

# **Verfahren zur gammaspektrometrischen Bestimmung von Radionukliden in Oberflächenwasser**

C- $\gamma$ -SPEKT-OWASS-01

Bearbeiter:  
H. Mundschenk

Leitstelle für Oberflächenwasser, Schwebstoff  
und Sediment in Binnengewässern

ISSN 1865-8725

Version Dezember 1993

Messanleitungen für die „Überwachung radioaktiver Stoffe in der Umwelt und externer Strahlung“

### 3 Verfahren zur gammaspektrometrischen Bestimmung von Radionukliden in Oberflächenwasser

#### 1 Anwendbarkeit

Mit dem angegebenen Verfahren können Spalt- und Aktivierungsprodukte in Oberflächenwasser im Normalfall bestimmt werden, wobei zur Erhöhung der Empfindlichkeit des Nuklidnachweises der eigentlichen  $\gamma$ -spektrometrischen Messung eine Anreicherung der Nuklide aus Probenvolumina von 50 Liter vorausgeht. Bei Meßzeiten von 1000 Minuten können, je nach Nuklid, noch Gehalte von bis zu  $1 \text{ Bq} \cdot \text{m}^{-3}$  gemessen werden. Solche Messungen sind u. a. im Rahmen von radioökologischen Untersuchungen durchzuführen. Hiermit können langfristige Entwicklungen der Kontamination der Gewässer mit radioaktiven Stoffen dargestellt und die Auswirkungen der verschiedenen Emittenten und Quellen anhand geeigneter Leitstoffe aufgezeigt werden (1).

Bei störfallbedingten Freisetzungen radioaktiver Stoffe dagegen muß in kurzer Zeit eine Vielzahl von Messungen durchgeführt werden, um rasch eine Übersicht über die Kontamination der Oberflächengewässer zu erhalten. Hierbei sind Direktmessungen in Ringschalen bei einem Probenvolumen von 1 Liter vorzunehmen. Bei Meßzeiten von 100 Minuten können hiermit noch Nuklidgehalte von bis zu ca.  $300 \text{ Bq} \cdot \text{m}^{-3}$  gemessen werden.

#### 2 Probeentnahme

Die Festlegung der Entnahmestellen und die Art der Entnahme sind derart vorzunehmen, daß für das untersuchte Gewässer repräsentative Proben erhalten werden (2).

In Fließgewässern sind Wasserproben kontinuierlich in maximal 1 m Wassertiefe im Stromstrich als Mischproben zu entnehmen. Der Sammelzeitraum ist der physikalischen Halbwertszeit der zu bestimmenden Radionuklide anzupassen. Bei stehenden Gewässern dagegen genügt die Entnahme von repräsentativen Stichproben in angemessenen zeitlichen Abständen. Im Falle einer störfallbedingten Freisetzung sind Tagesstich- bzw. Tagesmischproben zu entnehmen.

Schwerpunkte der Überwachungsmaßnahmen bilden hierbei:

- Gewässerbereiche mit aktueller bzw. potentieller Nutzung (z. B. Trinkwassergewinnung durch Uferfiltration/Direktentnahme; Beregnung landwirtschaftlich genutzter Anbauflächen u. a.)
- Flußabschnitte in grenzüberschreitenden Bereichen
- Flußmündungen und Ästuare
- Küstengewässer
- unbelastete Flußabschnitte als Referenzstellen.

Im Normalfall werden die entnommenen Wasserproben in gereinigten Kunststoffbehältern bis zur weiteren Verarbeitung aufbewahrt und transportiert. Bei einer störfallbedingten Freisetzung radioaktiver Stoffe muß mit einer Kontamination der Meß- und Probenbehälter gerechnet werden. Hierbei sind entsprechende Kontrollmessungen un-

erläßlich. Um diesbezügliche Störungen nach Möglichkeit auszuschließen, wird empfohlen, insbesondere Meßbehälter (Ringschalen) derart aufzubewahren, daß in einem solchen Falle eine Kontamination durch luftgetragene Aktivität ausgeschlossen werden kann.

Zu den Messungen werden stets unfiltrierte Wasserproben verwendet. Hierbei wird der an Schwebstoff gebundene Aktivitätsanteil in der Gesamtprobe miterfaßt. Über eine Messung des Schwebstoffgehaltes und der spezifischen Aktivität von Schwebstoff kann zwischen gelöstem und partikularem Nuklidanteil in der Probe unterschieden werden. Bei mittleren Schwebstoffgehalten von  $25 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3}$  können – je nach Radionuklid – durchaus merkbare Anteile an Schwebstoff gebunden vorliegen. Bei erhöhten Schwebstoffgehalten von über  $100 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3}$  kann der partikuläre Nuklidanteil auf 90 % und mehr ansteigen und ist getrennt zu ermitteln. Von einer Messung von filtrierten Wasserproben ist abzusehen, da eine Auftrennung in gelöste und ungelöste Nuklidanteile problematisch ist und die hierbei gewonnenen Meßwerte bei einer Abschätzung der Strahlenexposition beispielsweise auf dem Expositionspfad «Bewässerung landwirtschaftlich genutzter Anbauflächen» zudem eine zu optimistische Aussage darstellen.

### 3 Analytik

#### 3.1 Prinzip der Methode

##### 3.1.1 Messungen im Normalfall

Zur  $\gamma$ -spektrometrischen Einzelnuklidbestimmung an Wasserproben werden die zu bestimmenden Nuklide als schwerlösliche Verbindungen aus größeren Probenvolumina unter Zusatz von bentonitischen Flockungshilfsmitteln nach einer modifizierten Bentonitmethode ausgefällt (3, 4). Während einige Spalt- und Aktivierungsprodukte als schwerlösliche Phosphate auftreten, werden Cs-134 und Cs-137 an einem Ionenaustauscher vom Typ Kaliumzirkonylhexacyanoferrat (II)  $\text{K}_2\text{ZrOFe}(\text{CN})_6$  und I-131 an Silberiodid fixiert (3, 5). Die schwerlöslichen Niederschläge werden durch sukzessive Zugabe der Fällungskomponenten in der Probe zunächst vorgebildet. Diese derart vorgeformten, z.T. kolloidalen Verbindungen werden anschließend an aktiviertem Montmorillonit («Flygtol A») in Kombination mit einem Polyelektrolyten («Kerafloc A 4005») adsorptiv mitgefällt. Der abgetrennte Niederschlag kann entweder in feuchter oder auch getrockneter Form in Ringschalen unter definierten Zählbedingungen direkt gemessen werden. Die radiochemischen Ausbeuten der einzelnen Nuklide sind gesondert unter praxisnahen Bedingungen zu bestimmen.

Alternativ zur Fällung können in geringer Konzentration vorliegende Radionuklide auch durch Einengen der Wasserproben in einem Rotationsverdampfer o. ä. konzentriert werden. Nachteil dieser Methode ist jedoch der höhere Zeit- und Energieaufwand bei großvolumigen Wasserproben im Vergleich zur Fällungsmethode.

##### 3.1.2 Messungen im Ereignisfall

Bei störfallbedingten Einträgen radioaktiver Stoffe in ein Gewässer ist eine Direktmessung der Wasserproben in Ringschalen vorzunehmen. Hierzu wird 1 Liter der entnommenen Wasserprobe in eine Ringschale (Volumen: 1 Liter) eingefüllt und direkt gemessen. Zur Vermeidung evtl. Adsorptions- und Fällungserscheinungen während der Messung ist die Probe mit Salpetersäure anzusäuern (pH-Wert 1).

## 3.2 Probenvorbereitung

Die entnommene Wasserprobe wird ohne jegliche Vorbehandlung unfiltriert zur weiteren Aufarbeitung eingesetzt.

## 3.3 Radiochemische Trennung

### 3.3.1 Anreicherung durch Fällung nach dem Bentonit-Verfahren (Normalfall)

Bei der Anreicherung von Radionukliden nach dem Bentonit-Verfahren wird im folgenden von einem Probenvolumen von 50 Litern ausgegangen. Wird ein kleineres oder größeres Probenvolumen und damit verminderte bzw. erhöhte Empfindlichkeit des Nuklidnachweises zugrundegelegt, sind die Zusätze an Chemikalien entsprechend anzupassen. Hierbei wird wie folgt vorgegangen:

**3.3.1.1** Ein Teil der unfiltrierten Probe von ca. 15 Liter wird in einen Kunststoffbehälter (60 Liter) eingefüllt und folgende Zusätze als Mischlösung hinzugefügt:

10 ml Kaliumiodid-Lösung (100 mg I<sup>-</sup>)

10 ml Cäsiumchlorid-Lösung (100 mg Cs<sup>+</sup>)

10 ml Cerchlorid-Lösung (100 mg Ce<sup>+++</sup>)

[10 ml Bariumchlorid-Lösung (100 mg Ba<sup>++</sup>); nur bei anschließender Ba-140-Bestimmung]

[10 ml Strontiumchlorid-Lösung (100 mg Sr<sup>++</sup>); nur bei anschließender Sr-89/Sr-90-Bestimmung]

10 ml Cobaltchlorid-Lösung (100 mg Co<sup>++</sup>)

20 ml Manganchlorid-Lösung (100 mg Mn<sup>++</sup>)

10 ml Zinkchlorid-Lösung (100 mg Zn<sup>++</sup>)

Anschließend wird 1 g Natriumsulfit (fest) sowie der Rest der Probe von 35 Litern unter Rühren zugesetzt.

**3.3.1.2** 10 ml Silbernitrat-Lösung (100 mg Ag<sup>+</sup>) unter Rühren hinzufügen.

**3.3.1.3** Herstellung des Ionenaustauschers vom Typ Kaliumzirkonylhexacyanoferrat (II) [K<sub>2</sub>ZrOFe(CN)<sub>6</sub>]:

Zu 50 ml Zirkonoxichlorid-Lösung werden in einem 1000 ml-Becherglas 50 ml Kaliumhexacyanoferrat-Lösung (II) unter Rühren zugegeben und anschließend mit 100 ml dest. Wasser verdünnt.

**3.3.1.4** Der vorangehend frisch hergestellte Ionenaustauscher [K<sub>2</sub>ZrOFe(CN)<sub>6</sub>] wird nun unter Rühren sukzessive der Probe zugesetzt. Nach der Zugabe wird 30 Minuten gerührt.

**3.3.1.5** Nun werden 60 g di-Natriumhydrogenphosphat (Na<sub>2</sub>HPO<sub>4</sub> · 2 H<sub>2</sub>O), in wenig dest. Wasser gelöst, unter Rühren zugegeben.

**3.3.1.6** Anschließend erfolgt Zugabe von 400 ml Flygtol A-Lösung (aktivierter Montmorillonit).

**3.3.1.7** Daraufhin werden 100–150 ml Ammoniak-Lösung (10 mol · l<sup>-1</sup>) bis zur alkalischen Reaktion (pH-Wert > 8) zugesetzt und 30 Minuten gerührt.

**3.3.1.8** Dann werden 200 ml Kerafloc-Lösung (Polyelektrolyt) zugesetzt und ca. 3 Minuten gerührt. Niederschlag mindestens 1 Stunde absetzen lassen.

**3.3.1.9** Nach dem Absetzen des Niederschlags wird der Überstand abgehebert oder abgesaugt und verworfen. Der Niederschlag wird nun in verschließbare Zentrifugenflaschen (1000 ml) überführt und anschließend bei 3000 Umdrehungen pro Minute 30 Minuten zentrifugiert. Der Überstand wird wiederum dekantiert und verworfen.

**3.3.1.10** Der Rückstand wird in eine Porzellanschale überführt und bei 105 °C bis zur Gewichtskonstanz getrocknet.

**3.3.1.11** Der verbleibende Trockenrückstand wird in einem Achatmörser zerkleinert und in einem Kunststoffbehälter (z. B. Plexiglasdose u. ä.) gemessen.

**Anmerkung (a)**

Da die Masse des Trockenrückstandes von Probe zu Probe schwanken kann, sind Unterschiede der Füllhöhe in dem verwendeten Kunststoffbehälter mit festem Natriumchlorid unter Homogenisieren auszugleichen.

**Anmerkung (b)**

Ist neben der  $\gamma$ -spektrometrischen Messung auch eine Bestimmung von Sr-90/Sr-89 und Ba-140 vorgesehen, so ist nach Pkt. 3.3.1.9 wie folgt zu verfahren:

**3.3.1.12** Der Rückstand wird in eine Ringschale eingefüllt und anschließend in feuchtem Zustand gemessen.

**3.3.1.13** Nach der Messung wird der Rückstand in einen 1000 ml Zentrifugenbehälter überführt und sukzessive mit Salzsäure ( $10 \text{ mol} \cdot \text{l}^{-1}$ ) eluiert (siehe auch Meßanleitung C-Sr-89/Sr-90-OWASS-01).

**Anmerkung (c)**

Wird die Wasserprobe mittels Rotationsverdampfer o. ä. eingengt, ist das Konzentrat mit den evtl. auftretenden Salzküsten in eine Porzellanschale zu überführen und wie ab Pkt. 3.3.1.10 weiter zu verarbeiten.

**Anmerkung (d)**

Die chemischen Ausbeuten bei der Fällung müssen unter praxisnahen Bedingungen mit dotierten Wasserproben gesondert bestimmt werden. Die beim Bentonit-Verfahren unter den beschriebenen Bedingungen erreichten Mitfällungsquoten sind beispielhaft für einige wichtigere Radionuklide in Tabelle 1 zusammengestellt (3, 4).

**Tabelle 1:** Mitfällungsquoten  $\eta_r$  mit der jeweiligen Standardabweichung  $s(\eta_r)$  der Einzelwerte für verschiedene Radionuklide bei der Fällung nach dem Bentonitverfahren aus großen Probenvolumina (3, 4).

Nuklide	$\eta_r \pm s(\eta_r)$ %	n
Mn-54	$88,4 \pm 5,8$	13
Co-58	$85,2 \pm 8,5$	13
Zn-65	$85,8 \pm 5,4$	13
Y-88	$89,8 \pm 8,0$	13
Cd-109	$83,2 \pm 10,0$	13
Ba-133	$90,8 \pm 9,2$	10
Cs-134	$86,4 \pm 4,1$	5
Ce-144	$86,6 \pm 5,2$	8
I-131	$90,0 \pm 4,2$	10

### 3.3.2 Direktmessung (Ereignisfall)

Im Falle einer störfallbedingten Freisetzung wird die unfiltrierte Probe direkt in einer Ringschale gemessen:

**3.3.2.1** Einfüllen der Probe (Volumen: 1 Liter) in eine Ringschale und messen. Bezugszeitpunkt ist Beginn der Messung ( $t_M$ ).

**3.3.2.2** Bei Verdacht auf Anwesenheit von I-131 u. a. in anorganischer Form ist der Probe 1 ml Kaliumiodid-Lösung ( $10 \text{ mg I}^-$ ) sowie 0,2 g Natriumsulfit (fest) zuzusetzen und mit wenig Salpetersäure ( $10 \text{ ml} \cdot \text{l}^{-1}$ ) auf einen pH-Wert von 1 anzusäuern.

#### Anmerkung

Bei der Untersuchung von Wasserproben im Störfall ist insbesondere die akute Kontaminationsgefahr zu beachten. Je nach Lage sind in verstärktem Umfange Null- und Kontrollmessungen mit aktivitätsfreien Ringschalen durchzuführen.

## 4 Messung der Aktivität

Mit Halbleitersonden aus Reinstgermanium (p-Typ) können Radionuklide mit  $\gamma$ -Energien zwischen 50 und 3000 keV gemessen werden. Müssen  $\gamma$ -Strahler mit Energien unterhalb von 100 keV bestimmt werden, sind vorzugsweise Halbleitersonden vom n-Typ oder Si(Li)-Detektoren mit Be- oder Kunststoffenster zu verwenden.

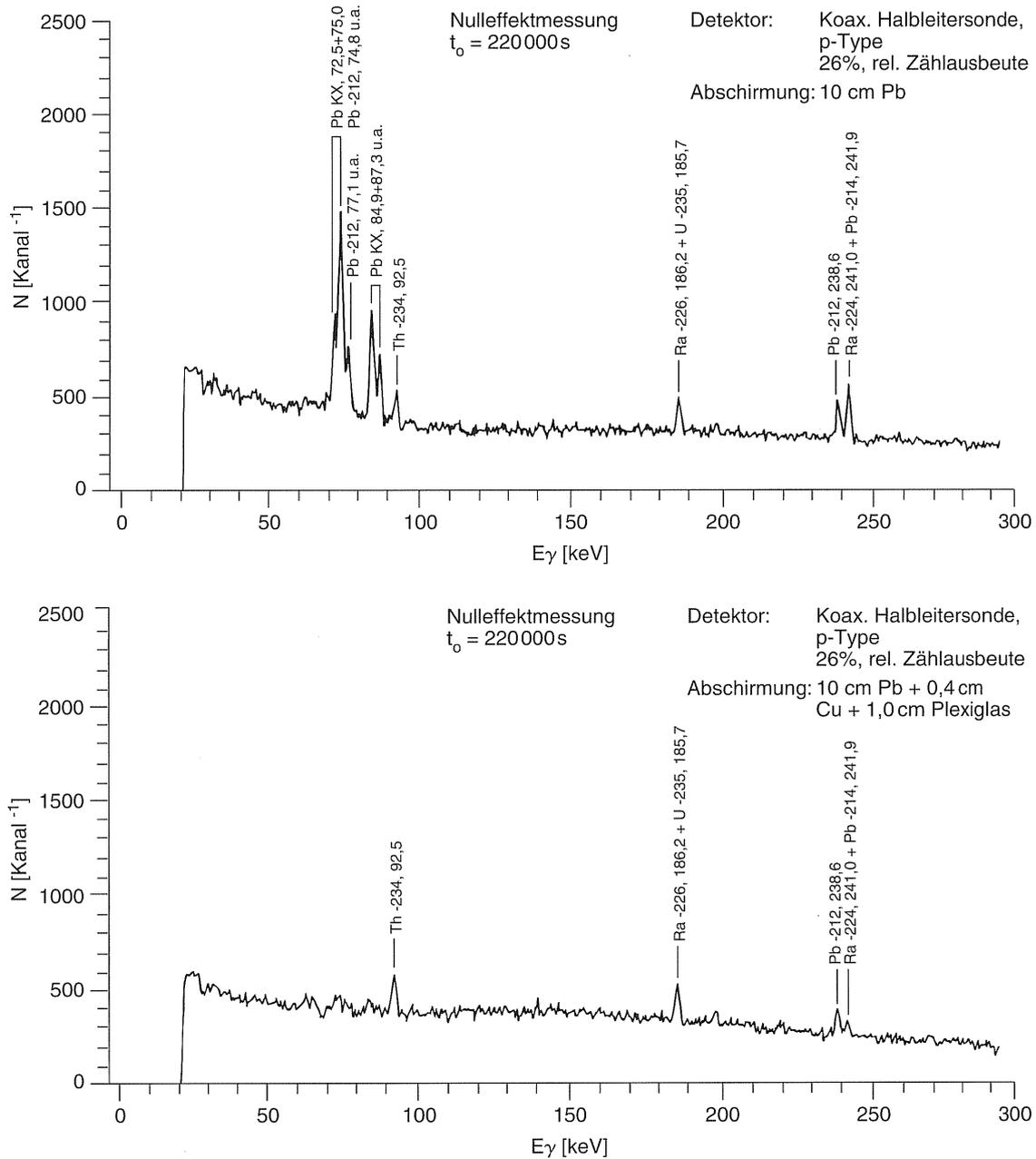
Als Detektoren sind großvolumige Halbleitersonden mit einem Volumen von mindestens  $100 \text{ cm}^3$  und mehr als 25 % relativer Zählraumbeute im Vergleich zu einer  $3'' \times 3''$ -NaI(Tl)-Sonde zu verwenden. Die Energieauflösung sollte maximal 2 keV bei 1,33 MeV (Co-60) betragen. Um aufgearbeitete Wasserproben möglichst empfindlich messen zu können, empfiehlt sich die Anschaffung von Detektoren in Low-Level-Ausführung, bei deren Herstellung besonders aktivitätsarme Materialien verwendet wurden. Die Auswertung der  $\gamma$ -Spektren und Berechnung der Ergebnisse sollten mit Hilfe rechnergestützter Meß- und Auswerteeinrichtungen auf PC-Basis erfolgen. Pro Spektrum sind mindestens 2000 Kanäle vorzusehen. Weitere Hinweise können Kapitel IV.1.1 dieser Meßanleitungen entnommen werden.

Zur Reduzierung der sekundären Streu- und Fluoreszenzstrahlung des Pb, die eine Bestimmung von Radionukliden mit  $\gamma$ -Energien unterhalb von 100 keV bisweilen stört, ist eine abgestufte Abschirmung («Graded shield») vorzusehen (7, 9):

Pb(10 cm) – Cd(0,2 cm) – Cu(0,5 cm) – Plexiglas(1 cm)

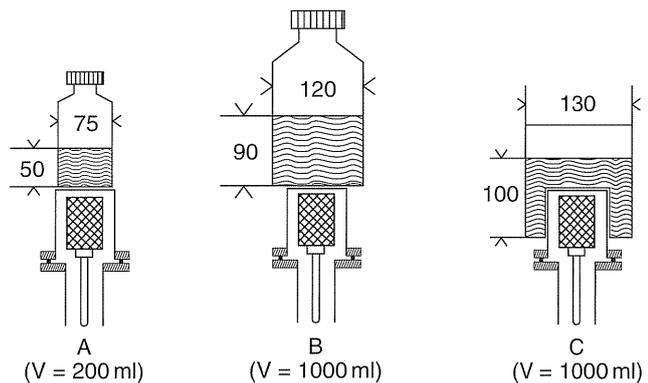
Mit Hinblick auf die problematischen Eigenschaften von Cd kann auf diesen Werkstoff als Abschirmmaterial ggfs. verzichtet werden. Mit dieser zusätzlichen Auskleidung der Pb-Abschirmung mit Kupfer und Plexiglas können insbesondere die auf die Fluoreszenzstrahlung des Bleis zurückgehenden Photopeaks zwischen 70 und 80 keV wirksam unterdrückt werden (Abb. 1). Hierdurch können Fehlmessungen bzw. Mißinterpretationen von Photopeaks in diesem Energiebereich, wie sie bei der 1992 von der Bundesanstalt für Gewässerkunde durchgeführten Vergleichsanalyse mit dotierten Sedimentproben auftraten, vermieden werden (14).

Um den in der Meßpraxis auftretenden unterschiedlichen Anforderungen entsprechen zu können, empfiehlt sich eine Kalibrierung des Detektors mit mehreren Probenbehältern (6, 7). Drei in der radiometrischen Wasseranalytik gebräuchliche Anordnungen sind in Abbildung 2 beispielhaft zusammengestellt. Die höchste Empfindlichkeit des Nuklid-



**Abb. 1:** Nulleffektspektrum eines Halbleiterdetektors unterhalb von 300 keV mit einer Abschirmung aus: 10 cm Pb (oben) bzw. 10 cm Pb, 0,4 cm Cu und 1,0 cm Plexiglas (unten)

Zählordnungen für Wasserproben



**Abb. 2:** Verschiedene Zählordnungen zur  $\gamma$ -spektrometrischen Einzelnuklidbestimmung an Wasserproben (6, 7)

nachweises wird hierbei mit Ringschalen erreicht, die mit einem Volumen von 0,5, 1, 2 und 4 Litern im Handel erhältlich sind.

Zur Überprüfung der Langzeitkonstanz der Zählausbeutefunktion, insbesondere nach Reparaturen, sind in monatlichen Abständen entsprechende Kontrollmessungen mit Standardpräparaten vorzunehmen. Zur Erfassung etwaiger Kontaminationen sind Null-effektmessungen wöchentlich bei Meßzeiten von mindestens  $10^5$  s durchzuführen. Eine Überprüfung der Energiekalibrierung mit geeigneten Standardproben sollte regelmäßig vorgenommen werden, um Drifterscheinungen erkennen und korrigieren zu können.

## 4.1 Kalibrierung der Meßanordnung

### 4.1.1 Energiekalibrierung

Die Energiekalibrierung der Meßanordnung ist in dem Spektrumsbereich vorzunehmen, in dem Radionuklide bestimmt werden sollen. Hierbei ist ein Kanal-/keV-Verhältnis von mindestens 1:1 einzuhalten. Zur Kalibrierung sollten Präparate mit langlebigen Radionukliden verwendet werden, deren  $\gamma$ -Energien über den gesamten Energiebereich verteilt sind. Wegen der hohen integralen Linearität der derzeit erhältlichen Analog-Digital-Wandler ist eine Dreipunktkalibrierung i. a. ausreichend (z. B. Am-241 : 59,5 keV; Cs-137 : 661,6 keV; K-40 : 1460,8 keV).

### 4.1.2 Ermittlung der nuklid-/energiespezifischen Peakzählausbeuten

Die Bestimmung der Peakzählausbeute  $\varepsilon_r$  als Funktion der  $\gamma$ -Energie  $E_r$  hat für jeden Detektor und jede einzelne Zählordnung gesondert mit Standardproben bekannter Nuklidgehalte zu erfolgen. Hierbei müssen stets die gleichen Meßbedingungen hinsichtlich Meßgeometrie, Dichte der Probe u. a. eingehalten werden, unter denen die eigentlichen Umweltproben gemessen werden sollen.

Eine Kalibrierung der Meßanordnung kann nuklidspezifisch oder aber energiespezifisch erfolgen. Hierzu können Standardlösungen (Aktivitätsnormale) der Phys.-Tech. Bundesanstalt, Braunschweig oder auch anderweitig ausreichend zuverlässig zertifizierte Proben verwendet werden.

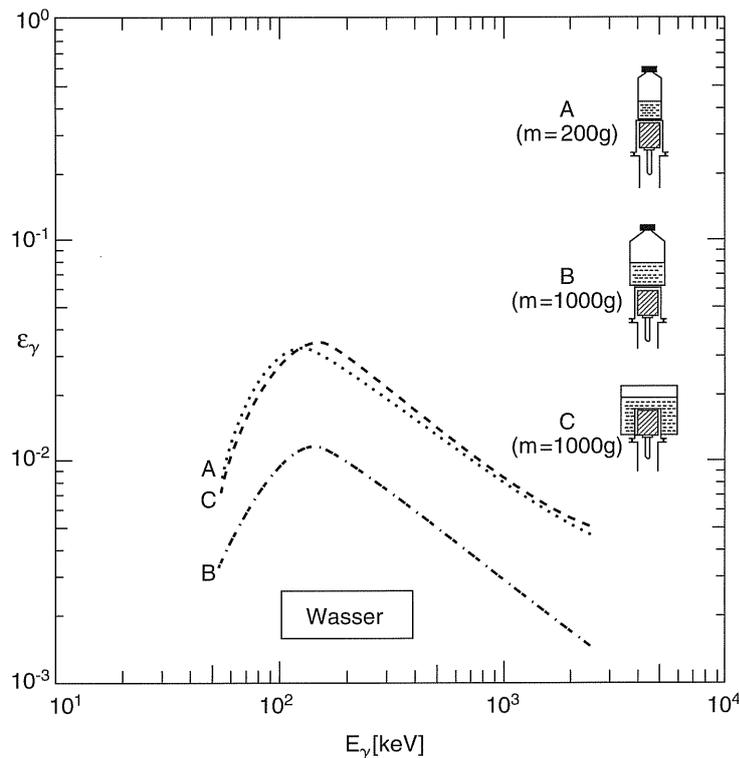
Aus der gemessenen Nettopeakzählrate  $R_n$  von Nuklid  $r$ , der in der Standardprobe vorgegebenen bzw. bekannten Aktivitätskonzentration  $c_r$  sowie dem eingesetzten Volumen  $V$  erhält man die nuklidspezifische Peakzählausbeute  $\varepsilon_r$  zu:

$$\varepsilon_r = \frac{R_n}{c_r \cdot V} \quad (1)$$

Unter Berücksichtigung der Emissionshäufigkeit (Emissionswahrscheinlichkeit)  $p_\gamma$  erhält man hieraus die energiespezifische Peakzählausbeute  $\varepsilon_\gamma$  zu:

$$\varepsilon_\gamma = \frac{R_n}{c_r \cdot p_\gamma \cdot V} \quad (2)$$

Der Verlauf der energiespezifischen Peakzählausbeute  $\varepsilon_\gamma$  ist für den Energiebereich zu ermitteln, in dem Radionuklide bestimmt werden sollen. Hierzu sind bevorzugt  $\gamma$ -Strahler mit nicht koinzidenten Übergängen einzusetzen (z. B. Am-241, Co-57, Ce-139, Ce-141, Hg-203, Cr-51, Sn-113, Be-7, Cs-137, Mn-54, Zn-65, Fe-59 und K-40). In Abb. 3



**Abb. 3:** Energiespezifische Peakzählausbeute  $\epsilon_\gamma$  in Abhängigkeit von der  $\gamma$ -Energie für Zählordnung A, B und C (Wassermessung)

ist die energiespezifische Peakzählausbeute  $\epsilon_\gamma$  in Abhängigkeit von  $E_\gamma$  für drei gebräuchliche Zählordnungen (Abbildung 2) in doppellogarithmischem Maßstab aufgetragen (6, 7).

So geht hieraus hervor, daß der Verlauf der Peakzählausbeutefunktion der beiden Zählordnungen A und C im gesamten Energiebereich nahezu übereinstimmt. Da Zählordnung C jedoch mit 1000 ml (g) das fünffache Probenvolumen von Meßanordnung A [200 ml (g)] aufweist, können mit Meßanordnung C bei sonst gleichen Meßbedingungen um einen Faktor 5 niedrigere konzentrationsbezogene Erkennungsgrenzen  $g_r^*$  erreicht werden. Aufgrund der wesentlich günstigeren Meßgeometrie werden mit Ringschalen (Zählordnung C) über den gesamten Energiebereich um einen Faktor von ca. 3 niedrigere Erkennungsgrenzen  $g_r^*$  erhalten, als mit den üblichen Kautex-Flaschen (Zählordnung B).

## 4.2 Korrektur der Zählverluste bei Kaskadenstrahlern

Die bei Kaskadenstrahlern (z. B. Co-60, Cs-134, Y-88 u. a.) infolge Summenpeakbildung auftretenden Zählverluste, die insbesondere bei Zählordnungen hoher Meßgeometrie von Bedeutung sind, müssen entsprechend berücksichtigt werden.

Die einfachste Möglichkeit zur Korrektur der Koinzidenzverluste besteht darin, daß man die energiespezifische Peakzählausbeute  $\epsilon_\gamma$  bei der Energie  $E_\gamma$ , bei der Photopeaks von Kaskadenstrahler auftreten, zunächst mit  $\gamma$ -Strahlern mit nicht koinzidenten Übergängen ermittelt. Aus der so für koinzidenzfreie Übergänge erhaltenen Peakzählausbeute  $\epsilon_\gamma$  (ohne SK) und dem mit dem betr. Kaskadenstrahler bei der gleichen Energie  $E_\gamma$  erhaltenen Wert  $\epsilon_\gamma$  (mit SK) kann der Korrekturfaktor  $f_{SK}$  auf einfache Weise ermittelt werden,

mit dem die Zählverluste dieses Kaskadenstrahlers für die betr. Meßanordnung somit korrigiert werden können (11).

$$f_{\text{SK}} = \frac{\varepsilon_{\gamma}(\text{ohne SK})}{\varepsilon_{\gamma}(\text{mit SK})} \quad (3)$$

Mit dem Korrekturfaktor  $f_{\text{SK}}$  (SK: Summenkoinzidenz) sind somit die bei der Messung eines Kaskadenstrahlers erhaltenen Nuklidgehalte  $a_r$  zu multiplizieren, um hinsichtlich der Summenkoinzidenz korrigierte Werte zu erhalten. Durch Verknüpfen von  $f_{\text{SK}}$  und  $p_{\gamma}$  des Kaskadenstrahlers können bei einer rechnergestützten Auswertung entsprechend korrigierte Werte unmittelbar ausgegeben werden. Bei Verwendung von Ringschalen (Volumen: 1 Liter) liegen die Verluste bei typischen Kaskadenstrahlern (z. B. Cs-134, Co-60, Y-88) bei ca. 5%. Weitere Hinweise zur Korrektur der bei Kaskadenstrahlern auftretenden Koinzidenzverluste werden an anderer Stelle angegeben (6, 8, 10 sowie Kapitel IV.1.1 dieser Meßanleitungen).

### 4.3 Störungen

Bei der Auswertung linienreicher  $\gamma$ -Spektren können, trotz der hohen energetischen Auflösung moderner Halbleiterdetektoren, bisweilen Zwischenglieder der natürlichen Zerfallsreihen die Anwesenheit von Spalt- und Aktivierungsprodukten mit der gleichen oder sehr ähnlichen Energie vortäuschen. Die Kenntnis der im Nulleffektspektrum der jeweiligen Meßanordnung auftretenden Radionuklide bzw. Photopeaks wird daher vorausgesetzt. Die gleichen Störungen können aber auch von den in der einzelnen Probe selbst enthaltenen natürlichen Nuklide ausgehen. Weitere Hinweise können den Kapiteln IV.1.2 und IV.1.3 dieser Meßanleitungen entnommen werden.

Die Dichte der zu messenden Proben und der zur Kalibrierung verwendeten Matrix muß (nahezu) übereinstimmen. Anderenfalls ist eine entsprechende Selbstabsorptionskorrektur erforderlich. Während der Messung (z. B. Störfallmessung) auftretende Inhomogenitäten der flüssigen Probe verändern die Meßgeometrie und müssen vermieden werden. So kann das Absetzen von partikularen Anteilen in einer wäßrigen Probe durch Rühren während oder aber durch Gelieren der Probe vor der Messung wirksam unterbunden werden.

Bei der Untersuchung von Proben mit erhöhten Nuklidgehalten (Störfall) ist zu beachten, daß aufgrund der begrenzten zeitlichen Auflösung konventioneller Meßeinrichtungen mit dem Auftreten von nicht mehr durch Live-Timer korrigierten Zählverlusten gerechnet werden muß (12). Die Höhe der Zählverluste wird hierbei entscheidend durch die Zeitkonstante der Impulsformierstufe des Hauptverstärkers bestimmt («Shaping time»). So betragen beispielsweise bei integralen Zählraten von  $R_i = 17000 \text{ s}^{-1}$  die Zählverluste der Peakzählrate  $R_n$  von Cs-137 bei einer Zeitkonstanten von  $8 \mu\text{s}$  immerhin ca. 20%, bei einer Zeitkonstanten von  $0,5 \mu\text{s}$  dagegen nur 5%. Da unter diesen Bedingungen jedoch eine wesentlich schlechtere energetische Auflösung erhalten wurde, ist bei der Festlegung der Zeitkonstanten ein Kompromiß einzugehen. In der Meßpraxis wird üblicherweise eine Zeitkonstante von 2 bis  $4 \mu\text{s}$  vorgegeben. Zur Vermeidung solcher Zählverluste sollte die Summe der Einzelnuklidaktivitäten in der zu untersuchenden Probe einen Wert von 50 kBq nicht übersteigen; anderenfalls muß verdünnt bzw. ein Aliquot hiervon zur Messung eingesetzt werden.

## 5 Berechnung der Analysenergebnisse

Bei einer  $\gamma$ -spektrometrischen Bestimmung erfolgt die meist rechnergestützt durchgeführte Ermittlung der Aktivitätskonzentration  $c_r$  von Nuklid  $r$  in einer Wasserprobe vom Volumen  $V$  nach folgender Beziehung:

$$c_r(t_M) = \frac{R_n}{\varepsilon_\gamma \cdot p_\gamma \cdot \eta_r \cdot V} \cdot \frac{\lambda_r \cdot t_m}{1 - e^{-\lambda_r \cdot t_m}} \text{ Bq} \cdot \text{l}^{-1} \quad (4)$$

Hierbei ist stets der Beginn der Messung als Bezugszeitpunkt  $t_M$  zu wählen. Der Zerfall während der Messung bei sehr kurzlebigen Radionukliden wird nach Gleichung 2.25 in Kapitel IV.5 entsprechend berücksichtigt.

Zur Umrechnung der Aktivitätskonzentration auf den Zeitpunkt der Probeentnahme  $t_p$  ist Gleichung 4 entsprechend zu erweitern:

$$c_r(t_p) = \frac{R_n \cdot e^{\lambda_r(t_M - t_p)}}{\varepsilon_\gamma \cdot p_\gamma \cdot \eta_r \cdot V} \cdot \frac{\lambda_r \cdot t_m}{1 - e^{-\lambda_r \cdot t_m}} \text{ Bq} \cdot \text{l}^{-1} \quad (5)$$

Zählverluste bei Kaskadenstrahlern (Co-60, Cs-134 u. a.) sind entsprechend Pkt. 4.2 zu korrigieren.

Der bei einer  $\gamma$ -spektrometrischen Einzelnuklidbestimmung auftretende statistische Zählfehler  $s_n$  der Nettopeakzählrate  $R_n$  ( $\text{s}^{-1}$ ) kann aus der mittleren Untergrundzählrate pro Kanal  $\bar{R}_0$  ( $\text{s}^{-1}$ ), der Halbwertsbreite  $h$  (Anzahl der Kanäle) und der Meßzeit  $t_m$  (s) wie folgt berechnet werden:

$$s_n = \sqrt{\frac{R_n + 3,40 \cdot h \cdot \bar{R}_0}{t_m}} \text{ s}^{-1} \quad (6)$$

Da der Verlauf von Photopeaks in guter Näherung durch eine Normalverteilung approximiert werden kann, wird als auswertbarer Peakbereich der Spektrumsabschnitt definiert, der 95 % der gesamten Peakfläche umfaßt. Somit erhält man den statistischen Zählfehler  $s(c_r)$  einer  $\gamma$ -spektrometrischen Einzelnuklidbestimmung zu:

$$s(c_r) = \frac{s_n}{\varepsilon_\gamma \cdot p_\gamma \cdot \eta_r \cdot V} = c_r \cdot \frac{s_n}{R_n} \text{ Bq} \cdot \text{l}^{-1} \quad (7)$$

bzw. die relative Standardabweichung  $s(c_r)/c_r$  (Variationskoeffizient):

$$\frac{s(c_r)}{c_r} = \frac{s_n}{\varepsilon_\gamma \cdot p_\gamma \cdot \eta_r \cdot V \cdot c_r} = \frac{s_n}{R_n} \quad (8)$$

### 5.1 Rechenbeispiel

Ermittlung der I-131-Konzentration in einer Wasserprobe

Zeitpunkt der Probeentnahme:	$t_p$	= 20.6.1991/12 <sup>00</sup>
Beginn der Messung:	$t_M$	= 28.6.1991/12 <sup>00</sup>
Meßzeit der Probe:	$t_m$	= 28 800 s

Peakzählhausbeute bei 364,5 keV:	$\varepsilon_\gamma$	= 0,0113
Emissionshäufigkeit für I-131:	$p_\gamma$	= 0,816
Radiochemische Ausbeute:	$\eta_r$	= 0,80
Volumen der Probe:	$V$	= 10 l
Zerfallskonstante von I-131:	$\lambda_{I-131}$	= 0,0864 d <sup>-1</sup> (= 1,00 · 10 <sup>-6</sup> s <sup>-1</sup> )
Peakhalbwertsbreite in Kanälen (364,5 keV):	$h$	= 4
Peakzählrate des I-131:	$R_n$	= 0,0073 s <sup>-1</sup>
Mittlere Zählrate des Untergrundes pro Kanal (364,5 keV):	$\bar{R}_0$	= 0,0010 s <sup>-1</sup>

Hieraus erhält man die gesuchte I-131-Konzentration  $c_{I-131}$  der Probe zum Zeitpunkt der Messung  $t_M$  nach Gleichung 4 zu:

$$c_{I-131}(t_M) = \frac{0,0073}{0,0113 \cdot 0,816 \cdot 0,80 \cdot 10} \cdot \frac{0,0288}{1 - 0,972} = 0,102 \text{ Bq} \cdot \text{l}^{-1}$$

und zum Zeitpunkt der Probeentnahme  $t_p$  nach Gleichung 5 zu:

$$c_{I-131}(t_p) = 0,102 \cdot e^{0,0864 \cdot 8,0} = 0,204 \text{ Bq} \cdot \text{l}^{-1}$$

Der zugehörige statistische Zählfehler für den Zeitpunkt der Messung  $t_M$  wird nach Gl. 6 und 7 erhalten zu:

$$s(c_{I-131}) = \frac{\sqrt{\frac{0,0073 + 3,40 \cdot 4 \cdot 0,001}{28800}}}{0,0113 \cdot 0,816 \cdot 0,80 \cdot 10} = 0,012 \text{ Bq} \cdot \text{l}^{-1}$$

Zur Ermittlung des auf  $t_p$  bezogenen statistischen Zählfehlers muß analog nach Gleichung (5) entsprechend umgerechnet werden.

Das Ergebnis der Bestimmung von I-131 in einer Wasserprobe zum Zeitpunkt der Probeentnahme mit dem einfachen statistischen Zählfehler lautet somit:

$$c_{I-131}(t_p) = (0,20 \pm 0,024) \text{ Bq} \cdot \text{l}^{-1}$$

bzw.

$$c_{I-131}(t_p) = 0,20 \text{ Bq} \cdot \text{l}^{-1} \pm 12\%$$

## 6 Nachweisgrenzen des Verfahrens

### 6.1 Erkennungsgrenzen

Die bei der  $\gamma$ -spektrometrischen Einzelnuklidbestimmung erreichbaren nuklid- bzw. energiespezifischen Erkennungsgrenzen  $g_r^*$  bzw.  $g_\gamma^*$  (Bq · l<sup>-1</sup>) werden von weitgehend festliegenden Parametern, wie:

- Spektrumsuntergrund  $R_0$  (abhängig von Abschirmung, Ortsdosisleistung, Detektormaterialien u. a.)
- Halbwertsbreite  $h$  (abhängig von Detektor sowie Haupt- und Vorverstärker)
- Peakzählhausbeute  $\varepsilon_\gamma$  (abhängig von Detektorgröße, Meßgeometrie u. a.)

sowie von in weiten Grenzen variierenden Größen:

- Probenvolumen V
- Meßzeit  $t_m$
- Zusammensetzung der Meßprobe

bestimmt. Da Nuklidgehalte stets auf den Zeitpunkt der Probeentnahme  $t_p$  zu beziehen sind, ist bei kurzlebigen Nukliden auch die Halbwertszeit von Einfluß.

Um für vorgegebene Meßbedingungen die Empfindlichkeit verschiedener Meßanordnungen miteinander vergleichen zu können, sollten bei der Berechnung der Erkennungsgrenzen  $g_r^*$  stets die ohne Proben gemessenen Nulleffektspektren zugrundegelegt werden. Die erhaltenen  $g_\gamma^*$ - bzw.  $g_r^*$ -Werte stimmen dann mit den bei den eigentlichen Messungen erreichbaren Erkennungsgrenzen überein, wenn die Volumina der Meßproben minimal und die hierin enthaltenen  $\gamma$ -Strahler natürlicher wie künstlicher Herkunft vernachlässigbar sind. Die in realen Umweltproben auftretenden, insbesondere natürlichen Nuklide (K-40, U-238 und Folgeprodukte u. a.), deren Gehalt von Probe zu Probe schwanken, erhöhen jedoch den Comptonuntergrund in nicht vorhersehbarer Weise, so daß die für die gleichen Meßbedingungen sich ergebenden Erkennungsgrenzen stets erhöht sind und darüber hinaus von Probe zu Probe sich unterscheiden (siehe auch Meßanleitung C- $\gamma$ -SPEKT-SEDIM-01).

Zur Berechnung der Erkennungsgrenzen  $g_r^*$  werden in der Literatur verschiedene Formeln angegeben, die auf unterschiedlichen Entscheidungskriterien für den Nachweis von Photopeaks beruhen. So wird nach der sog. «Zentralkanalmethode» (6, 7):

$$g_r^* = \frac{h \cdot k_{1-\alpha}}{\varepsilon_\gamma \cdot p_\gamma \cdot \eta_r \cdot V} \sqrt{\frac{\pi \cdot \bar{R}_0 (1 + 1/n)}{4 \cdot t_m \cdot \ln 2}} = \frac{1,064 \cdot h \cdot k_{1-\alpha}}{\varepsilon_\gamma \cdot p_\gamma \cdot V \cdot \eta_r} \sqrt{\frac{\bar{R}_0 (1 + 1/n)}{t_m}} \text{ Bq} \cdot \text{l}^{-1} \quad (9)$$

ein Photopeak von Nuklid r dann als nachgewiesen angesehen, wenn die kanalbezogene differentielle Peakzählrate  $R(x_p)$  an der Peakposition  $x_p$  (günstigstes Signal-/Untergrundverhältnis!) gerade das  $k_{1-\alpha}$ -fache der Standardabweichung der Untergrundzählrate  $\bar{R}_0$  erreicht bzw. übersteigt.

Nach dem in der DIN 38404, C 15, angegebenen Beziehung (13):

$$g_r^* = \frac{k_{1-\alpha}}{\varepsilon_\gamma \cdot p_\gamma \cdot \eta_r \cdot V} \sqrt{\frac{2 \cdot 1,7 \cdot h \cdot \bar{R}_0}{t_m}} \text{ Bq} \cdot \text{l}^{-1} \quad (10)$$

dagegen wird ein Photopeak von Nuklid r dann als nachgewiesen betrachtet, wenn die über den Spektrumsabschnitt, der 95 % – entsprechend  $1,7 \cdot h$  – des Photopeaks umfaßt, integrierte Zählrate das  $k_{1-\alpha}$ -fache der Standardabweichung der über den vergleichbaren Bereich berechneten Untergrundzählrate  $\Sigma R_{0,i}$  gerade erreicht bzw. übersteigt. Eine sehr ähnliche Beziehung wird auch in Kapitel IV.5 dieser Meßanleitungen angegeben.

So kann beispielsweise bei der Bestimmung von I-131 anhand des Peaks bei 364,5 keV mit einer Halbwertsbreite von  $h = 3$  Kanäle und ansonsten festliegenden Meßbedingungen ( $\varepsilon_\gamma = 0,0113$ ;  $t_m = 60\,000$  s;  $\bar{R}_0 = 0,0010 \text{ s}^{-1}$ ;  $V = 101$ ;  $\eta_r = 0,80$ ;  $p_\gamma = 0,816$ ;  $n = 10$ ;  $k_{1-\alpha} = 3$ ) die Erkennungsgrenze  $g_{I-131}^*$  nach der Zentralkanalmethode zu  $g_{I-131}^* = 0,018 \text{ Bq} \cdot \text{l}^{-1}$  und nach dem Verfahren nach DIN 38404, C 16 zu  $g_{I-131}^* = 0,017 \text{ Bq} \cdot \text{l}^{-1}$  berechnet werden. Wird bei Verfahren nach DIN 38404, C 16, der auszuwertende Peakbereich auf  $b = 2,5$  h erhöht, so liegen die entsprechenden Werte bei  $g_{I-131}^* = 0,020$

$\text{Bq} \cdot \text{l}^{-1}$ . Hieraus wird deutlich, daß die Erkennungsgrenze mit der Breite des auszuwertenden Peakbereiches  $b$  ansteigt und somit der Peaknachweis entsprechend unempfindlicher wird. Da Erkennungsgrenzen generell stets auf den Zeitpunkt der Probeentnahme  $t_p$  zu beziehen sind, nehmen zudem die  $g_r^*$ -Werte von kurzlebigen Radionukliden mit der Standzeit der Probe vor der eigentlichen Messung zu.

Beide Methoden weisen somit hinsichtlich der Empfindlichkeit des Peaknachweises geringfügige Unterschiede auf, die jedoch für Belange der Meßpraxis ohne Bedeutung sind. Hierbei ist zu bedenken, daß Einzelwerte in der Nähe der Erkennungsgrenze für  $k_{1-\alpha} = 3$  eine relative Standardabweichung von mind. 30 % aufweisen und eine Berücksichtigung der Werte von  $g_r^*$  bei negativem Nachweis bei weiterführenden Berechnungen (z. B. Bilanzierung, Mittelwertbildung u. a.) ohnehin mit größter Zurückhaltung erfolgen sollte.

## 6.2 Nachweisgrenzen

Die Nachweisgrenze  $g_r$  eines Verfahrens kann unter Einbeziehung des Konfidenzkoeffizienten  $k_{1-\beta}$  für den Fehler 2. Art aus der Erkennungsgrenze  $g_r^*$  wie folgt berechnet werden (siehe Kapitel IV.5 dieser Meßanleitungen):

$$g_r = \frac{k_{1-\alpha} + k_{1-\beta}}{k_{1-\alpha}} g_r^* \text{ Bq} \cdot \text{l}^{-1} \quad (11)$$

**Tabelle 2:** Unter Zugrundelegung des Nulleffektspektrums eines konventionellen Halbleiterdetektors [25 % relative Zählausbeute, bezogen auf einen  $3'' \times 3''$ -NaI(Tl)-Detektor und 2,2 keV Halbwertsbreite bei 1332 keV] für zwei Meßzeiten  $t_m$  berechnete Erkennungsgrenzen  $g_r^*$  ( $k_{1-\alpha} = 3,0$ ) und Nachweisgrenzen  $g_r$  ( $k_{1-\alpha} = 3,0$  und  $k_{1-\beta} = 1,64$ ) für eine Reihe relevanter Radionuklide, die nach dem angegebenen Verfahren aus 50 Litern angereichert werden.

Nuklid	$E_\gamma$ (keV)	$g_r^*$ $\text{Bq} \cdot \text{l}^{-1}$		$g_r$ $\text{Bq} \cdot \text{l}^{-1}$	
		$t_m = 6000 \text{ s}$	$t_m = 60000 \text{ s}$	$t_m = 6000 \text{ s}$	$t_m = 60000 \text{ s}$
Cr-51	320,1	0,036	0,012	0,055	0,018
Mn-54	834,8	0,0055	0,0017	0,0085	0,0026
Fe-59	1099,3	0,011	0,0035	0,017	0,0055
Co-57	122,1	0,0037	0,0012	0,0060	0,0018
Co-58	810,8	0,0055	0,0017	0,0085	0,0026
Co-60	1332,5	0,0070	0,0022	0,011	0,0034
Zn-65	1115,6	0,012	0,0040	0,019	0,0060
Zr-95	756,7	0,0095	0,0029	0,014	0,0044
Nb-95	765,8	0,0050	0,0016	0,0080	0,0024
Ru-103	497,1	0,0043	0,0013	0,0065	0,0021
Ag-110m	884,7	0,0075	0,0023	0,011	0,0035
Sb-124	1691,0	0,011	0,0035	0,017	0,0055
Sb-125	427,9	0,013	0,0040	0,020	0,0065
I-131	364,5	0,0045	0,0014	0,0070	0,0022
Cs-134	795,9	0,0060	0,0019	0,0090	0,0029
Cs-137	661,7	0,0055	0,0018	0,0090	0,0028
Ba-140	537,4	0,017	0,0055	0,027	0,0085
Ce-141	145,4	0,0070	0,0022	0,010	0,0034
Ce-144	133,5	0,030	0,0095	0,046	0,014

Auf die Besonderheiten der Meßbedingungen zur Limitierung der Irrtumswahrscheinlichkeit  $\beta$  (Fehler 2. Art) und Gewährleistung einer statistischen Sicherheit von  $1 - \beta$  wird nachdrücklich hingewiesen.

Die nach dem beschriebenen Verfahren unter praxisnahen Bedingungen für übliche Meßzeiten erreichbaren Erkennungsgrenzen  $g_r^*$  bzw. Nachweisgrenzen  $g_r$  sind für eine Reihe relevanter Radionuklide in Tabelle 2 beispielhaft zusammengefaßt. Aus dieser Aufstellung geht hervor, daß die im Routinemeßprogramm zum StrVG sowie in der Richtlinie zur Emissions- und Immissionsüberwachung kerntechnischer Anlagen geforderten Nachweisgrenzen von 0,01 bzw. 0,05 Bq  $\cdot$  l<sup>-1</sup>, wenn man von der Bestimmung kurzlebiger Radionuklide einmal absieht, leicht eingehalten werden können.

## 7 Verzeichnis der erforderlichen Chemikalien und Geräte

### 7.1 Chemikalien

- Standardlösungen (Aktivitätsnormale) der Phys.-Techn. Bundesanstalt, Braunschweig
- Kaliumiodid-Lösung, KI, 13,1 g  $\cdot$  l<sup>-1</sup>, in dest. Wasser
- Silbernitrat-Lösung, AgNO<sub>3</sub>, 15,7 g  $\cdot$  l<sup>-1</sup>, in verdünnter Salpetersäure, (0,05 mol  $\cdot$  l<sup>-1</sup>)
- Cäsiumchlorid-Lösung, CsCl, 12,7 g  $\cdot$  l<sup>-1</sup>, in dest. Wasser
- Cobaltchlorid, CoCl<sub>2</sub>  $\cdot$  6 H<sub>2</sub>O, 40,4 g  $\cdot$  l<sup>-1</sup>, in dest. Wasser
- Bariumchlorid-Lösung, BaCl<sub>2</sub>  $\cdot$  2 H<sub>2</sub>O, 17,8 g  $\cdot$  l<sup>-1</sup>, in dest. Wasser
- Cerchlorid-Lösung, CeCl<sub>3</sub>  $\cdot$  7 H<sub>2</sub>O, 26,6 g  $\cdot$  l<sup>-1</sup>, in verdünnter Salzsäure (0,1 mol  $\cdot$  l<sup>-1</sup>)
- Manganchlorid-Lösung, MnCl<sub>2</sub>  $\cdot$  4 H<sub>2</sub>O, 36,0 g  $\cdot$  l<sup>-1</sup>, in dest. Wasser
- Zinkchlorid-Lösung, ZnCl<sub>2</sub>, 20,8 g  $\cdot$  l<sup>-1</sup>, in verdünnter Salzsäure (0,1 mol  $\cdot$  l<sup>-1</sup>)
- Zirkonoxichlorid, ZrOCl<sub>2</sub>  $\cdot$  8 H<sub>2</sub>O, 81,0 g  $\cdot$  l<sup>-1</sup>, in verdünnter Salzsäure (0,1 mol  $\cdot$  l<sup>-1</sup>)
- Kaliumhexacyanoferrat (II), K<sub>4</sub>Fe(CN)<sub>6</sub>  $\cdot$  3 H<sub>2</sub>O, 106 g  $\cdot$  l<sup>-1</sup>, in dest. Wasser
- Flygtol A-Lösung (20 g Flygtol A/l dest. Wasser; Hersteller: Fa. Erbslöh GmbH, 65366 Geisenheim)
- Kerafloc A 4005 (0,2 g Kerafloc A 4005/l dest. Wasser; Hersteller: Fa. Zschimmer & Schwarz GmbH & Co., Chemische Fabriken, Max-Schwarz-Straße 4–5, 56112 Lahnstein)
- Schwefelsäure, H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>, 18 mol  $\cdot$  l<sup>-1</sup>
- Ammoniaklösung, NH<sub>4</sub>OH, 10 mol  $\cdot$  l<sup>-1</sup>
- Natriumchlorid, NaCl, fest
- Natriumsulfit, Na<sub>2</sub>SO<sub>3</sub>, fest
- di-Natriumhydrogenphosphat, Na<sub>2</sub>HPO<sub>4</sub>  $\cdot$  2 H<sub>2</sub>O
- Salpetersäure, HNO<sub>3</sub>, 10 mol  $\cdot$  l<sup>-1</sup>
- Salzsäure, HCl, 10 mol  $\cdot$  l<sup>-1</sup>

### 7.2 Geräte

- Rechnergestützter Vielkanalanalysator zur Auswertung der  $\gamma$ -Spektren im on-line-Betrieb mit tabellarischer und graphischer Meßwertausgabe
- Halbleiterdetektor aus Reinstgermanium mit einer rel. Ausbeute von >25% [bezogen auf 3"  $\times$  3"-NaI(Tl)-Sonde] und einer Energieauflösung von <1,9 keV bei 1,33 MeV
- 3 Kunststoffbehälter mit Ablaufhahn, 60 Liter
- Kühlzentrifuge mit 1000 ml-Einsätzen

- 1 Rührwerk
- Trockenschrank
- Analysenwaage
- Rotationsverdampfer (optional)
- Ringschalen aus Kunststoff mit 0,5, 1 Liter und 2 Liter Inhalt
- Laborgrundausrüstung

## Literatur

- (1) Umweltradioaktivität und Strahlenbelastung. BMU-Jahresberichte. Herausgeber: Bundesminister für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Bonn
- (2) Mundschenk, H.: Zur Gewinnung repräsentativer Wasser-, Schwebstoff- und Sedimentproben in Binnengewässern. 1. Fachliches Kolloquium zum Integrierten Meß- und Informationssystem (IMIS) zur Überwachung der Radioaktivität in der Umwelt. Veranstalter: Institut für Strahlenhygiene des Bundesamtes für Strahlenschutz, Neuherberg, 19.–20. April 1989; Tagungsband S. 69–86. Herausgeber: Bundesminister für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Bonn
- (3) Mundschenk, H.: Analysen- und Meßanleitungen zur Bestimmung der Radioaktivität in Oberflächenwasser-, Schwebstoff- und Sedimentproben. Bericht der Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz, Oktober 1980
- (4) Mundschenk, H.: Zur Anreicherung und Bestimmung geringer Gehalte von Sr 90/Y 90 in Wasserproben. Deutsche Gewässerkd. Mitteilungen 23 (1979) S. 64–72
- (5) Proust, W.E., Russel, E.R., Groh, H.J.: Ion exchange absorption of caesium by potassium hexacyanocobalt (II) ferrate (II). J. Inorg. Nucl. Chem. 27 (1965) p. 437–479
- (6) Mundschenk, H.: Sensitivity of a low-level Ge(Li) spectrometer applied to environmental aquatic studies. Nucl. Instr. and Meth. 177 (1980) p. 536–575
- (7) Mundschenk, H.: Optimierung einer konventionellen Meßeinrichtung zur  $\gamma$ -spektrometrischen Einzelnuclidbestimmung an Wasser-, Schwebstoff- und Sedimentproben. 5. Fachgespräch «Überwachung der Umweltradioaktivität». Veranstalter: Bundesforschungsanstalt für Ernährung/Kernforschungszentrum Karlsruhe GmbH, Karlsruhe, 22.–24. März 1983. Tagungsband S. 70–92. Herausgeber: Bundesminister des Innern, Bonn
- (8) Debertin, K., Helmer, R.G.: Gamma- and X-ray spectrometry with semiconductor detectors. Elsevier Science Publishers B.F.; North-Holland–Amsterdam–Oxford–New York–Tokyo, 1988
- (9) Crouthamel, C.E.: Applied Gamma-Ray Spectrometry. Pergamon Press, Oxford–New York–Toronto–Sydney–Braunschweig, 1970
- (10) Mundschenk, H.: Über eine Eichung eines  $7,5 \times 7,5$  cm NaJ(Tl)-Vollkristalls zur Absolutzählung flächenförmiger Präparate. Nucl. Instr. and Meth. 45 (1966) p. 261–269
- (11) Mundschenk, H.: Vergleichsanalyse «Radionuklide im Sediment». Bericht der Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz, Januar 1990. BfG-0525/ISSN 0934-6635
- (12) Mundschenk, H.: Meßanleitungen für die Überwachung der Radioaktivität von Oberflächenwasser, Schwebstoff und Sediment. Bericht der Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz, September 1982. BfG-0057
- (13) DIN 38404, Teil 16. Bestimmung von Radionukliden in Trink-, Grund-, Oberflächenwasser und Abwasser mittels Gammaskopimetrie (C 16). Deutsches Institut für Normung e.V., April 1989
- (14) Mundschenk, H.: Vergleichsanalyse «Radionuklide im Sediment» 1992. Bericht der Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz, Februar 1993, BfG-0717/ISSN 0934-6635