des kollimierten Detektors erlaubt keine zuverlässige Aussage über den Durchmesser der Messfläche bei höheren Photonenenergien. Außerdem weicht der Öffnungswinkel des Kollimators vom geometrischen Öffnungswinkel ab.

8.2.2 Massenbelegung

Die Massenbelegung eines Kollimators ϱ_{col} wird für einen Polarwinkel von 90° angegeben. Sie ist die bestimmende Größe für die Abschirmung der Fremdbeiträge (Strahlungsuntergrund).

ANMERKUNG Die Massenbelegungen betragen üblicherweise 200 kg m^{-2} bis 900 kg m^{-2} .

8.2.3 Werkstoffe

Für Kollimatoren werden Werkstoffe hoher Dichte und hoher Kernladungszahl verwendet. Die Werkstoffe bestehen aus Blei, Wolfram (gesintert) und Kupfer. Werkstoffe, die für die Herstellung von Kollimatoren verwendet werden, und deren Daten sind in Tabelle 2 zusammengestellt.

ANMERKUNG Bei Energien ab 100 keV hat die Dichte einen stärkeren Einfluss auf die Strahlungsabsorption als die Kernladungszahl. Deshalb gestattet die Verwendung von Werkstoffen hoher Dichte eine Reduzierung der Kollimator-masse durch geringere Wandstärken bei gleicher Absorptionswirkung.

Zur Reduzierung der Röntgen-Fluoreszenzstrahlung im Kollimatormaterial sollte bei Kollimatoren aus Blei oder Wolfram eine Innenauskleidung aus Kupfer oder einer Zinn/Kupferlegierung vorgesehen werden.

Tabelle 2 – Geeignete Werkstoffe für Kollimatoren und deren Kenndaten

Material	Dichte in $\text{kg} \cdot \text{m}^{-3}$	Kernladungszahl	Bemerkungen
Wolfram, gesintert	etwa $1,8 \times 10^4$	74	hoher Preis; hohe Abschirmwirkung
Blei	$1,13 \times 10^4$	82	gebräuchliches Abschirmmaterial; relativ preiswert
Kupfer	$0,90 \times 10^4$	29	geringe Eigenaktivität; geringe Abschirmwirkung, nicht geeignet für hohe Photonenenergien

9 Qualitätssichernde Maßnahmen

9.1 Qualitätssicherungsplan

Für jedes Messsystem ist ein Qualitätssicherungsplan aufzustellen, der die Programme und Maßnahmen zur Sicherung einer gleichbleibenden Qualität der Messungen mit einem In-situ-Gammaspektrometer beschreibt.

Zum Qualitätssicherungsplan gehören u. a.:

- Messanleitung,
- Festlegungen zu wiederkehrenden Prüfungen,
- Vergleichsmessungen,
- Qualifikation des Personals,
- Dokumentation.

9.2 Messanleitung

Eine Messanleitung muss Anleitungen enthalten zu

- Messplanung,
- Messverfahren,
- praktische Messanwendungen,
- Auswertung und
- Berichterstellung.

9.3 Regelmäßige Prüfung der Qualität

9.3.1 Funktionsprüfung

Mindestens vor jeder Messkampagne, insbesondere aber nach Wiederabkühlen des Detektors, ist das System in regelmäßigen Abständen auf richtige Funktion und Konstanz der Messergebnisse zu prüfen. Das Messsystem wird dabei in Messposition aufgestellt. Das Spektrum wird aufgenommen und routinemäßig ausgewertet. Die Energielage der im Spektrum vorkommenden natürlichen Nuklide (z. B. ^{40}K , ^{214}Bi , ^{226}Ra) sowie deren Peakform wird dabei qualitativ überprüft und, wenn erforderlich, stabilisiert bzw. nachkalibriert.

9.3.2 Prüfung von Detektorausbeute und Peakbreite

Mindestens einmal jährlich ist der Detektor einer wiederkehrenden Prüfung zu unterziehen. Bei häufigen Aufwärmzyklen ist eine Prüfung in kürzeren Zeitabständen erforderlich. Dabei wird der Detektor mit einer Quelle bekannter Aktivität (z. B. ^{152}Eu) in reproduzierbarem Abstand überprüft. Die Radionuklide der Quelle sollten mindestens drei Energielinien, Gammaenergie im niederen, im mittleren und im hohen Energiebereich, aufweisen, um den gesamten Messbereich des Detektors abzudecken. Die Konstanz der Detektorausbeute und der Peakbreite ist für mindestens diese drei Energien zu bestimmen. Die Ergebnisse sind mit früheren Ergebnissen zu vergleichen. Signifikante Abweichungen geben Anlass zu weitergehenden Kontrollen und geeignete Maßnahmen sind zu ergreifen.

9.3.3 Prüfung des Nulleffekts

Bei jeder wiederkehrenden Prüfung oder bei Verdacht auf Kontamination ist der Nulleffekt durch Vergleich der Untergrundspektren mit früheren Messungen zu überprüfen.

9.4 Vergleichsmessungen

Zur Qualitätssicherung der Messungen ist eine regelmäßige Teilnahme an Vergleichsmessungen zweckmäßig. Diese Vergleichsmessungen werden von Leitstellen zur Überwachung der Umweltradioaktivität durchgeführt. Zur Prüfung der Detektorausbeute ist die Aktivität eines punktförmigen Kalibrierstrahlers, der in definiertem Abstand von 1 m zur Detektorendkappe positioniert wird, zu bestimmen.

Alle Teilnehmer führen Messungen durch und analysieren auf einer ausgewählten Fläche, deren flächen- bzw. massenbezogene Aktivität bekannt ist (z. B. anhand von bekannten Proben oder bekannten Quellen). Die In-situ-Messergebnisse aller beteiligten Teams werden mit den nominalen Werten und mit den Mittelwerten von anderen Teams verglichen.

9.5 Qualifikation des Personals

Jede Messstelle hat Verfahren zur regelmäßigen Vermittlung und zum Erhalt der Qualifikation des Personals, das Messplanungen, Messungen, Auswertungen und Berichterstattungen durchführt, festzulegen.

9.6 Aufzeichnungen über Qualitätskontrollen

Jede Messstelle hat Aufzeichnungen über den Zeitpunkt der Durchführung und die Ergebnisse der Qualitätskontrollmaßnahmen zu führen und aufzubewahren. Diese Aufzeichnungen müssen auch nachträglich die Möglichkeit der Erkennung von Abweichungen und deren Korrektur gestatten.

10 Darstellung des Messergebnisses

Der Prüfbericht muss die Anforderungen von ISO/IEC 17025 erfüllen und mindestens folgende Informationen enthalten:

- a) Bezugnahme auf diese Norm;
- b) Bezeichnung der Messfläche, bei Umweltmessungen ggf. die geografischen Koordinaten;
- c) Nuklidname, nuklidspezifische flächen- bzw. massenbezogene Aktivität $a \pm u$ mit dem zugehörigen k -Wert, der Maßeinheit und dem der Aktivitätsberechnung zugrunde liegenden Verteilungsmodell;
- d) Erreichte Nachweisgrenze für ein typisches Radionuklid.

Darüber hinaus können ergänzende Angaben gemacht werden wie:

- Wahl der Wahrscheinlichkeiten α , β und $(1 - \gamma)$;
- Erkennungs- und Nachweisgrenzen für die geforderten Radionuklide;
- Angabe der berechneten nuklidspezifischen Beiträge zur Umgebungs-Äquivalentdosisleistung;
- Angabe aller relevanten Informationen, die Einfluss auf das Ergebnis haben können, insbesondere topographische und meteorologische Gegebenheiten.

Hinsichtlich der Handhabung der Erkennungs- und Nachweisgrenzen gibt es verschiedene Arten der Ergebnisdarstellung:

Wird die flächen- bzw. massenbezogene Aktivität a verglichen, dann:

- unterhalb der Erkennungsgrenze (siehe ISO 11929) sollte das Ergebnis der Messung als $a \leq a^*$ angegeben werden.
- unterhalb der Nachweisgrenze sollte das Ergebnis der Messung als $a \leq a^\#$ angegeben werden.

Überschreitet die Nachweisgrenze einen vorgegebenen Richt- oder Grenzwert, ist die Methode für den Zweck der Messung nicht geeignet. Diese Tatsache ist ebenso zu dokumentieren, wie der Wert der gemessenen Umgebungs-Äquivalentdosisleistung $H^*(10)$, der Typ des dafür verwendeten Messgerätes und die aus der Messung berechnete, aufsummierte nuklidspezifische Umgebungs-Äquivalentdosisleistung.

Anhang A (informativ)

Kenndaten von Germaniumdetektoren

A.1 Kenndaten von Germaniumdetektoren

Tabelle A1 – Kenndaten von Germaniumdetektoren für die In-situ-Gammaspektrometrie

Kristalltyp	Endkappenmaterial	Fenstermaterial	Energiebereich	Relative Nachweiswahrscheinlichkeit	Anmerkungen
p-Typ Coaxial	Al, Cu	Keines	50 keV bis 10 MeV	20 % bis 100 %	1.
p-Typ Broad Energy p-Typ Planar	Al	Carbonepoxy, Be	10 keV bis 3 MeV	20 % bis 50 %	2., 3., 4.
n-Typ Coaxial	Al, Cu	Carbonepoxy, Be	10 keV bis 3 MeV	20 % bis 100 %	1., 2., 3.
n-Typ Planar	Al	Carbonepoxy, Be	10 keV bis 3 MeV	20 % bis 50 %	2., 3., 4.

Die verwendeten Bezeichnungen wie „Broad Energy“ oder „Planar“ werden von den verschiedenen Detektorherstellern teilweise synonym, teilweise als Unterscheidung eingesetzt.

ANMERKUNG 1 Sehr große Detektoren sind ungünstig, da sie bei hoher Aktivität zu hoher Totzeit des Messsystems führen, was dazu führen kann, dass eine Messung unmöglich wird.

ANMERKUNG 2 Fenstermaterialien aus Carbonepoxy sind stabiler als Be-Fenster. Ein Feldeinsatz von Detektoren mit Be-Fenster erfordert große mechanische Sorgfalt.

ANMERKUNG 3 Die Erweiterung des Energiebereichs zu niedrigen Energien führt zu keiner sinnvollen Zusatzinformation, da die Absorption dieser Gammaquanten im Boden zu großen Messunsicherheiten führt.

ANMERKUNG 4 Die hier angegebenen Kristalltypen haben eine starke Richtungsabhängigkeit in der Response-Funktion. Deshalb muss mit geeigneten Mitteln diese Anisotropie korrigiert werden. Andererseits kann diese Richtungsabhängigkeit vorteilhaft sein, da störende Nebeneffekte, wie Raumluftkontaminationen, eine vergleichsweise geringere Rolle spielen. In diesem Fall kann auf den Einsatz von Kollimatoren verzichtet werden.

A.2 Photonentransmission für verschiedene Detektortypen, Fenster- und Endkappenmaterialien als Funktion der Photonenenergie

Bild A.1 gibt grafisch die Photonentransmission in Prozent für verschiedene Detektortypen, Fenster- und Endkappenmaterialien als Funktion der Photonenenergie wieder [4], [5], [6].

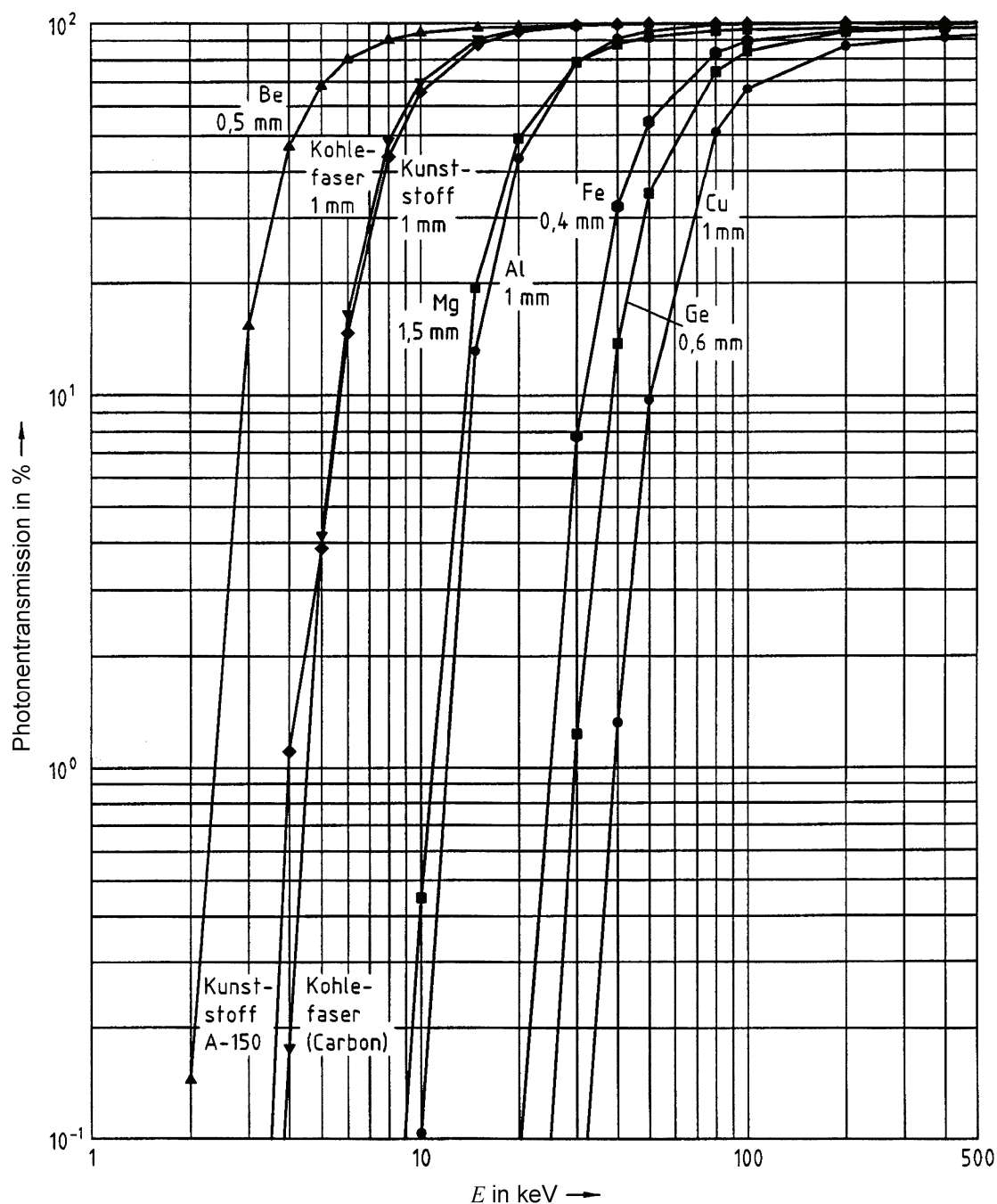


Bild A1 – Photonentransmission für verschiedene Detektortypen, Fenster- und Endkappenmaterialien

Anhang B (informativ)

Grundlagen zur Berechnung von Geometrie- und Winkelkorrekturfaktoren

Die Geometriefunktion $G(E, V)$ für die Verteilung V beschreibt das Verhältnis zwischen der Flussdichte ungestreuter Photonen am Ort des Detektors und der Photonenquellstärke der betrachteten Flächen- bzw. Masseneinheit in Abhängigkeit von der Photonenenergie E , der Radionuklidverteilung V im Boden und der Detektorhöhe d angegeben. Die Verteilung der Radionuklide im bzw. auf dem Boden wird dabei mit einem mathematischen Modell beschrieben.

B.1 Geometriefunktionen für wichtige unendlich ausgedehnte Verteilungsmodelle

Für wichtige unendlich ausgedehnte Verteilungsmodelle ergeben sich nachstehende Geometriefunktionen:

Ablagerung auf der Bodenoberfläche:

$$G(E, V) = \frac{1}{2} \cdot E_1 [\mu_L \cdot d] \quad (\text{B.1})$$

Exponentielle Verteilung im Boden:

$$G(E, V) = \frac{1}{2} \left[E_1(\mu_L \cdot d) - \exp \left(\frac{1/\zeta}{\mu_B / \rho_B} \cdot \mu_L \cdot d \right) \cdot E_1 \left(\left(1 + \frac{1/\zeta}{\mu_B / \rho_B} \right) \cdot \mu_L \cdot d \right) \right] \quad (\text{B.2})$$

Homogene Verteilung im Boden:

$$G(E, V) = \frac{1}{2 \mu_B / \rho_B} \cdot E_2 [\mu_L \cdot d] \quad (\text{B.3})$$

B.2 Geometriefunktionen für wichtige endlich ausgedehnte Verteilungsmodelle

Bei den im Folgenden angegebenen Verteilungsmodellen handelt es sich um Kreisflächen mit dem Radius R . Der Detektor ist in der Mitte der Messfläche angeordnet (Kristallsymmetrieachse normal zur Messfläche). Man erhält folgende Geometriefunktionen:

Ablagerung auf der Bodenoberfläche:

$$G(E, V) = \frac{1}{2} [E_1(\mu_L \cdot d) - E_1(\mu_L \cdot d / \cos \vartheta_{\text{lim}})] \quad (\text{B.4})$$

Exponentielle Verteilung im Boden:

$$G(E, V) = \frac{1}{2} \left[E_1(\mu_L \cdot d) - \exp \left(\mu_L \cdot d \cdot \frac{1/\zeta}{\mu_B / \rho_B} \right) \cdot E_1 \left(\mu_L \cdot d \cdot \left(\frac{1/\zeta}{\mu_B / \rho_B} + 1 \right) \right) - E_1(\mu_L \cdot d / \cos \vartheta_{\text{lim}}) + \exp \left(\mu_L \cdot d \cdot \frac{1/\zeta}{\mu_B / \rho_B} \right) \cdot E_1 \left(\mu_L \cdot d \cdot \left(\frac{1/\zeta}{\mu_B / \rho_B} + \frac{1}{\cos \vartheta_{\text{lim}}} \right) \right) \right] \quad (\text{B.5})$$