

# Umweltradioaktivität in der Bundesrepublik Deutschland

Stand 2011

- Methoden
- Daten und Bewertung
- Auswirkungen der Ereignisse in Fukushima

Bericht der Leitstellen des Bundes und des Bundesamtes für Strahlenschutz



## Impressum

Herausgeber: Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU)  
Postfach 12 06 29  
53048 Bonn

Redaktion: Bundesamt für Strahlenschutz  
Postfach 10 01 49  
38201 Salzgitter  
Angela Trugenberger-Schnabel  
Josef Peter  
Renate Kanzliwius  
Claudia Hachenberger  
Claudia Bernhard-Ströl

Stand: März 2012

**ISSN 1864-2810**

## VORWORT

Die Notwendigkeit zur Überwachung der Umweltradioaktivität ergab sich ursprünglich als Folge des radioaktiven Fallouts der Kernwaffenversuche in den 50er und 60er Jahren. Zur Umsetzung der Verpflichtungen des Euratom-Vertrags von 1957 und im Zuge der großtechnischen friedlichen Nutzung der Kernenergie wurde die Überwachung ausgeweitet und zunehmend gesetzlich geregelt, insbesondere durch die Richtlinie zur Emissions- und Immissionsüberwachung kerntechnischer Anlagen (REI) von 1979 und das 1986 verabschiedete Strahlenschutzvorsorgegesetz (StrVG). Zusätzlich wurde ab 1990 – nach der Wiedervereinigung – die Überwachung der bergbaulichen Altlasten in den neuen Bundesländer integriert.

Parallel zur Erarbeitung einer gesetzlichen Regelung zur Überwachung der Umweltradioaktivität wurden 1961 die Leitstellen eingerichtet, die seither einen integralen Bestandteil der Gesamtorganisation der Überwachung der Umweltradioaktivität darstellen. Ihre Aufgaben sind im Strahlenschutzvorsorgegesetz und in der Strahlenschutzverordnung (StrlSchV) festgelegt. Sie sind jeweils verantwortlich für die Überwachung der Umweltradioaktivität in bestimmten Umweltbereichen, z. B. Luft, Gewässer, Lebensmittel bzw. für bestimmte Überwachungsaufgaben bei kerntechnischen Anlagen, z. B. Abluft und Abwasser. Die Leitstellen sind jeweils in den Einrichtungen des Bundes angesiedelt, deren Aufgaben ohnehin in diesen Umweltbereichen liegen.

Der vorliegende Bericht enthält die Beiträge der Leitstellen für die Jahre 2008 und 2009 teilweise 2010. Für diesen Berichtszeitraum liegt der Schwerpunkt, wie auch in den Vorjahren, auf der Darstellung aktueller Untersuchungen und Entwicklungen sowie auf der Betrachtung übergreifender radioökologischer Zusammenhänge.

Im Jahr 2011 jährte sich die Reaktorkatastrophe in Tschernobyl zum 25. Mal. Dies wäre Anlass gewesen, auf den zeitlichen Verlauf der dadurch in Deutschland verursachten Kontaminationen zurück zu blicken und die zur Überwachung der Umweltradioaktivität geleistete Arbeit zu würdigen. Vor Erscheinen des Berichts hat sich jedoch erneut eine Katastrophe ereignet, bei der große Mengen radioaktiven Materials in die Umwelt verfrachtet wurden: die Reaktorkatastrophe im japanischen Fukushima. Durch die große Entfernung zum Quellort und die damit verbundene Verdünnung war die nach Deutschland verfrachtete Menge radioaktiven Materials gesundheitlich unbedenklich und nur mit empfindlichen Methoden messbar. Der vorliegende Bericht enthält deshalb ein Kapitel, das die in Deutschland gemessenen Radionuklidkonzentrationen aus dem Fukushima-Ereignis in Beziehung setzt zum immer noch vorhandenen „Background“ aus den Kernwaffenversuchen der fünfziger und sechziger Jahre und dem Tschernobyl-Unfall.

Vergleicht man die Reaktorkatastrophen von Tschernobyl und Fukushima miteinander, handelt es sich auf den ersten Blick beide Male um katastrophale Kernschmelzen in Leistungskraftwerken. Trotzdem unterscheiden sich die beiden Ereignisse in Bezug auf die Auswirkungen auf die Umwelt in einigen wesentlichen Punkten, z. B.:

### **Tschernobyl**

Der Reaktor benutzte Graphit als Moderator. Da dieser in Brand geriet, wurde das radioaktive Inventar durch die enorme Hitze bis in große Höhen befördert und konnte sich von dort sehr weiträumig verbreiten.

Der Tschernobylreaktor besaß kein Containment. Ein Großteil des radioaktiven Inventars wurde freigesetzt

### **Fukushima**

Die Reaktoren von Fukushima Daiichi benutzen Wasser als Moderator. Im Fall von Fukushima fanden relativ begrenzte Wasserstoffexplosionen statt.

Ein großer Anteil des freigesetzten Materials befindet sich nach wie vor in Wassertanks, die mit dem zur Kühlung eingesetzten Löschwasser gefüllt sind.

Die resultierende Umweltkontamination liegt in Japan im Allgemeinen auf einem niedrigeren Niveau als beim Tschernobylunfall.

Der vorliegende Bericht zeigt, dass sich das in Deutschland etablierte System zur Überwachung der Umweltradioaktivität bewährt, auch vor dem Hintergrund des Ereignisses in Fukushima.

## INHALTSVERZEICHNIS

Vorwort	3
Inhaltsverzeichnis	4
Zusammenfassung	5
<b>Teil I Methoden</b>	<b>14</b>
<b>1</b> Aktivitätsnormale	15
<b>2</b> Auf dem Weg zu harmonisierten europäischen Ortsdosisleistungsmessnetzen	17
<b>3</b> Schnelle Bestimmung des $^{89}\text{Sr}$ und des $^{90}\text{Sr}$ mit dem Flüssigkeitsszintillationszähler (LSC)	22
<b>4</b> Ringversuch Rohmilch	29
<b>Teil II Daten und Bewertung</b>	<b>34</b>
<b>5</b> Die Berichterstattung an die Europäische Kommission mit Hilfe von IMIS	35
<b>6</b> Strahlenexposition in Gebäuden	38
<b>7</b> Radioaktive Stoffe in der Umwelt als Folge des Bergbaus in den neuen Bundesländern	41
<b>8</b> Ableitung radioaktiver Stoffe aus Atomkraftwerken und der Schachanlage Asse	43
<b>9</b> Messnetz für Luft und Niederschlag	49
<b>10</b> Spurenmessung in der Bodennahen Luft	53
<b>11</b> Gamma-Ortsdosisleistung und Radioaktivität auf der Bodenoberfläche	56
<b>12</b> Radioaktive Stoffe in Binnengewässern	59
<b>13</b> Radioaktive Stoffe in Trink- und Grundwasser	64
<b>14</b> Radioaktive Stoffe in Nord- und Ostsee	67
<b>15</b> Radioaktive Stoffe in Fischen	71
<b>16</b> Boden, Pflanzen, Futtermittel, Milch und Gesamtnahrung	74
<b>17</b> Neues Schnellverfahren zur Bestimmung von Plutonium und Americium in Ackerböden	80
<b>18</b> Radioaktive Stoffe in Abfällen, in Abwasser und Klärschlamm	87
<b>19</b> Arzneimittel und deren Ausgangsstoffe sowie Bedarfsgegenstände	90
<b>Teil III Erkenntnisse aus den Ereignissen in Fukushima</b>	<b>91</b>
<b>20</b> Messergebnisse aus Deutschland im Zusammenhang mit den Reaktorunfällen in Fukushima	92
<b>Anhang</b>	<b>104</b>
Literatur	105
Verwendete Abkürzungen	109
Eigenschaften der im Text erwähnten Radionuklide	110
Glossar	113
Sachverzeichnis	3

## ZUSAMMENFASSUNG

Im vorliegenden Bericht werden Daten zur Radioaktivität in der Umwelt und in der Umgebung kerntechnischer Anlagen aus den Jahren 2008 bis 2010 zusammengestellt und bewertet. Der Reaktorunfall in Fukushima im März 2011 wurde mit berücksichtigt.

Die mittlere Strahlenexposition der Bevölkerung betrug im Jahr 2010 etwa 3,9 mSv. Davon entfielen ca. 2,1 mSv auf die **natürliche** Strahlenexposition sowie etwa 1,8 mSv auf die **zivilisatorische** Strahlenexposition [1].

### Teil I Methoden

#### Aktivitätsnormale und Harmonisierung der Europäischen Ortsdosisleistung(ODL)-Messnetze (Kapitel 1, 2)

Im Berichtszeitraum hat die PTB 8 IMIS-Ringversuchsmaterialien untersucht. Die PTB hat einen EUROMET-Vergleich mit 12 Instituten aus 9 Ländern durchgeführt, der der Sicherung der Vergleichbarkeit von Radonmessungen dient.

An der Messstation Schauinsland steht nun eine Interkalibrationsmessstelle für ODL-Sonden aus verschiedenen Ländern zur Verfügung. 2009 wurde im Rahmen der EURADOS-Vergleichsmessungen ein Bestrahlungsexperiment durchgeführt.

#### Schnelle Bestimmung des $^{89}\text{Sr}$ und $^{90}\text{Sr}$ (Kapitel 3)

Die Strontiumisotope  $^{90}\text{Sr}$  und  $^{89}\text{Sr}$  haben verschiedene Halbwertszeiten (28,4 Jahre bzw. 50,5 Tage) und unterschiedliche Dosiskoeffizienten. Deshalb sind im Intensivfall schnelle Analysen für die Bestimmung beider Nuklide besonders wichtig. Schnellverfahren mit Hilfe der Flüssigszintillationsspektrometrie (Liquid Scintillation Counter, LSC) werden vorgestellt.

#### Ringversuch Rohmilch (Kapitel 4)

Im Jahr 2008 wurde ein Ringversuch zur Bestimmung von Radionukliden in Rohmilch durchgeführt. Die meisten der 58 deutschen und 15 ausländischen Laboratorien erzielten zumindest zufriedenstellende Ergebnisse.

### Teil II Daten und Bewertung

#### Die Berichterstattung an die Europäische Kommission mit Hilfe von IMIS (Kapitel 5)

Nach Artikel 35/36 des EURATOM-Vertrags müssen die Mitgliedstaaten der EU Daten über die Radioaktivität in Luft, Wasser und Boden jährlich an die Europäische Kommission berichten. Dies erfolgt durch Datenerhebung aus dem Integrierten Mess- und Informationssystem (IMIS).

#### Strahlenexposition in Gebäuden (Kapitel 6)

Die natürliche Strahlenexposition erhöht sich beim Aufenthalt in Gebäuden durch die Inhalation von Radonzerfallsprodukten. Personen, die in Wohnungen mit Radonkonzentrationen mit ca. 200 Bq/m<sup>3</sup> Raumluft wohnen, haben ein um 32 % höheres Lungenkrebsrisiko als Personen, die in Wohnungen mit fiktiven Werten von 0 Bq/m<sup>3</sup> leben. Die Empfehlungen der Weltgesundheitsorganisation (WHO) für Strahlenschutzmaßnahmen sehen deshalb bei Neubauten einen Referenzwert von 100 Bq/m<sup>3</sup> Raumluft vor.

#### Ableitung radioaktiver Stoffe aus bergbaulichen Anlagen und Atomkraftwerken sowie aus der Schachtanlage Asse (Kapitel 7, 8)

Die Jahresgenehmigungswerte für die Ableitung radioaktiver Stoffe in die Oberflächengewässer in der Umgebung bergbaulicher Anlagen wurden 2008 bis 2010 ausnahmslos eingehalten. Das gleiche gilt für die  $^{222}\text{Rn}$ -Ableitungen und die Ableitungen langlebiger Alphastrahler in die Luft.

Die Genehmigungswerte für die Ableitung radioaktiver Stoffe mit Fortluft und Abwasser aus **Atomkraftwerken** werden nur zu einem geringen Bruchteil ausgeschöpft. Somit unterschreiten auch die aus den Aktivitätsableitungen berechneten Werte der jährlichen Strahlenexposition erheblich die in der Strahlenschutzverordnung festgelegten Dosisgrenzwerte von beispielsweise 0,3 mSv für die effektive Dosis und 0,9 mSv für die Schilddrüsendosis. Die mit den konservativen Annahmen, die für die Referenzperson vorgegeben sind, berechneten Expositionswerte in der Umgebung der Atomkraftwerke liegen unter 0,01 mSv pro Jahr. Die

Schachanlage Asse ist seit dem 1. Januar 2009 eine kerntechnische Anlage nach Atomgesetz (AtG). 2009 und 2010 wurden keine radioaktiven Stoffe mit dem Abwasser abgeleitet. Durch die Ableitung radioaktiver Stoffe mit der Fortluft entstanden im Jahr 2010 effektive Dosen von 0,012 mSv für Erwachsene und 0,016 mSv für Kleinkinder.

### Messnetz für Luft und Niederschlag und Spurenmessung in der bodennahen Luft (Kapitel 9, 10)

Die Messung der Gesamt- $\beta$ -Aktivität der Luft ergab für 2008 einen Mittelwert von 0,5 mBq/m<sup>3</sup> und für 2009 einen Mittelwert von 0,6 mBq/m<sup>3</sup>. Für 2010 betrug der Wert 0,5 Bq/m<sup>3</sup>. Die Messung der Gesamt- $\beta$ -Aktivität im Niederschlag ergab für das Jahr 2008 einen Mittelwert von 59 Bq/m<sup>2</sup>, für 2009 65 Bq/m<sup>2</sup> und für 2010 70 Bq/m<sup>2</sup>.

Der langjährig stetige Anstieg des Grundpegels von <sup>85</sup>Kr in der Luft hat sich im Berichtszeitraum abgeflacht. Der Medianwert lag z.B. für Freiburg bei etwa 1,5 Bq/m<sup>3</sup>. Die Summe der Beiträge von <sup>85</sup>Kr und <sup>133</sup>Xe zur Ortsdosisleistung liegt unter 30 nSv pro Jahr.

Im Berichtszeitraum gab es auffällige Messergebnisse der <sup>131</sup>I-Spurenmessung als Folge der Freisetzung aus einer Isotopenproduktionsanlage in Fleurus, Belgien. Im September 2008 wurde <sup>133m</sup>Xe nachgewiesen, das vermutlich aus der Radioopharmakaproduktion eines örtlichen Herstellers stammt.

### Gammaortsdosisleistung und Radioaktivität auf der Bodenoberfläche (Kapitel 11)

Das Messnetz zur kontinuierlichen Überwachung der Gammaortsdosisleistung ist inzwischen von ursprünglich 2150 auf ca. 1800 Messstellen reduziert worden. Die gemessenen Werte der Gammaortsdosisleistung sind im Vergleich zu den Vorjahren, abgesehen von den üblichen Schwankungen, unverändert.

Die Messung der nuklidspezifischen Radioaktivität auf der Bodenoberfläche erfolgt im Ereignisfall durch In-situ-Gammaspektrometrie. Hierfür stehen 38 stationäre Messsysteme des DWD, insgesamt 24 mobile Messsysteme der Länder und des BfS sowie 5 mobile Messsysteme für den Einsatz in Hubschraubern der Bundespolizei zur Verfügung.

### Radioaktive Stoffe in Binnengewässern, Trink- und Grundwasser (Kapitel 12, 13)

Die Überwachung der **Binnengewässer** zeigt, dass die natürlichen Radionuklide den wesentlichen Anteil zur Strahlendosis beitragen. Der Dosisanteil der künstlichen Radionuklide geht heute in erster Linie auf die Radionuklide <sup>90</sup>Sr und <sup>137</sup>Cs zurück, die über den Fallout der Kernwaffenversuche und des Reaktorunfalls von Tschernobyl in die Gewässer gelangten. Demgegenüber sind die Auswirkungen von Radionukliden infolge von Ableitungen aus kerntechnischen Anlagen vernachlässigbar.

Eine Strahlenexposition der Bevölkerung durch die Aufnahme künstlicher radioaktiver Stoffe mit dem **Trinkwasser** ist sehr niedrig. Legt man die Maximalwerte des Jahres 2010 für <sup>137</sup>Cs und <sup>90</sup>Sr zu Grunde, ergeben sich bei einem angenommenen jährlichen Trinkwasserverzehr von 700 Litern für den Erwachsenen Ingestionsdosen von 0,000036 bzw. 0,00043 Millisievert pro Jahr.

Im Hinblick auf die Erarbeitung geeigneter Mess- und Berechnungsverfahren zur Bestimmung des Indikatorparameters „Gesamtrichtdosis“ hat das BMU das BfS mit der Durchführung repräsentativer Messungen des Gehaltes an natürlichen Radionukliden im Trinkwasser beauftragt, um auf dieser Grundlage eine Bewertung der Strahlenexposition der Bevölkerung in der Bundesrepublik Deutschland durch den Konsum von Trinkwasser zu ermöglichen. Der Abschlussbericht zu diesem Messprogramm liegt inzwischen vor. Die Ergebnisse fließen in eine Verordnung zur Änderung der Trinkwasserverordnung ein.

### Radioaktive Stoffe in Nord- und Ostsee sowie in Fischen (Kapitel 14, 15)

Die Einleitungen in die **Nordsee** aus den Wiederaufarbeitungsanlagen Sellafield und La Hague lagen in den 70er Jahren um mehrere Größenordnungen höher als in den letzten Jahren. In der Deutschen Bucht liegen die Aktivitätskonzentration von <sup>137</sup>Cs zwischen 1,3 Bq/m<sup>3</sup> an der Elbemündung bis zu 4,4 Bq/m<sup>3</sup> in der äußeren Deutschen Bucht. Die Aktivitätskonzentration von 5,9 Bq/m<sup>3</sup> am Ausgang des Skagerrak ist dem Ausfluss aus der Ostsee zuzuordnen.

Die **Ostsee** weist nach wie vor höhere Konzentrationen an <sup>137</sup>Cs auf als die Nordsee. An der Wasseroberfläche lagen sie in den Jahren 2008 und 2009 zwischen 24 Bq/m<sup>3</sup> im westlichen und 44 Bq/m<sup>3</sup> im östlichen Teil. Dies ist auf den Fallout aus dem Unfall von Tschernobyl zurückzuführen. Im Wasser sind auch leicht höhere

Konzentrationen an  $^{90}\text{Sr}$  im Vergleich zur Nordsee nachzuweisen. Dieses Radionuklid stammt, wie auch die Transurannuklide, überwiegend aus dem globalen Fallout der atmosphärischen Kernwaffentests.

Der Tschernobyl-Fallout bei Meeresfisch spielte nur in der Ostsee eine Rolle. Der mittlere  $^{137}\text{Cs}$ -Gehalt war dort 2009 noch immer etwas höher als im Mittel bei Fischen aus Binnenseen. Eine größere Bedeutung hatte der Fallout zunächst für die Fische der Binnengewässer, vor allem der Binnenseen. Bis 2009 war hier jedoch ein deutlicher Rückgang der mittleren  $^{137}\text{Cs}$ -Aktivität auf unter 2 Bq/kg FM zu verzeichnen.

### **Radioaktive Stoffe in Boden, Pflanzen, Futtermitteln, Gesamtnahrung und Milch- und Milchprodukten, sowie Plutonium und Americium in Ackerböden (Kapitel 16, 17 )**

Die Kontamination pflanzlichen Materials mit  $^{137}\text{Cs}$  ist gegenüber dem Vorjahr wieder etwas zurückgegangen, was vor allem auf Verdünnungs- und Bindungseffekte im Boden zurückzuführen ist.

Die spezifische Aktivität des ( $^{239+240}\text{Pu}$ ) in Ackerböden aus 98 Probenentnahmeorten in Deutschland im Jahr 2008 schwanken in einem relativ engen Bereich mit einem Mittelwert von 115 mBq / kg TM Boden und Standardabweichung 25 mBq / kg TM.

Die mittlere jährliche Aktivitätszufuhr durch die Nahrungsaufnahme betrug 2010 etwa 84 Bq für  $^{137}\text{Cs}$  und 29 Bq für  $^{90}\text{Sr}$ .

### **Radioaktive Stoffe in Abfällen, Abwasser und Klärschlamm (Kapitel 18)**

Der Gehalt an  $^{137}\text{Cs}$  bei **Abfällen** wird noch durch den Fallout nach dem Reaktorunfall von Tschernobyl bestimmt. Dies kommt durch häufig höhere Werte im südlichen Gebiet der Bundesrepublik Deutschland gegenüber den anderen Gebieten zum Ausdruck.

Der zeitliche Verlauf der Jahresmittelwerte für die  $^{137}\text{Cs}$ -Gehalte der **Klärschlämme** der einzelnen Bundesländer zeigt die bisherige Tendenz zur Abnahme der Kontamination. Diese ist nur noch schwach ausgeprägt. In Südbayern wurden Werte von im Mittel 15 Bq/kg TM gemessen.

### **Arzneimittel und deren Ausgangsstoffe sowie Bedarfsgegenstände (Kapitel 19)**

Die spezifischen Aktivitäten des  $^{137}\text{Cs}$  erreichten Spitzenwerte von etwa 550 Bq/kg (TM) bei Bitterkleeblättern aus Polen und etwa 460 Bq/kg (TM) bei Islandmoos aus Rumänien.

## **Teil III Erkenntnisse aus den Ereignissen in Fukushima**

### **Messergebnisse im Zusammenhang mit den Reaktorunfällen in Fukushima 2011 (Kapitel 20)**

Am 11. März 2011 ereignete sich in Japan ein katastrophales Erdbeben, in dessen Folge ein außerordentlich großer Tsunami die Kernkraftwerksanlage Fukushima Daiichi überschwemmte. Ein dadurch verursachter Ausfall der Kühlung führte in drei Blöcken zur Kernschmelze mit erheblichen radioaktiven Freisetzungen. In Deutschland waren Konzentrationen der durch die Atmosphäre transportierten Radionuklide messbar, lagen jedoch nur im Bereich von einigen Millibecquerel pro Kubikmeter.



## SUMMARY

This report gathers and evaluates data on radioactivity in the environment and in the vicinity of nuclear facilities, collected in the years 2008 to 2010. Information on the reactor accident in Fukushima in March 2011 is also included.

In 2010, the mean radiation exposure of the German population amounted to about 3.9 mSv. A share of around 2.1 mSv could be attributed to **natural** radiation exposure, while about 1.8 mSv were attributed to **civilization-related** radiation exposure [1].

## Part I Methodology

### Activity standards and harmonisation of the European local dose rate measuring networks (Chapters 1, 2)

PTB examined 8 IMIS intercomparison materials in the report period. PTB also conducted a EUROMET comparison in cooperation with 12 institutes from 9 countries in order to insure the comparability of their radon measurements.

The Schauinsland measuring station now provides an intercalibration measuring point for local gamma dose rate probes from different countries. In 2009, an irradiation experiment was performed during the EURADOS comparison measurements.

### Quick determination of $^{89}\text{Sr}$ and $^{90}\text{Sr}$ (Chapter 3)

The strontium isotopes  $^{90}\text{Sr}$  and  $^{89}\text{Sr}$  have different half-lives (28.4 years or 50.5 days) and different dose coefficients. In certain situations it is therefore necessary to determine quickly which nuclides are involved. This report presents valuable high-speed processes based on liquid scintillation counters (LSC).

### Interlaboratory comparison of raw milk (Chapter 4)

In 2008, the determination of radionuclides in raw milk was the subject of an interlaboratory comparison. The results reached by most of the 58 German labs and 15 labs from other countries were at least satisfactory.

## Part II Data and evaluation

### Reporting to the European Commission with the help of IMIS (Chapter 5)

According to Articles 35/36 of the EURATOM treaty the EU member states have to report annually to the European Commission with respect to the levels of radioactivity found in the air, in the water and in the ground. In Germany, such reports are prepared on the basis of data collected by the Integrated Measurement and Information System (IMIS).

### Radiation exposure in buildings (Chapter 6)

Natural radiation exposure is increased by inhalation of radon decay products in buildings. The risk of developing lung cancer is increased by 32% for people living in dwellings where the indoor radon concentration amounts to around  $200 \text{ Bq/m}^3$ , compared with people living in dwellings presenting a fictitious radon concentration of  $0 \text{ Bq/m}^3$ . The radiation protection recommendations issued by the World Health Organization (WHO) thus indicate a reference value of  $100 \text{ Bq/m}^3$  of indoor air for new buildings.

### Discharge of radioactive substances from nuclear power plants and mining facilities and from the Asse mine (Chapters 7, 8)

The permitted annual values for the discharge of radioactive substances into the surface waters in the vicinity of mining facilities were complied with in the years 2008 to 2010 without exception. The same applies to any  $^{222}\text{Rn}$  discharges and discharges of long-lived alpha emitters into the air.

The discharge of radioactive substances into the exit air and waste waters from **nuclear power plants** remained far below the permitted annual values. Consequently the total annual radiation exposure levels calculated from these activity discharges stayed remarkably below the dose limit values stipulated in the Radiation Protection Ordinance, including 0.3 mSv for the effective dose and 0.9 mSv for the thyroid dose. The exposure levels in the vicinity of nuclear power plants, calculated conservatively from the assumptions specified for a reference person, were below 0.01 mSv per year. Since 1 January, 2009 the Asse mine is considered as a nuclear installation according to the Atomic Energy Act (AtG). No radioactive substances were discharged into



the waste water in 2009 and 2010. In 2010, the discharge of radioactive substances into the exit air produced an effective dose of 0.012 mSv for adults and 0.016 mSv for infants.

### Measuring network for air and precipitation, trace measurement in ground-level air (Chapters 9, 10)

Measurements of the total  $\beta$  activity in the air showed a mean value of 0.5 mBq/m<sup>3</sup> for 2008 and a mean value of 0.6 mBq/m<sup>3</sup> for 2009. The value for 2010 was 0.5 Bq/m<sup>3</sup>. Measurements of the total  $\beta$  activity in precipitation resulted in a mean value of 59 Bq/m<sup>2</sup> for 2008, 65 Bq/m<sup>2</sup> for 2009 and 70 Bq/m<sup>2</sup> for 2010.

The basic level of <sup>85</sup>Kr in the air, which had constantly increased over many years, rose more slowly in the period under report. The median value e.g. for Freiburg amounted to approximately 1.5 Bq/m<sup>3</sup>. The total contribution of <sup>85</sup>Kr and <sup>133</sup>Xe to the local dose rate remained below 30 nSv per year.

<sup>131</sup>I trace measurements produced noticeable results in the period under report following a discharge from an isotope production facility in Fleurus, Belgium. <sup>133m</sup>Xe was detected in September 2008, which was probably discharged from a radiopharmaceuticals production plant operated by a local manufacturer.

### Local dose rate from gamma radiation and radioactivity on the ground surface (Chapter 11)

The measuring network for the continuous monitoring of the local dose rate from gamma radiation has been reduced from the original 2,150 measuring points to around 1,800 measuring points. The local dose rates from gamma radiation remained unchanged compared with previous years, apart from the usual variations.

In case of an incident, the nuclide-specific radioactivity on the ground surface would be measured with the help of in-situ gamma spectrometry. To this end, the German Weather Service (DWD) holds 38 stationary measuring systems available, which can be supplemented by 24 mobile measuring systems operated by the German Länder and the Federal Office for Radiation Protection (BfS) as well as by 5 mobile systems for use in helicopters, operated by the German Federal Police.

### Radioactive substances in inland waters, drinking water and ground water (Chapters 12, 13)

**Inland waters** monitoring has shown that natural radionuclides make the largest contribution to the radiation dose. The dose contribution from artificial radionuclides today is mostly due to the radionuclides <sup>90</sup>Sr and <sup>137</sup>Cs, which reached the water via the fallout from nuclear weapons tests and the reactor accident in Chernobyl. In contrast, the effects of radionuclides discharged from nuclear facilities are negligible.

The radiation exposure of the population due to artificial radioactive substances ingested via **drinking water** is very low. On the basis of the maximum values for <sup>137</sup>Cs and <sup>90</sup>Sr, the ingestion doses calculated for adults amount to 0.000036 mSv and 0.00043 mSv per year, respectively, assuming an annual drinking water consumption of 700 litres.

With regard to the elaboration of appropriate measuring and calculation methods for the determination of the indicator parameter "total recommended dose", BMU charged BfS with performing representative measurements of the natural radionuclides content of drinking water. These results will be used as a basis for evaluating the radiation exposure of the German population through drinking water consumption. The final report from this measuring programme is now available. The results will be integrated in an ordinance changing the Drinking Water Ordinance.

### Radioactive substances in the North Sea, the Baltic Sea and in fish (Chapters 14, 15)

Discharges into the **North Sea** from the Sellafield and La Hague reprocessing plants were considerably higher in the 1970s than in the past few years. The activity concentration of <sup>137</sup>Cs in the German Bight varies between 1.3 Bq/m<sup>3</sup> in the Elbe estuary and 4.4 Bq/m<sup>3</sup> in the outer German Bight. The fact that the activity concentration reaches 5.9 Bq/m<sup>3</sup> at the mouth of the Skagerrak is due to waters flowing out of the Baltic Sea.

The concentration of <sup>137</sup>Cs is still higher in the **Baltic Sea** than in the North Sea. Concentrations measured in 2008 and 2009 at the water surface varied between 24 Bq/m<sup>3</sup> and 44 Bq/m<sup>3</sup> in the Eastern part of the Baltic Sea. This can be attributed to the fallout from the reactor accident in Chernobyl. Compared with the North Sea, the water also shows higher concentrations of <sup>90</sup>Sr. This radionuclide originates – as do transuranium nuclides – mainly from the global fallout of atmospheric nuclear weapons testing.

In the case of sea fish, the Chernobyl fallout only played a role in the Baltic Sea. The medium content of <sup>137</sup>Cs observed in 2009 was still higher in sea fish from the Baltic Sea than in fish from lakes. Initially, the fallout was

of greater importance to fish from inland waters, in particular from lakes. In the years preceding 2009, however, a clear decrease of the medium  $^{137}\text{Cs}$  activity could be observed with activity levels falling below 2 Bq/kg of solid mass.

### **Radioactive substances in soil, plants, feedstuffs, food in general, milk and dairy products as well as plutonium and americium in cropping soils (Chapters 16, 17)**

The contamination of plant material with  $^{137}\text{Cs}$  has decreased compared with the year before, which is mainly a result of dilution and bonding effects in the soil.

In 2008, samples were taken from cropping soils at 98 places in Germany in order to determine the specific activity of  $(^{239+240})\text{Pu}$ . The mean value was determined to be 115 mBq/kg of dry matter with a standard deviation of 25 mBq/kg of dry matter with only slight variations found between the individual samples.

In 2010, the mean annual activity uptake through ingestion was around 84 Bq for  $^{137}\text{Cs}$  and 29 Bq for  $^{90}\text{Sr}$ .

### **Radioactive substances in waste, waste water and clearing sludge (Chapter 18)**

The  $^{137}\text{Cs}$  content of **waste** is still determined by the fallout from the reactor accident in Chernobyl. The values measured in Southern Germany are therefore frequently higher than those observed in other areas of Germany.

The annual mean values of the  $^{137}\text{Cs}$  content of **clearing sludge** in the individual German Länder, observed over a longer period of time, continue to show a decreasing contamination. The contamination has reached a rather low level by now, with average values of 15 Bq/kg of dry matter measured in Southern Bavaria.

### **Pharmaceuticals and their precursors, articles of daily use (Chapter 19)**

The specific activities of  $^{137}\text{Cs}$  reached peak values of around 550 Bq/kg (dry matter) in Bogbean leaves from Poland and around 460 Bq/kg (dry matter) in Iceland Moss from Romania.

## **Part III Insights obtained from the events in Fukushima**

### **Measuring results in connection with the reactor accidents in Fukushima in 2011 (Chapter 20)**

On 11 March, 2011 Japan was struck by a disastrous earthquake, followed by a huge tsunami which flooded the Fukushima Daiichi nuclear power facility. The resulting failure of the cooling system caused a nuclear meltdown in three blocks with considerable discharges of radioactive material. These radionuclides were transported through the atmosphere so that certain concentrations could be found in Germany, which only amounted, however, to several millibecquerels per cubic metre.

## RÉSUMÉ

Le présent rapport rassemble des données concernant la radioactivité dans l'environnement et aux abords des installations nucléaires, établies entre les années 2008 et 2010, et porte sur leur évaluation. L'accident nucléaire de Fukushima du 11 mars 2011 est considéré aussi.

En l'année 2010, l'irradiation moyenne de la population allemande s'élevait à environ 3,9 mSv. L'irradiation **naturelle** contribuait environ 2,1 mSv et l'**irradiation artificielle** était d'environ 1,8 mSv [1].

### Partie I Méthodes

#### Les normales d'activité et l'harmonisation des réseaux de mesure européens détectant le débit de dose ambiant (chapitre 1, 2)

Pendant la période comprise par le rapport, l'office fédéral de physique et de technique (PTB) a étudié 8 matériaux d'intercomparaison en rapport avec l'IMIS (système de mesure et d'information intégré pour le contrôle de la radioactivité de l'environnement). Le PTB a aussi effectué une comparaison EUROMET en coopération avec 12 instituts dans 9 pays afin d'assurer la comparabilité des mesures de radon.

La station de mesure de Schauinsland (Allemagne) offre maintenant un site destiné à l'analyse comparative de tous les appareils de mesure pour le débit de dose ambiant utilisés dans différents pays. Une expérience d'irradiation a été effectuée en 2009 dans le cadre des intercomparaisons EURADOS.

#### Détermination rapide du $^{89}\text{Sr}$ et $^{90}\text{Sr}$ (chapitre 3)

Les périodes radioactives des isotopes du Strontium  $^{90}\text{Sr}$  et  $^{89}\text{Sr}$  diffèrent largement (28,4 ans et 50,5 jours), tout comme leurs coefficients de dose. Dans certains cas il est donc essentiel de déterminer rapidement les nucléides présents. Ce rapport présente des procédés de détermination accélérés à l'aide de la spectrométrie à scintillation liquide (compteur à scintillation liquide, CSL).

#### Intercomparaison au sujet du lait cru (chapitre 4)

En 2008, une intercomparaison a été effectuée afin de déterminer les radionucléides dans le lait cru. La plupart des 58 laboratoires allemands et 15 laboratoires étrangers ont obtenu des résultats qui étaient au moins satisfaisants.

### Partie II Données et évaluation

#### Rapport à la Commission Européenne à l'aide de l'IMIS (chapitre 5)

Suivant les articles 35/36 du traité EURATOM, les pays membres de l'UE sont obligés de soumettre à la Commission Européenne un rapport annuel sur le niveau de radioactivité constaté dans l'air, dans l'eau et dans le sol. L'Allemagne établit ce rapport à l'aide des données enregistrées par le système de mesure et d'information intégré pour le contrôle de la radioactivité de l'environnement (IMIS).

#### L'exposition radiologique dans les bâtiments (chapitre 6)

L'irradiation naturelle est amplifiée par la présence de personnes dans les bâtiments y inhalant les descendants du radon. Le risque d'être atteint de cancer du poumon s'accroît de 32 % pour les personnes habitant des logements où la concentration de radon dans l'air s'élève à  $200 \text{ Bq/m}^3$  par rapport aux personnes qui habiteraient des logements avec une concentration fictive de  $0 \text{ Bq/m}^3$ . Les mesures de radioprotection recommandées par l'Organisation Mondiale de Santé (OMS) donc prévoient une valeur de référence de  $100 \text{ Bq/m}^3$  de l'air ambiant pour les bâtiments neufs.

#### Rejet de matières radioactives par les installations minières, les centrales nucléaires et la mine d'Asse (chapitres 7, 8)

De 2008 à 2010, les valeurs annuelles autorisées pour le rejet de matières radioactives dans les eaux de surface à l'entourage des installations minières ont été respectées sans exception. Les valeurs autorisées pour le rejet dans l'air de  $^{222}\text{Rn}$  et des émetteurs de rayons alpha à vie longue ont également été respectées.

Le pourcentage de matières radioactives contenues dans l'air d'échappement et dans les effluents des **centrales nucléaires** ne représente qu'une très petite partie des valeurs autorisées. Les valeurs totales de l'irradiation annuelle, calculées à partir de ces rejets d'activité, restent donc considérablement inférieures aux va-

leurs limites de dose fixées par l'Ordonnance sur la Radioprotection, étant par exemple de 0,3 mSv pour la dose efficace et de 0,9 mSv pour la dose thyroïde. Les valeurs d'irradiation aux abords des centrales nucléaires, qui sont évaluées pour une personne de référence sur la base d'estimations conservatrices, ne dépassent pas 0,01 mSv par an.

Depuis 1 janvier 2009, la mine d'Asse est considérée comme une installation nucléaire d'après la définition de la Loi allemande sur l'énergie atomique (AtG). Aucune matière radioactive n'a été évacuée par les effluents en 2009 et 2010. Les matières radioactives évacuées par l'air d'échappement en 2010 ont produit une dose efficace de 0,012 mSv pour les adultes et de 0,016 mSv pour les petits enfants.

### Réseau de surveillance de l'air et des précipitations, mesures de traces dans l'air près du sol (chapitres 9, 10)

Le total de l'activité bêta mesurée dans l'air s'élevait à une valeur moyenne de 0,5 mBq/m<sup>3</sup> en 2008 et de 0,6 mBq/m<sup>3</sup> en 2009. La valeur pour l'année 2010 était de 0,5 Bq/m<sup>3</sup>. Le total de l'activité bêta mesurée dans les précipitations s'élevaient à une valeur moyenne de 59 Bq/m<sup>2</sup> en 2008, de 65 Bq/m<sup>2</sup> en 2009 et de 70 Bq/m<sup>2</sup> en 2010.

L'augmentation du niveau de base de <sup>85</sup>Kr contenu dans l'air, qui s'était déroulée constamment pendant des années, a ralenti dans la période comprise par le rapport. A Fribourg (Allemagne), p. ex., la valeur médiane était de 1,5 Bq/m<sup>3</sup> environ. L'ensemble des contributions de <sup>85</sup>Kr et <sup>133</sup>Xe au débit de dose local ne dépasse pas 30 nSv par an.

La mesure de traces de <sup>131</sup>I a produit des résultats frappants qui sont à attribuer à un rejet de matières radioactives par une installation de production d'isotopes à Fleurus, Belgique. Du <sup>133m</sup>Xe a été détecté en septembre 2008, dont l'origine était probablement la production de radiopharmaceutiques d'un fabricant local.

### Le débit de dose local par rayonnement gamma et la radioactivité à la surface du sol (chapitre 11)

Le réseau de mesure destiné à la surveillance continue du débit de dose local par rayonnement gamma a été réduit de 2 150 points de mesure à environ 1 800 points de mesure. D'après les résultats des mesures, le débit de dose local par rayonnement gamma n'a pas changé par rapport aux années précédentes, en dehors des variations habituelles.

Le cas échéant, on emploierait la spectrométrie gamma in situ afin de déterminer la radioactivité spécifique des nucléides à la surface du sol. Les 38 systèmes de mesure fixes opérés par le service météorologique de la République fédérale d'Allemagne (DWD) peuvent être utilisés à cette fin, ainsi que les 24 systèmes de mesure mobiles opérés par les länder et l'Office fédéral de radioprotection (BfS). En plus, la police fédérale allemande dispose de 5 systèmes mobiles qui peuvent être employés dans les hélicoptères.

### Les matières radioactives contenues dans les eaux intérieures, l'eau potable et la nappe phréatique (chapitres 12, 13)

Les contrôles des **eaux intérieures** démontrent que ce sont les radionucléides naturels qui contribuent essentiellement à la dose de rayonnement. Parmi les radionucléides artificiels contribuant à la dose de rayonnement, le <sup>90</sup>Sr et le <sup>137</sup>Cs sont aujourd'hui les plus importants, qui ont été introduits dans les eaux par les retombées des essais d'armes nucléaires et de l'accident nucléaire de Tchernobyl. Par contre, les effets causés par les radionucléides contenus dans les rejets des installations nucléaires sont négligeables.

L'exposition radiologique de la population due aux matières artificielles radioactives contenues dans l'**eau potable** est très faible. Partant des valeurs maximales pour le <sup>137</sup>Cs et le <sup>90</sup>Sr et d'une consommation d'eau potable qui s'élève à 700 litres par an pour un adulte, les doses d'ingestion obtenues par un adulte s'élèvent à 0,000036 et 0,00043 mSv par an, respectivement.

Le Ministère fédéral de l'Environnement (BMU) cherche à élaborer des méthodes de mesure et de calcul destinées à définir un paramètre indicatif appelé la « dose totale recommandée ». Ainsi, il a chargé l'Office fédéral de radioprotection (BfS) de procéder à des mesures représentatives de la teneur en radionucléides de l'eau potable, visant à établir une base à l'évaluation de l'exposition radiologique de la population allemande due à la consommation d'eau potable. Le rapport final à l'égard de ce programme est maintenant disponible. Les résultats y figurant seront utilisés pour la modification du Décret relatif à l'eau potable.

## Les matières radioactives contenues dans la mer du Nord et la mer Baltique ainsi que dans les poissons (chapitres 14, 15)

Les rejets de matières radioactives dans la **mer du Nord** venant des usines de retraitement de Sellafield et de La Hague étaient beaucoup plus élevés dans les années 1970 que dans les années récentes. Dans la Baie allemande, les concentrations d'activité du  $^{137}\text{Cs}$  varient entre 1,3 Bq/m<sup>3</sup> dans l'estuaire de l'Elbe et 4,4 Bq/m<sup>3</sup> à la périphérie de la Baie allemande. La concentration d'activité de 5,9 Bq/m<sup>3</sup> observée au débouché du Skagerrak peut être attribuée aux eaux venant de la mer Baltique.

Les concentrations en  $^{137}\text{Cs}$  constatées dans la **mer Baltique** sont désormais plus élevées que celles dans la mer du Nord. Dans les années 2008 et 2009, les concentrations détectées à la surface étaient de 24 Bq/m<sup>3</sup> dans la partie ouest et de 44 Bq/m<sup>3</sup> dans la partie est de la mer Baltique. Ceci est à ramener aux retombées de Tchernobyl. La concentration en  $^{90}\text{Sr}$  constatée dans l'eau est aussi légèrement élevée par rapport à la mer du Nord. Ce radionucléide provient, tout comme les nucléides transuraniens, pour la plupart des retombées mondiales produites par les essais nucléaires atmosphériques.

L'impact des retombées de Tchernobyl sur les poissons de mer n'était d'importance que dans la mer Baltique. En 2009, la teneur en  $^{137}\text{Cs}$  y était toujours un peu plus élevée que la valeur moyenne constatée dans les poissons de lac. Au départ, les retombées avaient un impact beaucoup plus important sur les poissons dans les eaux intérieures, surtout sur ceux dans les lacs. Dans la période précédant l'année 2009, l'activité moyenne du  $^{137}\text{Cs}$  a pourtant reculé de manière significative pour arriver à un niveau inférieur de 2 Bq/kg de masse solide.

## Les substances radioactives contenues dans le sol, les plantes, les aliments pour bétail, l'alimentation en générale, le lait et les produits laitiers ; le plutonium et l'américium contenus dans les terres arables (chapitres 16, 17)

La contamination en  $^{137}\text{Cs}$  du matériel végétal a légèrement reculé par rapport à l'année précédente, ce qui est à ramener sur des effets de dilution et de liaison dans le sol.

En 2008, on a pris des échantillons à 98 lieux en Allemagne afin de déterminer l'activité spécifique du ( $^{239+240}\text{Pu}$ ) dans les terres arables. La valeur moyenne s'élevait à 115 mBq/kg de matière sèche avec un écart type de 25 mBq/kg de matière sèche, les variations entre les valeurs individuelles n'étant pas très prononcées.

En moyenne, l'incorporation annuelle par ingestion était d'environ 84 Bq pour le  $^{137}\text{Cs}$  et 29 Bq pour le  $^{90}\text{Sr}$  en 2010.

## Les matières radioactives dans les déchets, les effluents et les boues d'épuration (chapitre 18)

La teneur en  $^{137}\text{Cs}$  des **déchets** est toujours déterminée par les retombées de Tchernobyl. Ceci s'exprime dans le niveau souvent plus élevé des valeurs mesurées dans le Sud de l'Allemagne par rapport aux autres régions allemandes.

La contamination en  $^{137}\text{Cs}$  des **boues d'épuration** a tendance à diminuer, comme on peut conclure de l'évolution des valeurs moyennes annuelles mesurées dans les länder. Aujourd'hui la contamination n'est plus très prononcée, les valeurs observées au sud de la Bavière s'élevant à 15 Bq/kg de matière sèche en moyenne.

## Les médicaments et leurs substances de départ; les produits d'utilisation courante (chapitre 19)

Les activités spécifiques du  $^{137}\text{Cs}$  ont atteint des valeurs de pic avec 550 Bq/kg (de matière sèche) dans les feuilles du trèfle d'eau venant de la Pologne et 460 Bq/kg (de matière sèche) dans la mousse d'Islande venant de la Roumanie.

## Partie III Conclusions tirées des événements à Fukushima

### Les résultats de mesure en rapport avec les accidents nucléaires à Fukushima en 2011 (chapitre 20)

Un séisme désastreux a touché le Japon le 11 mars 2011, suivi par un tsunami exceptionnel qui a submergé l'installation nucléaire de Fukushima Daiichi. La défaillance du système de refroidissement en résultant a provoqué des fusions de cœur dans trois réacteurs, puis d'importants rejets radioactifs. Des concentrations de ces radionucléides, transportés par l'atmosphère, ont été détectées en Allemagne, qui ne s'élevaient pourtant qu'à quelques millibecquerels par mètre cube.

**TEIL I**

**METHODEN**



H. Wershofen, D. Arnold, K. Kossert, A. Röttger

Physikalisch-Technische Bundesanstalt, Braunschweig, Leitstelle für Aktivitätsnormale und Radionuklidaten

Zentrale Aufgabe des Fachbereiches "Radioaktivität" der PTB ist die Darstellung der gesetzlichen Einheit "Becquerel" (Bq) sowie deren Weitergabe an Forschungsinstitute, Kliniken, Industriebetriebe sowie an die Messstellen zur Überwachung radioaktiver Stoffe in der Umwelt. Auf Grund der stark unterschiedlichen Zerfalleigenschaften erfordert jedes Radionuklid seine eigenen Messverfahren zur Aktivitätsbestimmung, für die in der PTB geeignete Apparaturen zur Verfügung stehen. Die Weitergabe der Aktivitätseinheit erfolgt überwiegend durch die Abgabe von Aktivitätsnormalen [2] und durch Aktivitätsbestimmungen an eingereichten Proben.

Das Mutual Recognition Arrangement (MRA) unter der Schirmherrschaft des Comité International des Poids et Mesures (CIPM) ist eine weltweite Vereinbarung zur länderübergreifenden gegenseitigen Anerkennung von Kalibrierzertifikaten nationaler metrologischer Institute für alle kommerziell oder gesellschaftlich relevanten Messgrößen. Das Abkommen dient dem Abbau von Handelshemmnissen und fordert von den Teilnehmern neben dem Nachweis eines Qualitätsmanagement-Systems auch die Teilnahme an Vergleichsmessungen. Um den Anforderungen des MRA nachzukommen, beteiligt sich die PTB regelmäßig an internationalen Vergleichsmessungen, die von dem in Paris angesiedelten Bureau International des Poids et Mesures (BIPM) organisiert werden. Einige der nachgewiesenen Kalibrier- und Messfähigkeiten der PTB wurden im Berichtszeitraum in einer sogenannten CMC-Tabelle (Calibration and Measurement Capabilities) zusammengefasst und nach einem mehrstufigen Begutachtungsprozess akzeptiert und veröffentlicht [3].

Eine weitere wichtige Aufgabe des Fachbereiches "Radioaktivität" ist die Bereitstellung von Radionuklidaten, insbesondere von Emissionswahrscheinlichkeiten und Halbwertszeiten. Bei vielen Nukliden kann die Halbwertszeit durch die Messung des Abklingverhaltens z. B. mit  $4\pi$ - $\gamma$ -Ionisationskammern bestimmt werden. Dazu müssen gewisse Anforderungen gegeben sein wie ein stabiler und gegenüber dem Nettoeffekt möglichst geringer Untergrund, die genaue Kenntnis von evtl. vorhandenen Verunreinigungen durch weitere Radionuklide und ein linearer Zusammenhang zwischen der Aktivität und dem gemessenen Ionisationsstrom. Mit solchen Anordnungen werden in der PTB fortlaufend Halbwertszeiten in einem Bereich von wenigen Stunden (z. B.  $^{18}\text{F}$ ) bis

hin zu einigen Jahrzehnten (z. B.  $^{137}\text{Cs}$ ) mit relativen Unsicherheiten in der Größenordnung  $10^{-4}$  bestimmt [4].

Auch die Bestimmung von sehr langen Halbwertszeiten stellt seit Jahren ein wichtiges Arbeitsgebiet des Fachbereichs dar. Kürzlich wurden im Rahmen eines Projekts zur Bestimmung der Halbwertszeit des langlebigen  $^{79}\text{Se}$  präzise Aktivitätsmessungen mit Flüssigszintillationszählern in der PTB durchgeführt.

Das Projekt, an dem sich die PTB durch Aktivitätsmessungen beteiligte, erfolgte in Zusammenarbeit mit der TU in München, dem Institut für Transurane in Karlsruhe und dem Paul Scherrer Institut in Villigen (Schweiz) und ergab eine Halbwertszeit von  $(3,27 \pm 0,08) \cdot 10^5$  Jahren [5]. Die ausgezeichnete Radionuklidreinheit der verwendeten Lösung, welche durch radiochemische Arbeiten der Münchener Kollegen erzielt wurde, ermöglichte es, die bisher kleinste Unsicherheit für die Halbwertszeit zu erreichen.

Wie bei  $^{79}\text{Se}$  spielt die Flüssigszintillationszählung auch für Aktivitätsmessungen anderer Radionuklide eine besondere Rolle. In der PTB wird die sogenannte Triple-to-Double-Coincidence-Ratio-Methode (TDCR) [6] inzwischen sehr erfolgreich eingesetzt. Mit einem neuen Verfahren können TDCR-Apparaturen sogar zur Aktivitätsbestimmung von hochenergetischen Betastrahlen in Čerenkov-Quellen eingesetzt werden. Ein wesentlicher Vorteil dieser Methode ist, dass problematische gemischte Abfälle aus radioaktiver Lösung und organischen Flüssigkeiten, wie einem Szintillations-Cocktail, vermieden werden [7].

### Radon / Thoron

Die Weitergabe der Einheit der Aktivitätskonzentration von  $^{222}\text{Rn}$  und  $^{222}\text{Rn}$ -Folgeprodukten in Luft im Bereich von  $10^2$  Bq/m<sup>3</sup> bis  $10^5$  Bq/m<sup>3</sup> erfolgt in der PTB durch die Kalibrierung der  $^{222}\text{Rn}$ - und  $^{222}\text{Rn}$ -Folgeproduktmessgeräte anderer Staatslaboratorien, eines DKD-Laboratoriums, einiger Forschungsinstitute, Universitäten und Industrielaboratorien. Die Überwachung erhöhter Radonbelastungen an Arbeitsplätzen wird in einer Richtlinie zur aktuellen Strahlenschutzverordnung geregelt. Diese Richtlinie fordert den Einsatz kalibrierter Messgeräte. Daher werden zusätzliche Kalibrierungen durch die PTB und das DKD-Laboratorium notwendig.

Zur Sicherung der Vergleichbarkeit von Radonmessungen in Europa hat die PTB einen EUROMET-Ver-



gleich organisiert, an dem 12 Institute aus 9 Ländern teilgenommen haben. Jeder Teilnehmer musste das selbe Messgerät zur Bestimmung der Radonaktivitätskonzentration in Luft mit den jeweils eigenen Kalibriereinrichtungen bei Aktivitätskonzentrationen von  $1 \text{ kBq/m}^3$ ,  $3 \text{ kBq/m}^3$  und  $10 \text{ kBq/m}^3$  kalibrieren. Verglichen wurden die von den 12 Teilnehmern bestimmten Kalibrierkonstanten [8]. Die Ergebnisse aller Ringversuchsteilnehmer stimmten im Rahmen der Messunsicherheiten überein.

Ein ähnliches Ergebnis lieferte der COOMET-Vergleich [9] bzgl. der Aktivitätskonzentration von  $^{222}\text{Rn}$ . 6 Teilnehmer führten mit ihren Transfornormalen simultan Messungen in einer Referenzatmosphäre durch. Auch hier war die Übereinstimmung zufrieden stellend, allerdings zeigten sich bei den Messungen unterhalb von  $1 \text{ kBq/m}^3$  bei allen Teilnehmern so hohe Messunsicherheiten, dass die PTB in der Folge ein Projekt zur Entwicklung einer Low-Level-Kalibriereinrichtung initiiert hat.

Seit 2003 können in der PTB auch Kalibrierungen für Messungen der Aktivitätskonzentration von Thoron ( $^{220}\text{Rn}$ ) durchgeführt werden. Dieses Angebot wird seit 2007 durch allgemeine Referenzatmosphären für Gemische von Radon, Thoron und den zugehörigen Folgeprodukten ergänzt. Der verfügbare Aktivitätsbereich in der Thoron-Folgeprodukt-Kammer liegt zwischen  $1 \text{ kBq/m}^3$  und  $10 \text{ kBq/m}^3$ . Durch die Entwicklung eines neuartigen Primärnormals für die Darstellung der Thoron-Aktivitätskonzentration durch die PTB 2009 konnte die beigeordnete Unsicherheit drastisch reduziert werden [10], und der messbare Aktivitätsbereich wurde erweitert. Das Angebot ist international einzigartig und wird derzeit stark nachgefragt.

### Referenzmaterialien

Die Weitergabe der Einheit „Becquerel“ für Aktivitäten kleiner als 100 Bq erfolgt überwiegend durch die Aktivitätsbestimmungen an eingereichten Proben. Bei den Proben handelt es sich um diverse Umweltmaterialien (z. B. Wasser, Boden, Sediment, Pflanzen, Nahrungsmittel) oder Industrieprodukte (z. B. Haldenmaterial, Baustoffe, Metalle, Rohstoffe), die zumeist ein Gemisch aus natürlichen und künstlichen Radionukliden aufweisen. Darüber hinaus sind die Proben chemisch sehr unterschiedlich zusammengesetzt und besitzen Dichten zwischen  $0,3 \text{ g/cm}^3$  und  $11 \text{ g/cm}^3$ .

Durch die Aktivitätsbestimmung an Ringversuchsmaterialien unterstützt die PTB die Leitstellen bei der Durchführung von IMIS-Ringvergleichen im Rahmen des Messprogrammes nach dem Strahlenschutzvor-

sorgegesetz. Hierzu erhält die PTB eine oder mehrere zufällig entnommene Proben aus der Menge der für die Teilnehmer vorbereiteten Ringversuchsproben. Diese werden dann mit den in den Messanleitungen geforderten Verfahren analysiert. Schließlich werden die Ergebnisse der PTB-Analysen mit denen des Ringversuchs verglichen. Dabei auftretende Abweichungen oder Probleme werden in enger Zusammenarbeit mit der Leitstelle diskutiert und geklärt. Diese Verfahrensweise hat sich nach übereinstimmender Meinung der beteiligten Institute bewährt. Im Berichtszeitraum hat die PTB 8 IMIS-Ringversuchsmaterialien untersucht. Außerdem wurden 2008 für den Ringversuch „Spurenanalyse“ 11 reale Luftstaubfilter aus der Routine-Probenentnahme der Spurenmessstellen mit einer Aktivitätsnormal-Lösung ( $^{85}\text{Sr}$ ,  $^{88}\text{Y}$ ,  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{125}\text{Sb}$ ,  $^{134}\text{Cs}$ ,  $^{133}\text{Ba}$ ,  $^{241}\text{Am}$ ,  $^{240}\text{Pu}$ ) dotiert. Die Ergebnisse zeigen, dass bei gamma-spektrometrischen Messungen an Umweltproben eine Reihe von Laborproblemen mit der Berücksichtigung von Selbstabsorptions- und Koinzidenzsummskorrekturen (typische Werte: 10 % bis 30 %, in extremen Fällen bis zu einem Faktor 10) haben.

Die Ergebnisse des Ringvergleiches der Spurenmessstellen zeigen erneut die Grenzen der Gamma-spektrometrie bei Verwendung von Bohrloch-Detektoren sowie die üblichen Einschränkungen auf Grund der nicht-trivialen radiochemischen Trenn- und Reinigungsverfahren. Diese verlaufen nicht immer mit optimaler Ausbeute, die bei den üblicherweise kleinen Aktivitäten der Spurenmessungen erwünscht ist.

Die Ergebnisse des Ringvergleiches der Spurenmessstellen zeigen erneut die Grenzen der Gamma-spektrometrie bei Verwendung von Bohrloch-Detektoren sowie die üblichen Einschränkungen auf Grund der nicht-trivialen radiochemischen Trenn- und Reinigungsverfahren. Diese verlaufen nicht immer mit optimaler Ausbeute, die bei den üblicherweise kleinen Aktivitäten der Spurenmessungen erwünscht ist.

Laut Strahlenschutzvorsorgegesetz ist die Entwicklung von Analyse-, Mess- und Berechnungsverfahren eine der Aufgaben der Leitstellen. Dieser Aufgabe kommt die PTB durch die Entwicklung eines PC-Programms nach, das ständig weiterentwickelt wird [11, 12]. Mit dem Programm können Selbstabsorptions- und Koinzidenzsummskorrekturen in einfacher Weise berechnet werden. Zudem ermöglicht das Programm die Berechnung von Geometriekorrekturen für die Nachweiswahrscheinlichkeit, wie sie z.B. bei Füllhöhenvariationen berücksichtigt werden müssen.

## 2 AUF DEM WEG ZU HARMONISIERTEN EUROPÄISCHEN ORTSDOSISLEISTUNGSMESSNETZEN

### Beiträge der Interkalibrationsmessstelle Schauinsland und der EURADOS-Vergleichsmessungen

M. Bleher, H. Doll, F. Weiler

Bundesamt für Strahlenschutz

Leitstelle für die Gamma-Ortsdosisleistung

Leitstelle für die für die Radioaktivität auf der Bodenoberfläche (In-situ-Messungen)

Nach dem Reaktorunfall in Tschernobyl wurde sehr deutlich, dass landesweite, automatische Messnetze zur Überwachung der Umweltradioaktivität notwendig sind, um rasch wichtige Informationen zur Kontamination der Umwelt während eines Unfallereignisses in einer kerntechnischen Anlage zur Verfügung zu stellen. Während einer unfallbedingten Radionuklidfreisetzung stellen ODL-Messnetze eine schnell verfügbare Informationsgrundlage zur Abschätzung der Umweltkontamination und der akuten Strahlenbelastung des Menschen sowie zur Abgrenzung betroffener Gebiete bereit.

Über die europäische Datenaustauschplattform (European Radiological Data Exchange Platform) EUR-DEP [13] werden diese Messdaten sehr effektiv über nationale Grenzen hinweg ausgetauscht. Dabei ist die Teilnahme am multilateralen Datenaustausch für EU-Mitgliedstaaten verpflichtend; andere Staaten können auf freiwilliger Ebene teilnehmen. In den europäischen Netzen werden jedoch verschiedene Messsonden mit sehr unterschiedlichen Eigenschaften eingesetzt, was unterschiedliche Messwerte zur Folge haben kann. Um zu einheitlichen und vergleichbaren Messwerten zu kommen, muss das Ansprechvermögen der verschiedenen Messgeräte bekannt sein. Zur vergleichenden Betrachtung verschiedener SONDENSYSTEME werden Vergleichsmessungen durch EURADOS (European Radiation Dosimetry Group) durchgeführt. Darüber hinaus hat das BfS auf dem Schauinsland eine Interkalibrationsmessstelle mit Sonden aus verschiedenen Ländern für langfristige Vergleichsmessungen aufgebaut. Hier können vor allem der Einfluss unterschiedlicher Wetterlagen (Temperatur, Schnee, Nässe, Trockenheit) auf die verschiedenen Messergebnisse untersucht werden, die jederzeit von allen Teilnehmern online abgerufen werden können.

### Unterschiedliche Eigenschaften der Messgeräte

Die Ortsdosis wurde als operative Schutzgröße zur Charakterisierung externer Strahlenfelder eingeführt. Sie ermöglicht die Abschätzung der Personendosis

von Personen, die sich in solchen Feldern aufhalten. Im Laufe der letzten Jahrzehnte wurden verschieden definierte Messgrößen zur Erfassung der Ortsdosis eingeführt: die Luftkerma  $K_a$ , die Photonen-Äquivalentdosis  $H_x$  sowie als neueste Größe die Umgebungs-Äquivalentdosis  $H^*(10)$ . Die zuletzt genannte Messgröße ist für Strahlenschutzbelange EU-weit gesetzlich vorgeschrieben, was zur Folge hat, dass neue Messsysteme für die Umweltüberwachung die Ortsdosis  $H^*(10)$ -konform erfassen müssen. Dies ist einfach für monoenergetische Gamma- und Röntgenstrahlung, da sich die Messgrößen direkt in einander umrechnen lassen. Auch bei komplexeren Feldern, deren Photonen-Fluenz als Funktion der Energie bekannt ist, lässt sich  $H^*(10)$  ableiten [14].

Schwieriger wird es bei natürlichen Strahlenfeldern im Freien, die aus mehreren Komponenten bestehen: die terrestrische Strahlung, verursacht durch Radionuklide im Boden und in der Luft ( $^{40}\text{K}$  und Radionuklide der natürlichen Zerfallsreihen) sowie Komponenten der sekundären kosmischen Strahlung (Höhenstrahlung), die hauptsächlich durch hochenergetische, geladene Partikel (Myonen, Elektronen) und Neutronen verursacht wird [15].

Bekanntlich kann jedem Dosisbegriff auch eine Dosisleistung (Dosis pro Zeiteinheit) zugeordnet werden. Als Ortsdosisleistung wird hier die Umgebungs-Äquivalentdosisleistung  $dH^*(10)/dt$  (Einheit Sv/h) verstanden werden. In der Praxis wird der Beitrag der Neutronen vernachlässigt, da die herkömmlichen ODL-Sonden nahezu unempfindlich gegenüber Neutronenstrahlung sind.

ODL-Sonden, die zur Umweltüberwachung eingesetzt werden, werden typischerweise mit  $^{137}\text{Cs}$ -Strahlenquellen (Photonen-Energie 662 keV) kalibriert. Nach dieser Kalibrierung würde eine ideale Sonde auch in allen übrigen Strahlenfeldern die „wahre“ Umgebungs-Äquivalentdosisleistung anzeigen. Für reale Sonden ist dies nicht der Fall. Auf Grund der Energieabhängigkeit des Ansprechvermögens kann z. B. bei einem eingesetzten Geiger-Müller-Zählrohr die gemessene kosmische Komponente

um ca. 60% überschätzt werden. Für eine Sonde auf Basis eines NaI-Szintillators ist eine Unterschätzung um ca. 70% typisch. Das Problem der Vergleichbarkeit von Messergebnissen wird verschärft durch die Tatsache, dass bereits auf nationaler Ebene unterschiedliche Messsysteme eingesetzt werden. Selbst zugelassene und geprüfte ODL-Messgeräte unterschiedlicher Bauart können voneinander abweichende Daten liefern. In PTB-A-23.3 [16] werden als Mindestanforderung bspw. für Gammastrahlung festgelegt, dass in einem vorgegebenen Energiebereich die angezeigte Dosisleistung vom Sollwert im ungünstigsten Fall nicht um mehr als 40% abweichen darf. Nicht thematisiert sind dabei Regeln für das Ansprechvermögen der Sonden bezüglich der kosmischen Komponente. Entsprechende international abgestimmte Eignungskriterien werden derzeit z.B. im Rahmen einer EURADOS erarbeitet.

Um Messdaten verschiedenartiger ODL-Sonden vergleichen zu können, ist daher mindestens die Kenntnis folgender Eigenschaften erforderlich:

- Dosisleistungsabhängigkeit des Ansprechvermögens - Linearität und statistische Unsicherheit
- Energie- und Richtungsabhängigkeit des Ansprechvermögens
- Ansprechvermögen bzgl. kosmischer Komponente
- Eigen-Nulleffekt (Anzeige bei Abwesenheit ionisierender Strahlung)
- Temperaturabhängigkeit der Anzeige bzw. Störfestigkeit gegenüber Umwelteinflüssen

Kennt man diese Eigenschaften, lassen sich systematische Abweichungen bei ortsfest aufgebauten Sonden korrigieren. Die Vergleichbarkeit der Messdaten wird damit signifikant verbessert.

## EURADOS-Vergleichsmessungen

Um die Messdaten der in den europäischen Messnetzen aufgebauten ODL-Sonden vergleichen zu können, wurden bislang fünf EURADOS-Vergleichsmessungen organisiert. Dabei werden die Messdaten der unterschiedlichen Sonden in verschiedenen Strahlungsfeldern erfasst und analysiert (vgl. [24]).

Die Bestimmung des Eigen-Nulleffekts setzt ein Labor mit sehr geringer externer Strahlung voraus, wie dies z.B. im UDO-Labor (Untergrundlaboratorium für Dosimetrie und Spektrometrie) der PTB im Salzbergwerk Asse möglich ist. In einem derartigen Labor lässt sich zudem die Linearität der Anzeige im unteren Dosisleistungsbereich prüfen. Zur Prüfung der Energieabhängigkeit werden monoenergetische Strahlenquellen im gesamten Energiebereich benötigt; bei der EURADOS-Vergleichsmessung werden fünf ver-

schiedene Radionuklide, die den interessanten Energiebereich abdecken, für eine vereinfachte Charakterisierung der Energieabhängigkeit verwendet.

Eine Charakterisierung des Ansprechvermögens bzgl. der kosmischen Komponente erfolgt durch eine Messung auf einer geeigneten See-Plattform (70 m über NN), auf der die terrestrische Strahlung weitgehend ausgeblendet wird. Ergänzt werden diese Untersuchungen durch ein unter Umgebungsbedingungen aufgebautes Bestrahlungsexperiment: Die ODL-Sonden werden dabei in 5 m Abstand ringförmig um einen zylindrischen Bestrahlungskopf aufgebaut, in den sich unterschiedliche Quellen einfahren lassen.

## Die Interkalibrationsplattform (INTERCAL)

Die Interkalibrationsplattform auf dem Schauinsland in 1200 m über NN ergänzt die bisherigen Harmonisierungsansätze. Sie ist seit August 2007 in Betrieb und ermöglicht einen Langzeit-Vergleich von unterschiedlichen ODL-Sonden unter Umweltbedingungen (vgl. Abb. 1 und 2). Die Plattform ermöglicht den Parallelbetrieb von 20 ODL-Sonden, die ringförmig angeordnet (Radius 5 m) in 1,5 m Höhe über einer Grasfläche aufgebaut sind. Zusätzliche Messsysteme sind in unmittelbarer Nähe der Plattform aufgebaut. Dazu gehören z.B. ein elektrisch gekühlter Reinst-Germanium-Detektor, der ebenfalls über der Wiesenfläche aufgebaut ist, ein Schrittfiltersystem zur Erfassung der nuklidspezifischen Aerosolkonzentration sowie Systeme zur Ermittlung der Aktivität im Niederschlag und der Radon-Exhalationsrate. Darüber hinaus werden verschiedene Umweltparameter wie Temperatur und Luftdruck, Regenmenge und Bodenfeuchte kontinuierlich erfasst.

Die kosmische Komponente ergibt sich rechnerisch zu  $0,045 \mu\text{Sv/h}$  [4]. Zwei verschiedene Systeme ermöglichen es, die zeitliche Variabilität der kosmischen ODL-Komponente aufzuzeichnen. Für die terrestrische ODL-Komponente wurde im Sommerhalbjahr ein Bereich von  $0,06 \pm 0,01 \mu\text{Sv/h}$  abgeschätzt, bei ausgeprägten Regenereignissen, bei denen die kurzlebigen Folgeprodukte des Radon-222 aus der Atmosphäre ausgewaschen werden, kann die terrestrische Komponente kurzzeitig auf ca.  $0,15 \mu\text{Sv/h}$  ansteigen. Im Winterhalbjahr kann die terrestrische Komponente über einer Schneedecke demgegenüber bis auf etwa  $0,02 \mu\text{Sv/h}$  sinken. Damit liegt die zeitliche Variabilität der gesamten ODL etwa zwischen  $0,06$  und  $0,2 \mu\text{Sv/h}$ .

Im Mai 2008 wurde als Referenzsonde eine Hochdruck-Ionisationskammer vom Typ RSS-131 auf der Plattform aufgebaut. Die Eigenschaften dieser Son-

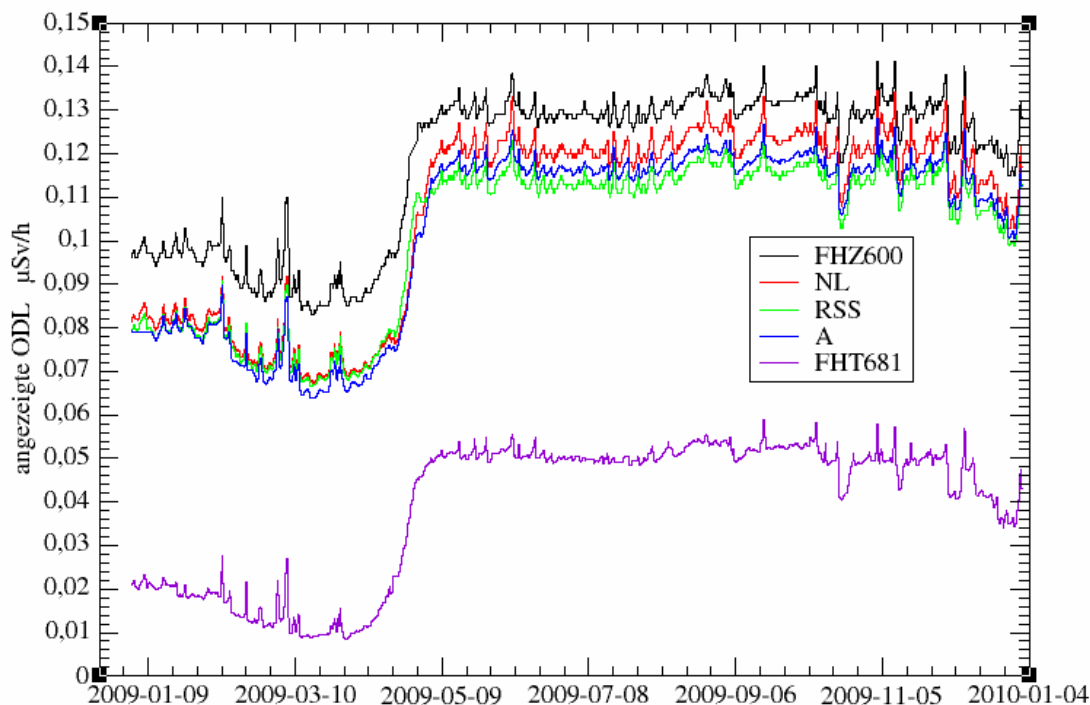
de wurden im Rahmen der 4. EURADOS-Vergleichsmessung im September 2008 untersucht, die Ergebnisse wurden zur Ableitung des Kalibrierfaktors herangezogen. Mittels dieser Ergebnisse können aus den Messdaten der RSS-131 Referenzwerte für die Vergleichsplattform abgeleitet werden. Anfang 2009 wurde eine weitere Referenzsonde basierend auf einem Plastiksintillator beschafft, deren Eigenschaften bei der 5. EURADOS-Vergleichsmessung in 2009 überprüft wurden.

Durch einen direkten Vergleich der Daten lassen sich Rückschlüsse auf Störungen einzelner Systeme ziehen. Damit dient der direkte Vergleich der Plausibilitätsprüfung einzelner Messdaten. Der Zeitreihenvergleich einzelner Regenereignisse, bei denen die ODL kurzzeitig auf Grund aus der Luft ausgewaschener Radonfolgeprodukte ansteigt, ermöglicht die Überprüfung der zeitlichen Synchronisation der einzelnen Systeme. Die kurzfristige Variabilität z.B. der 10-Minuten-Zeitreihe der Messdaten ermöglicht die Abschätzung der statistischen Unsicherheit der Systeme. Ein Vergleich mit den Referenzwerten zeigt, in wie weit einzelne Systeme die ODL in natürlichen Strahlenfeldern unter- oder überschätzen.

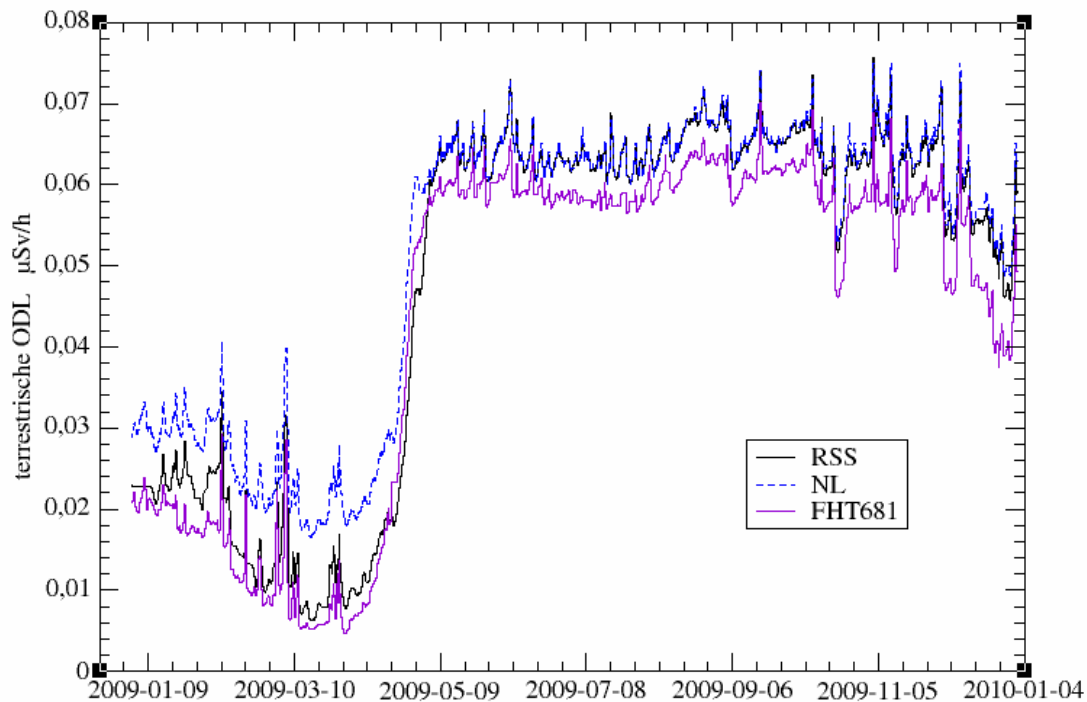
Während eines Jahres fallen pro Sonde über 50.000 Zehn-Minuten-Mittelwerte und knapp 9000 Stundenmittelwerte der ODL an. Daher sind statistische Ana-

lysen der Messdaten angebracht. Schon im November 2007 konnte gezeigt werden, dass sich Methoden der linearen Regressionsanalyse dazu eignen, z.B. das Ansprechvermögen der einzelnen Sonden relativ zu dem einer Referenzsonde abzuschätzen. Bei dieser Analyse fällt auf, dass bei einigen Sonden die Korrekturfaktoren für die Sommer- und Wintermonate deutlich voneinander abweichen. Bei einer Sonde lässt sich dies auf die Art der Kalibrierung zurückführen, in anderen Fällen macht sich hier ein Temperatureffekt bemerkbar [25].

Verwendet man für eine Analyse über längere Zeitintervalle bestimmte Medianwerte, können kurzfristige Stör- und Regenereignisse ausgeblendet werden. Die [Abbildung 2.1](#) zeigt den Zeitverlauf der durch ausgewählte Sonden verschiedener Bauart angezeigten ODL für das Jahr 2009. Dargestellt ist der gleitende für jeweils 24 h ermittelte Medianwert. [Abbildung 2.2](#) zeigt eine harmonisierte Darstellung für die terrestrische ODL-Komponente. Derartige Untersuchungen ermöglichen eine Aussage darüber, welche umweltbedingten Effekte sich aus dem Messsignal einzelner Sonden ablesen lassen und wo die Grenzen derartiger Schlussfolgerungen sind. Beispielsweise ist bekannt, dass die durch Bodenstrahlung verursachte ODL-Komponente von der Bodenfeuchte abhängt. Derzeit wird in einem gemeinsamen Vorhaben der Universitäten Basel und München



**Abbildung 2.1**  
Zeitreihen der im Jahr 2009 ermittelten Rohdaten ausgewählter ODL-Sonden (gleitend berechneter Medianwert über 24 Stunden). Die Sonde vom Typ FHT681 unterdrückt die kosmische Komponente weitgehend



**Abbildung 2.2**

**Zeitreihen der im Jahr 2009 für ausgewählte Systeme abgeleiteten Werte für die terrestrische Komponente. Von den gleitend über 24 Stunden berechneten Medianwerten der Rohdaten wurde zunächst die kosmische Komponente abgezogen; für die Korrektur der terrestrischen wurde der Kalibrierfaktor für Ra-226 verwandt**

und des Bundesamtes für Strahlenschutz untersucht, inwieweit die zeitliche Variabilität von ODL-Messdaten mit Mess- bzw. Prognosedaten der Bodenfeuchte korreliert ist [26].

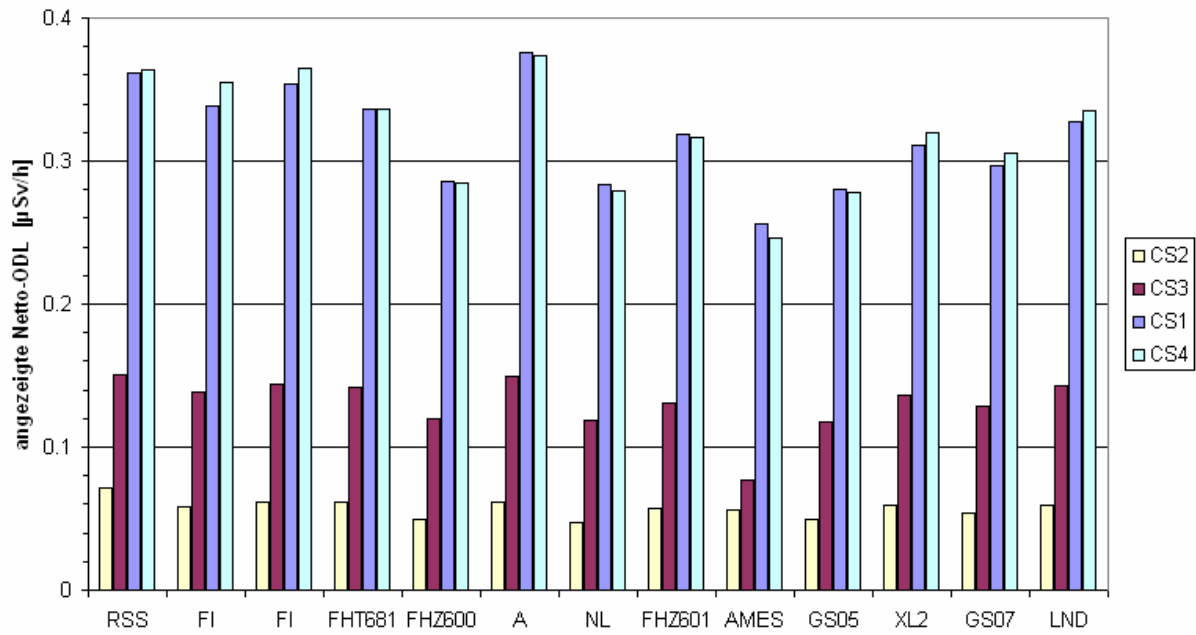
Die ringförmige Anordnung der Systeme ermöglicht darüber hinaus Bestrahlungsexperimente analog zu den EURADOS-Vergleichsmessungen. Dabei werden die Sonden mittels künstlicher Quellen, die in der Ringmitte angebracht sind, simultan der gleichen zusätzlichen Exposition ausgesetzt. Im April 2009 wurde ein erstes Bestrahlungsexperiment durchgeführt (Abbildung 2.3); weitere ähnliche Experimente sollen in regelmäßigen Abständen durchgeführt werden.

Die Ergebnisse der Interkalibrationsplattform Schauinsland ergänzen das Wissen um die physikalischen Eigenschaften einzelner Sondentypen, das z. B. durch EURADOS-Vergleichsmessungen oder durch Laboruntersuchungen im Auftrag der Hersteller oder Messnetzbetreiber gewonnen wurde. Beispielsweise können Kalibrierfaktoren aus der Regressionsanalyse mit solchen aus Laboruntersuchungen verglichen werden. Ergänzend zu den EURADOS-Vergleichsmessungen kann mittels der Interkalibrationsplattform das langfristige Verhalten verschiedener Sondentypen unter Umwelteinflüssen untersucht wer-

den.

Derzeit liegt der Fokus der Analyse auf der Untersuchung der Variabilität der ODL durch natürliche Umweltprozesse. Damit lassen sich Fragen nach korrigierbaren, systematischen Einflüssen auf die Messdaten und nach der Messunsicherheit einzelner Systeme klären und im internationalen Kontext vergleichen. Es liegt auf der Hand, dass die Plattform darüber hinaus sehr geeignet ist, die Langzeiteigenschaften neu entwickelter bzw. in der Entwicklung befindlicher Sondentypen zu testen.

Regelmäßige Expertentreffen der Messnetzbetreiber im internationalen Rahmen begleiten den Betrieb der Anlage sowie die fortschreitende Datenanalyse. Diese Treffen dienen dem Erfahrungsaustausch und dem Vergleich unterschiedlicher Strategien in den Messnetzen und ermöglichen einen Wissenstransfer bei der Einführung neuer Mess- und Kommunikationstechniken. Ein weiterer Schwerpunkt liegt in dem Vergleich der Frühwarnstrategien der Messnetze im internationalen Rahmen sowie der Erkennung und Berücksichtigung von Störeinflüssen und darauf aufbauend der Entwicklung eines einheitlichen Verfahrens bei der routinemäßigen Prüfung der in den Frühwarnsystemen erhobenen Daten.



**Abbildung 2.3**

Durch ausgewählte Sonden angezeigte Netto-ODL für vier unterschiedliche Zeitintervalle. Das Bestrahlungsexperiment wurde mit einem  $^{137}\text{Cs}$ -Strahler im April 2009 durchgeführt. Durch Abschirmvorrichtungen wurde die Dosisleistung bei CS2 auf 20 % bzw. bei CS3 auf 42 % gegenüber der ungeschirmten Quelle (CS1, CS4) reduziert



### 3 SCHNELLE BESTIMMUNG DES $^{89}\text{Sr}$ UND DES $^{90}\text{Sr}$ MIT DEM FLÜSSIGKEITSSZINTILLATIONSZÄHLER (LSC)

D. Tait

Max Rubner-Institut, Institut für Sicherheit und Qualität bei Milch und Fisch  
Leitstelle für Boden, Bewuchs, Futtermittel und Nahrungsmittel pflanzlicher und tierischer Herkunft

$^{90}\text{Sr}$  mit einer Halbwertszeit (HWZ) von 28,4 Jahren wird in relativ hoher Ausbeute bei der Kernspaltung erzeugt [17]. Heutzutage stammt das  $^{90}\text{Sr}$  in Umweltpollen überwiegend von den atmosphärischen Kernwaffenversuchen der 1950er und -60er Jahre. Strontium ist dem Calcium chemisch ähnlich und daher sind Nuklide des Strontiums mobil in der Umwelt. Nach einer Freisetzung gelangen sie in die Nahrungskette und werden von den Menschen ingestiert. Sr wird in die Knochenzellen aufgenommen. Mit einer effektiven Halbwertszeit von 17,5 Jahren ist  $^{90}\text{Sr}$  besonders dosisrelevant [18]. Daher wird  $^{90}\text{Sr}$  routinemäßig in Umwelt- und Nahrungsmittelproben überwacht.

Ein weiteres Strontiumnuklid,  $^{89}\text{Sr}$  mit einer Halbwertszeit von 50,5 Tagen, wird bei der Kernspaltung mit ähnlicher Ausbeute erzeugt. Auf Grund der unterschiedlichen Halbwertszeiten beträgt jedoch die  $^{89}\text{Sr}$ -Aktivität in Kernbrennstäben mittleren Abbrands etwa das 25-fache bis 30-fache der Aktivität des  $^{90}\text{Sr}$  [19]. Daher kann in den ersten Wochen und Monaten nach der Freisetzung von Kernspaltmaterial in die Umwelt die Aktivität des  $^{89}\text{Sr}$  die des  $^{90}\text{Sr}$  in Umwelt und Nahrungsmittelproben um ein Mehrfaches überschreiten. Da die Dosiskoeffizienten der Nuklide unterschiedlich sind [18], ist für Prognosen der Strahlenexposition der Menschen eine genaue Unterscheidung zwischen den Aktivitätskonzentrationen von  $^{89}\text{Sr}$  und  $^{90}\text{Sr}$  erforderlich.

Daher sind schnelle Analyseverfahren für die Bestimmung beider Nuklide für den sog. Intensivfall besonders wichtig. Die Probleme bei solchen Bestimmungen, sowie verschiedene moderne Methoden für die Umweltüberwachung wird in [20, 21] zusammengefasst. Im Folgenden werden beschrieben: 1) das allgemeine Problem bei dieser Analytik, 2) die Hintergründe einer Messtechnik mit der Nuklide gleichzeitig in einer Probenlösung mit minimalem Kalibrier- und Auswertungsaufwand bestimmt werden können.

#### Allgemeine Probleme – die kernphysikalische Eigenschaften

Abbildung 3.1 fasst die relevantesten Eigenschaften der interessierenden Radionuklide zusammen [22].

Da  $^{89}\text{Sr}$ ,  $^{90}\text{Sr}$  sowie das Tochternuklid  $^{90}\text{Y}$  praktisch reine  $\beta$ -Strahler sind, müssen sie von der Probe und allen störenden Radionukliden chemisch abgetrennt werden, um die Messung ihrer  $\beta$ -Strahlung zu ermöglichen.

Das Verhältnis der Halbwertszeiten von  $^{90}\text{Sr}$  und  $^{90}\text{Y}$ , nämlich langlebiges Mutternuklid und kurzlebige Tochternuklid, bedeutet, dass sich zwischen den Aktivitäten dieser Nuklide ein sog. säkulares Gleichgewicht einstellt. Aus der bekannten [23] Gesetzmäßigkeit  $[A(^{90}\text{Y}) = A(^{90}\text{Sr}) \cdot (1 - e^{-kt})]$ ; wobei  $k = \ln 2 / \text{HWZ} (^{90}\text{Y})$  und  $t$  die seit der Abtrennung vergangene Zeit ist] ergibt sich die folgende, für die Messpraxis wichtige Tatsache: Durch Kenntnis des Zeitintervalls von der Herstellung eines reinen,  $^{90}\text{Y}$ -freien Präparates und der Ausgangsaktivität des  $^{90}\text{Sr}$  lässt sich die Aktivität des  $^{90}\text{Y}$  berechnen. Umgekehrt ist es durch Abtrennung und Messung der  $^{90}\text{Y}$ -Aktivität möglich, auf die ursprüngliche  $^{90}\text{Sr}$ -Aktivität zurück zu schließen. In den ersten Stunden nach der Herstellung eines reinen  $^{90}\text{Sr}$ -Präparates nimmt die  $^{90}\text{Y}$ -Aktivität mit einer Rate von etwa 1% der  $^{90}\text{Sr}$ -Aktivität pro Stunde zu. (Nach 10 Stunden beträgt die  $^{90}\text{Y}$ -Aktivität rund 10% der ursprünglichen  $^{90}\text{Sr}$ -Aktivität, und nach 20 Stunden etwa 19,5%). Nach etwa 7 Halbwertszeiten des  $^{90}\text{Y}$  (etwa 19 Tagen) sind die  $^{90}\text{Sr}$ - und die  $^{90}\text{Y}$ -Aktivitäten fast gleich.

Üblicherweise werden diese Tatsachen für eine Messstrategie mit Hilfe des Proportionalzählrohres (PZR) benutzt: Z.B., das Strontium wird aus der Probe radiochemisch abgetrennt und sofort vor dem Nachwachsen des  $^{90}\text{Y}$  gemessen. Nach der Messung wird das Messpräparat ein bis zwei  $^{90}\text{Y}$ -Halbwertszeiten (2,7 bis 5,4 Tage) aufbewahrt, bis das Tochternuklid des  $^{90}\text{Sr}$  auf 50 bis 75 % der  $^{90}\text{Sr}$ -Aktivität nachgewachsen ist. Dann wird  $^{90}\text{Y}$ -90 abgetrennt und separat mit dem PZR gemessen. Bei bekannter Wartezeit bis zum Nachwachsen des  $^{90}\text{Y}$  und Kenntnis des Kalibrierfaktors kann man die ursprüngliche  $^{90}\text{Sr}$ -Aktivität berechnen. Mit Hilfe dieses Wertes und bei entsprechender Kalibrierung des PZR kann man dann aus der ersten Strontiummessung auch die  $^{89}\text{Sr}$ -Aktivität berechnen.

Dieses Verfahren hat natürlich den großen Nachteil der langen Wartezeit bis zur  $^{90}\text{Y}$ -Bestimmung. Der



Arbeits- und Zeitaufwand für die radiochemische Abtrennung und Ausbeutebestimmung des Yttrium sind weitere Nachteile.

## Mess-Strategien mit dem Flüssigkeitsszintillationszähler (LSC)

### Messung des Čerenkov-Effektes

Die Werte der maximalen  $\beta$ -Energien der Nuklide zeigen, dass  $^{89}\text{Sr}$ - und  $^{90}\text{Y}$ -Zerfälle den sog. Čerenkov-Effekt hervorrufen können. Dieser Effekt wird von  $\beta$ -Teilchen mit einer Energie größer als etwa 0,5 MeV ausgelöst. In wässriger Lösung ergibt sich dadurch eine Lichtemission bei etwa 400 nm, die mit Flüssigkeitsszintillationsdetektoren (LSC-Messgeräte) gemessen werden kann. Bei typischen LSC-Geräten beträgt die Detektornachweiswahrscheinlich-

keit bei der Messung von  $^{89}\text{Sr}$  28% und von  $^{90}\text{Y}$  80%. Für  $^{90}\text{Sr}$  ist die Detektornachweiswahrscheinlichkeit deutlich kleiner als 2%.

Daher ist es möglich neben  $^{90}\text{Sr}$  nur  $^{90}\text{Y}$ -Zerfälle oder nur  $^{89}\text{Sr}$ -Zerfälle zu zählen. Dabei ist zu beachten, dass bei einer Čerenkov-Messung die Impulse von  $^{90}\text{Y}$  und  $^{89}\text{Sr}$  gleich sind. Deshalb darf bei der Messung von  $^{90}\text{Y}$  kein  $^{89}\text{Sr}$  anwesend sein und umgekehrt.

Eine Strategie für die schnelle Bestimmung des  $^{90}\text{Sr}$  bei Vorhandensein von  $^{89}\text{Sr}$  wäre dann:

*Schritt 1:* Abtrennung eines  $^{90}\text{Y}$ -freien Sr-Messpräparates in wässriger Lösung mit sofortiger Messung und Aktivitätsbestimmung des  $^{89}\text{Sr}$  über den Čerenkov-Effekt.

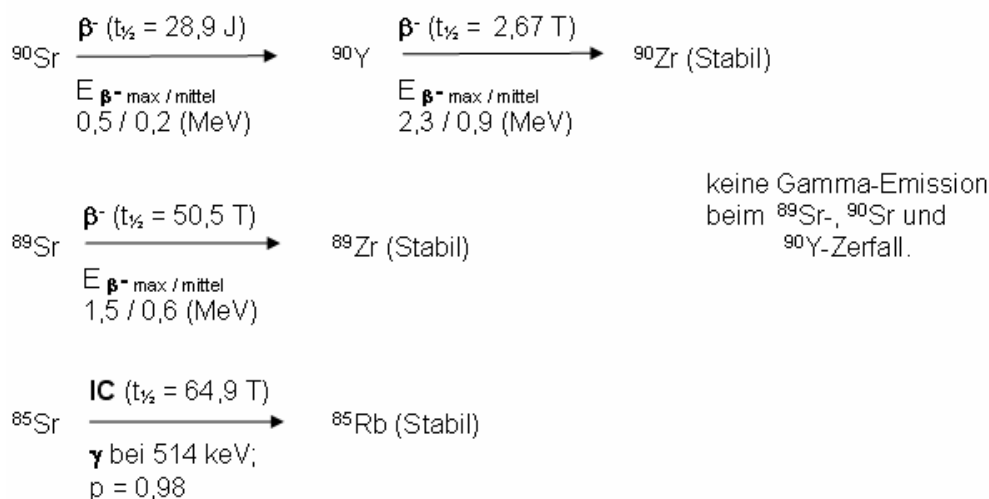


Abbildung 3.1  
Kernphysikalische Eigenschaften und Zerfallsarten der relevanten Nuklide

*Schritt 2:* Vorbereitung eines zweiten  $^{90}\text{Y}$ -freien Sr-Messpräparates in Szintillationscocktail, oder Dispergierung der Lösung von Schritt 1 im Szintillationscocktail. Danach sofortige Messung der Szintillationszählrate des  $^{89}\text{Sr}$  +  $^{90}\text{Sr}$  in der Mischung.

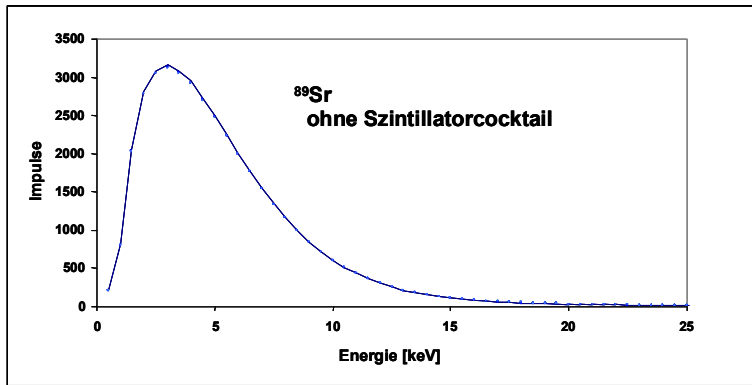
Bei entsprechender Kalibrierung des Gerätes kann der  $^{89}\text{Sr}$ -Anteil in der Szintillationszählrate über den bei Schritt 1 bestimmte Aktivität ermittelt und subtrahiert werden. Es bleibt dann die Nettozählrate des  $^{90}\text{Sr}$ . Es wird vorausgesetzt, dass beide Schritte vor dem Nachwachsen signifikanter  $^{90}\text{Y}$ -Aktivität durchgeführt werden. [Abbildung 3.2](#) zeigt ein Beispiel eines Čerenkovspektrums.

### Messung der Flüssigszintillationsspektren der Nuklide

Moderne, mit Vielkanalanalysatoren ausgestattete LSC-Messgeräte ermöglichen die Messung von

Szintillationsspektren der im Szintillationscocktail vorliegenden Nuklide. Dabei spiegeln sich in den Spektren die unterschiedlichen maximalen und mittleren  $\beta$ -Energien ( $E_{\beta^- \text{ max}}$ ,  $E_{\beta^- \text{ mittel}}$ ) der Nuklide wider. Da die mittleren und maximalen  $\beta$ -Energien und folglich die Szintillationsspektren der Nuklide  $^{89}\text{Sr}$ ,  $^{90}\text{Sr}$  und  $^{90}\text{Y}$  sich ausreichend unterscheiden ([Abbildung 3.1](#)) ist die nuklidspezifische Messung aller drei Nuklide gleichzeitig in einem Präparat prinzipiell möglich.

Zuerst müssen lediglich die Szintillationsspektren der Nuklide  $^{89}\text{Sr}$  und  $^{90}\text{Sr}/^{90}\text{Y}$  im Gleichgewicht und  $^{90}\text{Y}$  allein gemessen werden. Das Spektrum des  $^{90}\text{Sr}$  kann durch Subtraktion des  $^{90}\text{Y}$ -Anteils vom  $^{90}\text{Sr}/^{90}\text{Y}$ -Spektrum rechnerisch erzeugt werden. Mit Hilfe des Einzelnuclid-Szintillationsspektrums kann man das Verhältnis der Nettozählrate ( $R_n$ ) des Nuklids in



Nuklid	NWW Čerenkov (%)
Sr-85	0,15
Sr-89	28
Sr-90	< 2
Y-90	80

Abbildung 3.2  
Messung der Čerenkov-Emission mit dem LSC-Gerät – spektrale Form und Tabelle der Nachweiswahrscheinlichkeiten (NWW) relevanter Nuklide. Beispielspektrum mit 100 Bq Sr-89 in H<sub>2</sub>O erzeugt (Y-90 ergibt die gleiche spektrale Form)

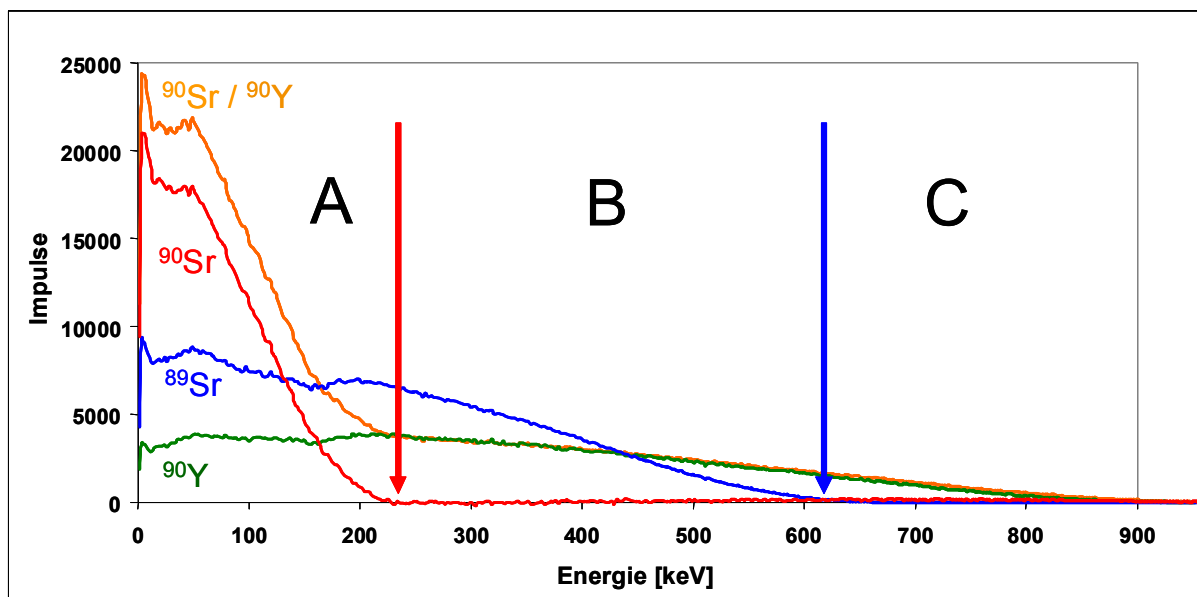


Abbildung 3.3  
Szintillationsspektren (alle mit 100 Bq Nuklid in 2 ml wässriger 12,5-prozentiger Toluolsulfonsäure und 19,0 ml InstantScintGel Plus (LSC: TriCarb 2260XL))

einem gegebenen Energiebereich zu  $R_n$  in jedem anderen Bereich berechnen.

Die [Abbildung 3.3](#) zeigt, dass ein Mischspektrum der drei Nuklide in drei getrennte und sich nicht überlappende Energiebereiche A, B und C aufgeteilt werden kann:

A (0 bis 225 keV): mit Zählbeiträgen von <sup>90</sup>Sr, <sup>89</sup>Sr und <sup>90</sup>Y,

B (225 bis 610 keV): mit Zählbeiträgen von <sup>89</sup>Sr und <sup>90</sup>Y, und

C (610 bis 900 keV): mit Zählbeiträgen von <sup>90</sup>Y allein.

Eine Auswertungsstrategie könnte sein: In Bereich C wird <sup>90</sup>Y allein gemessen. Mit Hilfe dieser Messung

und der Kenntniss der spektralen Form des <sup>90</sup>Y-Einzelnuklidspektrums können die Bereiche A und B für die <sup>90</sup>Y-Beiträge korrigiert werden. Danach enthält Bereich B nur <sup>89</sup>Sr Beiträge. Dies ermöglicht:

1. die <sup>89</sup>Sr-Aktivitätsbestimmung
2. die Ermittlung von <sup>89</sup>Sr-Beiträgen im Bereich A.

Nach der Substraktion der <sup>89</sup>Sr-Beiträge in Bereich A bleiben dann nur die Beiträge des <sup>90</sup>Sr. Damit wird die <sup>90</sup>Sr-Aktivität bestimmt.

D.h. durch die sequentielle Ermittlung und Substraktion der Zählbeiträge der Einzelnuclide werden Nettozählraten für <sup>89</sup>Sr (in Fenster B) und <sup>90</sup>Sr (in Fenster A) bestimmt. Bei entsprechender Kalibrierung zur Festlegung der Energiebereiche und Ermittlung der Nuklid-Nachweiswahrscheinlichkeiten in diesen Be-

reichen können die Aktivitäten des  $^{90}\text{Sr}$  und des  $^{89}\text{Sr}$  bestimmt werden.

Diese Auswertungsstrategie jedoch bedeutet für die Bestimmung von Messunsicherheiten, Nachweis- und Erkennungsgrenzen einen erheblichen Kalibrier- und Rechenaufwand im Voraus. Folgende Umstände verringern den Mess-, Kalibrier- und Rechenaufwand:

*Fall 1:* Das Yttrium wurde von der  $^{89}\text{Sr}+^{90}\text{Sr}$ -haltigen Probe abgetrennt, und die Messung wurde vor dem Nachwachsen signifikanter  $^{90}\text{Y}$ -Aktivitäten durchgeführt.

*Fall 2:* Die Probe ist eine  $^{89}\text{Sr}$ -freie Routineprobe.

Im Falle 1 entfällt eine Korrektur für  $^{90}\text{Y}$ . Die Nettozählrate für  $^{89}\text{Sr}$  allein wird direkt im Bereich B gemessen und die  $^{89}\text{Sr}$ -Aktivität mit Hilfe der entsprechenden Nachweiswahrscheinlichkeit bestimmt. Fenster A wird von Beiträgen des  $^{89}\text{Sr}$  mit Hilfe des entsprechenden Korrekturfaktors bereinigt. Die verbleibende  $^{90}\text{Sr}$ -Nettozählrate wird mit Hilfe der Nachweiswahrscheinlichkeit in Aktivität umgerechnet.

Im Falle 2, wenn die Bestimmung auch ohne Zeitdruck durchgeführt werden kann, wird die abgetrennte Sr-Probe so lange aufbewahrt, bis die nachwachsende  $^{90}\text{Y}$ -Aktivität wieder mit der des  $^{90}\text{Sr}$  im Gleichgewicht ist. In diesem Fall kann der Energiebereich für die Messung der Zählrate erweitert werden. Zur Auswertung wird ein Cocktail mit einer Standardaktivität des  $^{90}\text{Sr}/^{90}\text{Y}$  im Gleichgewicht unter genau den gleichen Bedingungen wie die Probe gemessen. Die Aktivität der Probe wird durch den Vergleich der Proben- und Standardzählraten ermittelt.

Die Werte für die End- und die mittlere Energien der Szintillationsspektren der Nuklide in [Abbildung 3.1](#) sind viel kleiner als die in der [Tabelle 3.1](#) angegebenen Werte. Die im LSC-Gerät beobachtete spektrale Form ist vom sog. Quencheffekt (Löscheffekt) in der Messlösung abhängig. Der Effekt wird durch die Zusammenstellung der Messlösung beeinflusst und hauptsächlich durch gelösten Sauerstoff und zum Teil durch das Wasser verursacht. Halogenierte Kohlenwasserstoffe, Aldehyde/Ketone, Übergangs- und Schwermetalle sowie gefärbte Stoffe (sog. Farbquench) verursachen auch Quench. Jedoch bei gleichbleibenden Bedingungen in der Lösung bleibt der Quench und folglich die spektrale Form gleich. Der Quenchwert (ein Maß für den Quencheffekt) der Messlösung wird automatisch vor Beginn jeder Szintillationsmessung vom LSC-Gerät durchgeführt. So kann die Vergleichbarkeit der Messungen stets geprüft werden.

Das Maß für Quench bei den hier gezeigten Spektren war der Packard tSIE-Wert („transformed Spektral Index of External Standard“). Der beobachtete Schwankungsbereich der Werte war 345 bis 366. In diesem Wertebereich waren keine signifikanten Änderungen in der spektralen Form eines gegebenen Nuklids ( $^{89}\text{Sr}$ ,  $^{90}\text{Sr}$  oder  $^{90}\text{Y}$ ) erkennbar.

### Berücksichtigung des $^{85}\text{Sr}$ -Ausbeutetracers

[Abbildung 3.1](#) zeigt auch die relevanten kernphysikalischen Daten für  $^{85}\text{Sr}$ , das häufig als Ausbeutetracer benutzt wird.  $^{85}\text{Sr}$  ist kein Kernspaltprodukt. Es wird künstlich im Zyklotron (durch  $^{85}\text{Rb}(p,n)^{85}\text{Sr}$  oder  $^{85}\text{Rb}(d,2n)^{85}\text{Sr}$ ) hergestellt. Die starke 514 keV Gammalinie ist problemlos durch Gammaskpektrometrie mit Ge(Li) oder HpGe-Detektoren zu messen. Das Nuklid zerfällt durch Elektroneneinfang und emittiert dabei statt  $\beta$ -Strahlung, sog. Auger-Elektronen.

Die Auger-Elektronen ergeben nur schwache Signale bei den üblichen  $\beta$ -Messungen mit dem Proportionalzählrohr und Flüssigkeitsszintillationszähler (LSC). Daher stört die Anwesenheit des  $^{85}\text{Sr}$  bei  $^{90}\text{Sr}$ -Messungen lediglich wenn die zugegebene  $^{85}\text{Sr}$ -Aktivität einige Größenordnungen höher als die  $^{90}\text{Sr}$ -Aktivität im Messpräparat liegt. Die [Abbildung 3.4](#) vergleicht das Szintillationspektrum erzeugt von 100 Bq des  $^{85}\text{Sr}$  mit dem Spektrum des Untergrundes. Die Spektren gleichen sich erst bei Energien größer als etwa 240 keV. [Tabelle 3.2](#) zeigt die Zählraten von Cocktails mit und ohne unterschiedlichen  $^{85}\text{Sr}$ -Aktivitäten in verschiedenen Energiebereichen.

In aktuellen Routineproben mit relativ kleinen  $^{90}\text{Sr}$ -Aktivitätskonzentrationen müssen diese Effekte berücksichtigt werden um das Vortäuschen von  $^{90}\text{Sr}$  auszuschließen. Z.B. [Tabelle 3.1](#) gibt die Zählraten in verschiedenen Energiefenstern des Szintillationspektrums bei unterschiedlichen  $^{85}\text{Sr}$ -Zugaben zum Cocktail an und stellt diese Zählraten den entsprechenden „ $^{85}\text{Sr}$ -freien“-Untergrundzählraten gegenüber. Die Zählbeiträge zum Untergrund werden erst bei relativ geringer  $^{85}\text{Sr}$ -Zugabe (maximal 15 Bq) und bei höheren Energien (z.B. Energiebereich 350 – 1000 keV) insignifikant.

Daher können auch relativ geringe Aktivitätszugaben des  $^{85}\text{Sr}$ -Tracers die Szintillationsmessung des  $^{90}\text{Sr}$  in Routineproben erheblich stören. Z.B. die Messpräparate von Routineproben enthalten üblicherweise etwa 0,01 bis 1 Bq  $^{90}\text{Sr}$ . Bei Vernachlässigung der Störung durch  $^{85}\text{Sr}$ , würde die Zugabe von z.B. nur 15 Bq  $^{85}\text{Sr}$ -Tracer etwa 0,08 Bq  $^{90}\text{Sr}$  im Energiebereich 15 – 155 keV vortäuschen.

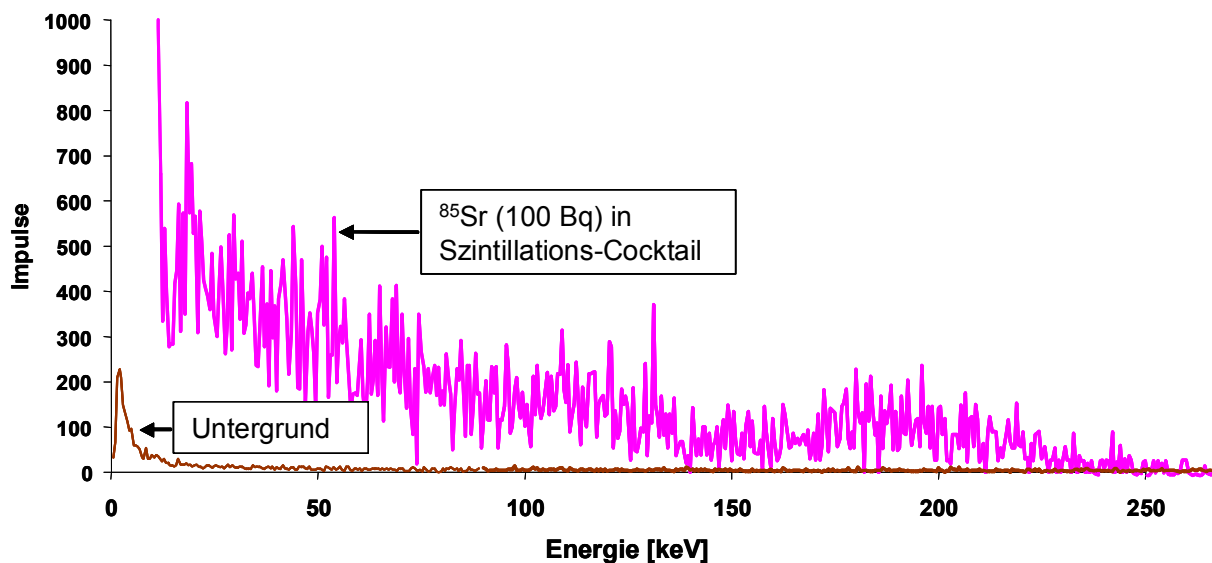


Abbildung 3.4

Ausschnitte der Szintillationspektren des  $^{85}\text{Sr}$  (ca. 100 Bq) und des Untergrundes nach gleicher Messzeit

Tabelle 3.1

Low-Level LSC-Messung<sup>1)</sup> von Szintillationscocktail<sup>2)</sup> nach der Zugabe verschiedener  $^{85}\text{Sr}$ -Aktivitäten

$^{85}\text{Sr}$ Bq	Impulse pro Minute im Energiebereich (keV)					
	0-15	16-155	155-1000	250-1000	300-1000	350-1000
0	4,1	6,7	12,5	11,0	10,3	9,9
5	136	19,7	13,6	10,8	10,1	9,7
10	--	--	--	10,8	10,0	9,5
15	385	44,5	15,3	11,4	10,6	10,1
30	746	76,7	19,1	11,9	10,8	10,2
1000	--	--	--	13,2	11,3	10,6

<sup>1)</sup> LSC: TriCarb 2260XL

<sup>2)</sup> 19 ml InstantScintGel Plus und 2 ml wässriger 12,5-prozentiger Toluolsulfonsäure

Tabelle 3.2

Nachweiswahrscheinlichkeiten in %<sup>1)</sup> in unterschiedlichen Energiebereichen (Messbereichen) eines Low-Level LSC-Gerätes

Energiebereich (keV)	$^{85}\text{Sr}$	$^{90}\text{Sr}$	$^{90}\text{Y}$
16 – 155	4,10	71	15
156 – 1000	0,35	8	62
350 – 1000	<0,01	<1	35

<sup>1)</sup> (Netto Impulszahl pro Sek. / Bq Nuklid)·100

$^{85}\text{Sr}$ -Störungen bei routinemäßigen, Low-Level Sr-90-Bestimmungen in  $^{89}\text{Sr}$ -freien Präparaten kann

man verringern bzw. ganz vermeiden, indem man entweder:

1. Nur wenig (maximal 15 Bq)  $^{85}\text{Sr}$ -Aktivität zur Probe zugibt und das Messpräparat der Routineprobe bis zur Einstellung des  $^{90}\text{Sr}/^{90}\text{Y}$ -Gleichgewichts aufbewahrt. Anschließend wird  $^{90}\text{Y}$  allein gemessen in einem Energiebereich, der von  $^{85}\text{Sr}$ -Beiträgen frei ist, z.B. 350 bis 1000 keV, gemessen, oder:
2. Keinen  $^{85}\text{Sr}$ -Tracer zur eigentlichen Probe sondern lediglich zu einer Blindprobe aus dem gleichen Material gibt, die man zusammen mit den echten Proben behandelt und analysiert. Die  $^{85}\text{Sr}$ -Ausbeute wird durch Gammaskopmetrie der Blindprobe bestimmt. Unter der Vorausset-

zung ausreichender Wiederholbarkeit des Verfahrens (bei gleichem Probenmaterial sowie gleichzeitiger und gleichartiger Durchführung) wird diese  $^{85}\text{Sr}$ -Ausbeute der Blindprobe für die anderen echten Proben angenommen.

Die o. g. Ausführungen sind selbstverständlich nur bei Routineproben geringer  $^{90}\text{Sr}$ -Aktivitätskonzentration wichtig. Wenn im Messvial die Aktivitäten des  $^{89}\text{Sr}$  und  $^{90}\text{Sr}$  die dem  $^{85}\text{Sr}$  gleichen oder es überschreiten, sind die Störungen vernachlässigbar.

### Richtigkeit bei unterschiedlichen $^{89}\text{Sr}$ - $^{90}\text{Sr}$ -Aktivitätsverhältnissen

Die Richtigkeit der Auswertung kann dann mit Hilfe von zusammengestellten Mischnuklidstandards (z. B.  $^{89}\text{Sr}$ ,  $^{90}\text{Sr}$  und  $^{90}\text{Y}$ ) geprüft werden. Hier ist es

wichtig, unterschiedliche Aktivitätsverhältnisse des  $^{89}\text{Sr}$  und  $^{90}\text{Sr}$  zu prüfen, und die Nachweisgrenze des  $^{90}\text{Sr}$  bei verschiedenen  $^{89}\text{Sr}$ -Aktivitätszugaben zu bestimmen. Im Allgemeinen nimmt die Unsicherheit der Bestimmung des  $^{90}\text{Sr}$  (das dosisrelevantere Nuklid) mit dem Anteil an  $^{89}\text{Sr}$  zu. Diese Zusammenhänge werden durch die Messbedingungen beeinflusst und müssen vom Anwender untersucht werden. Als Anhaltspunkt zeigt die [Tabelle 3.1](#) einige Ergebnisse der Aktivitätsbestimmungen von Szintillatorcocktails mit unterschiedlichen  $^{89/90}\text{Sr}$ -Aktivitätsmischungen. Um die Bedeutung der Festlegung der Energiefenster zu verdeutlichen, werden in der [Tabelle 3.3](#) die Auswertungsergebnisse bei zwei unterschiedlichen Energiefenstereinstellungen gezeigt.

Tabelle 3.3

Auswertungen<sup>1)</sup> der LSC-Spektren von Szintillatorcocktails mit unterschiedlichen  $^{89}\text{Sr}/^{90}\text{Sr}$ -Aktivitätsmischungen bei zwei verschiedenen Einstellungen der Energiebereiche

$A(^{89}\text{Sr}) / A(^{90}\text{Sr})$ im Szintillatorcocktail (alle Angaben in Bq)		
Sollwerte	LSC-Spektrum	
	Energie-Einstellungen 1 A: 30 bis 220 keV B: 220 bis 670 keV C: 670 bis 1040 keV	Energie-Einstellungen 2 A: 10 bis 155 keV B: 155 bis 560 keV C: 560 bis 990 keV
20,0 / 50,0	18,7 / 47,8	23,4 / 45,5
21,8 / 18,4	23,0 / 17,8	23,2 / 17,6
20,0 / 8,0	22,1 / 6,8	21,6 / 6,9
20,0 / 4,0	21,7 / 2,7	20,7 / 3,1
20,0 / 2,0	21,8 / 1,2	20,8 / 1,6
20,0 / 1,0	21,8 / 0,6	19,8 / 0,9
20,0 / 0,8	21,0 / 0,7	20,1 / 0,8
20,0 / 0,7	22,1 / 0,1	20,8 / 0,5
20,0 / 0,5	19,6 / < 0,05	18,5 / 0,3

<sup>1)</sup> Auswertungsverfahren des MRI, Kiel. Messbedingungen: LSC-Gerät: PackardTriCarb 3170 TR. Szintillatorcocktail wie in Abbildung 2 beschrieben. Cocktails waren  $^{85}\text{Sr}$ -frei.  $^{90}\text{Sr}$  im Gleichgewicht mit  $^{90}\text{Y}$ . Messzeit 16 Stunden

### Zusammenfassung

Die LSC-Spektrometrie ermöglicht die gleichzeitige Bestimmung von mehreren Nukliden, z. B.  $^{89}\text{Sr}$  und  $^{90}\text{Sr}$  unabhängig vom Zustand des  $^{90}\text{Sr}/^{90}\text{Y}$ -Gleichgewichtes. Sogar  $^{85}\text{Sr}$ ,  $^{89}\text{Sr}$  und  $^{90}\text{Sr}$  können im Prinzip in einem Messpräparat gleichzeitig bestimmt werden [20]. Im dem Fall entfallen die Arbeitsschritte zur Bestimmung der chemischen Ausbeute des Strontiums. Diese Aspekte sind im Ereignisfall mit Freisetzung von frischem  $^{89}\text{Sr}$ - und  $^{90}\text{Sr}$ -haltigen Kernspaltmaterial besonders wichtig. Die Einstellung der opti-

malen Messbedingungen (z. B. insbesondere die Einstellung der Energiebereiche) und die Kalibrierung sind jedoch relativ aufwändig und müssen im Voraus durchgeführt werden [20].

Andererseits verringert sich der Kalibrier- und Auswertungsaufwand erheblich, wenn lediglich  $^{90}\text{Sr}$  und  $^{89}\text{Sr}$  vor dem Nachwachsen signifikanter Aktivitäten des Tochternuklids  $^{90}\text{Y}$  gemessen werden. Diese Voraussetzung ist im Intensivfall, wenn die Proben mit einigen Bq  $^{90}\text{Sr}$  und  $^{89}\text{Sr}$  kontaminiert sind, sicherlich erfüllbar.

Zum Beispiel: Eine Messprobe mit 1 Bq  $^{90}\text{Sr}$  wurde nach einer Messzeit von 60 Minuten in dem Energiebereich 16 – 155 keV gemäß der in [Tabelle 3.2](#) angegebenen Nachweiswahrscheinlichkeit etwa 2550 Impulse ergeben. Die relative statistische Unsicherheit dieser Impulszahl (2 s) liegt bei 4%. Wenn die Probe ursprünglich  $^{90}\text{Y}$ -frei war, werden in der gleichen Zeit in diesem Energiebereich weniger als 5 Impulse des  $^{90}\text{Y}$  gezählt, d.h. ein praktisch insignifikanter Beitrag zur Gesamtimpulszahl.

Jedoch während der erforderlichen langen Messungen (mindestens einen Tag) von Routineproben wächst signifikante  $^{90}\text{Y}$ -Aktivität nach. In diesem Fall kann durch das Abwarten bis zur Einstellung des  $^{90}\text{Sr}$ -/ $^{90}\text{Y}$ -Gleichgewichtes (mindestens 16 Tage) der Auswertungsaufwand minimiert werden.

Daher ist die Nutzung der LSC-Technik für die  $^{89}\text{Sr}$  und  $^{90}\text{Sr}$ -Bestimmung im Intensivfall empfehlenswert und ohne großen Rechenaufwand möglich. Die Richtigkeit der Ergebnisse für beide Nuklide ist bis zu einem  $^{89/90}\text{Sr}$ -Aktivitätsverhältnis von etwa 25 ausreichend (siehe [Tabelle 3.3](#)). Ausschlaggebend für die Richtigkeit ist die sorgfältige Festlegung der Grenzen der Energiebereiche und die Kalibrierung. Die Energiegrenzen sind vom Detektor, Szintillationscocktail und Quench abhängig und müssen für jedes Messsystem einzeln festgestellt werden. Die Technik hat im Intensivfall große Vorteile gegenüber der konventionellen PZR-Messtechnik in Hinsicht auf die Gesamtanalysezeit.

Bei der  $^{90}\text{Sr}$ -Bestimmung im Routinefall ist die LSC-Technik ebenfalls nützlich. In diesem Fall jedoch gibt es keine Vorteile gegenüber der Messung mit PZR-Technik.



# 4 RINGVERSUCH ROHMILCH

R. Hartmann, D. Tait, G. Haase

Max Rubner-Institut, Institut für Sicherheit und Qualität bei Milch und Fisch  
Leitstelle für Boden, Bewuchs, Futtermittel und Nahrungsmittel pflanzlicher und tierischer Herkunft

Im Jahr 2008 wurde ein Ringversuch zur Bestimmung von Radionukliden in Rohmilch mit den amtlichen Messstellen der Länder in Zusammenarbeit mit der Physikalisch-Technischen Bundesanstalt (PTB) durchgeführt. Zu Vergleichszwecken wurden ebenfalls Laboratorien aus der Industrie und Forschung sowie aus dem europäischen Ausland zur Teilnahme eingeladen. Rohmilch wurde als Probenmaterial gewählt, da sie ein wichtiges Grundnahrungsmittel und ein Indikatormedium für Umweltkontaminationen mit bestimmten Radionukliden darstellt. Der Rohmilch wurden Radionuklide zugesetzt, die bei Kontamination mit frischem nuklearen Fallout für die Milch relevant sind. Dies waren die künstlichen Radionuklide  $^{89}\text{Sr}$  und  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{131}\text{I}$ ,  $^{134}\text{Cs}$  sowie  $^{137}\text{Cs}$ . Zusätzlich war das natürliche  $^{40}\text{K}$  zu bestimmen. Die Ermittlung der Referenzwerte wurde durch die Physikalisch-Technische Bundesanstalt (PTB) in Braunschweig durchgeführt.

Es nahmen 58 deutsche und 15 Laboratorien aus benachbarten Ländern (5 aus Großbritannien, jeweils 3 aus der Schweiz und den Niederlanden, sowie jeweils 1 aus Frankreich, Italien, Luxemburg und Österreich) teil. Die Teilnehmer aus Deutschland waren fünfunddreißig amtliche Messstellen der Länder, fünf Leitstellen des Bundes, zwei Kernkraftwerke, neun private Firmen, vier Hochschulen, zwei Forschungsinstitute und ein Verein.

## Probenmaterial

### Herstellung, Versand und Nuklidzusammensetzung

Als Probenmaterial wurde frische, am Morgen der Probenherstellung ermolkene Rohmilch von der Versuchsstation des MRI in Schädtkbek bei Kiel zur Verfügung gestellt. Die Rohmilch wurde im Labor mit wässriger Natriumazid-Lösung (0,018% der Gesamtprobe) konserviert und unter Rühren auf 20°C erwärmt. Die Rohmilch zeigte zum Zeitpunkt der Abfüllung keine Aufrahmung.

In einen 1 Liter-Messkolben wurden geträgerte Aktivitätsnormale der Radionuklide  $^{89}\text{Sr}$ ,  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{131}\text{I}$ ,  $^{134}\text{Cs}$  und  $^{137}\text{Cs}$  in wässriger Lösung pipettiert. Alle Aktivitätsnormale sind rückführbar auf Normale der PTB. Anschließend wurde mit Magermilch auf 1 Liter aufgefüllt. Der pH-Wert der Dotierlösung war ca. 7,0.

Die Zugabe der Probenbestandteile in den Probenbehälter (eine 1 Liter-Kunststoffflasche) erfolgte auf einer oberhalbigen Waage (geschätzte erweiterte Unsicherheit ( $k=2$ ) kleiner 0,2%). Zuerst wurde ein Aliquot der Dotierlösung (8,0 ml) mit Pipette überführt. Anschließend wurde ca. 1200 g der Rohmilch eingewogen.

Nach Verpackung der Probenbehälter erfolgte der Versand per Hermes Logistik GmbH (Inland) bzw. mit der Deutschen Post AG (Ausland).

Die von der Physikalisch-Technische Bundesanstalt (PTB) in Braunschweig ermittelten Referenzwerte für die Aktivitätskonzentrationen der Radionuklide in den Proben sind in [Tabelle 4.1](#) zusammengefasst.

**Tabelle 4.1**  
PTB-Referenzwerte  $\pm$  erweiterte Messunsicherheit

Nuklid	Aktivitätskonzentration $\pm$ 2U [Bq/l]
$^{40}\text{K}$	50,7 $\pm$ 1,6
$^{89}\text{Sr}$	19,2 $\pm$ 1,0
$^{90}\text{Sr}$	4,8 $\pm$ 0,2
$^{131}\text{I}$	272 $\pm$ 9
$^{134}\text{Cs}$	18,2 $\pm$ 0,6
$^{137}\text{Cs}$	4,93 $\pm$ 0,15

[Abbildung 4.1](#) zeigt das Gammaskpektrum der Ringversuchprobe. Deutlich erkennbar sind u. a. die Photopeaks des  $^{40}\text{K}$ ,  $^{134}\text{Cs}$  und  $^{137}\text{Cs}$ , des  $^{131}\text{I}$ , der Summationspeak des  $^{134}\text{Cs}$ , der aus Koinzidenz der 605- und 796-keV-Quanten resultiert, sowie einige Untergrundpeaks v.a. des  $^{214}\text{Bi}$  und des  $^{214}\text{Pb}$ .

## Ergebnisse

### Auswertung und Ergebnisübersicht

Die Auswertung des Ringversuchs erfolgte gemäß dem folgenden Schema: (i) Datentransformation; (ii) Ausreißerelimination, bis alle Werte innerhalb 2,58s um den Referenzwert lagen; (iii) Berechnung der Ringversuchergebnisse nach DIN ISO 5725 [27] und DIN 38402-42 [28]; (iv) Berechnung der z-scores nach ISO Guide 43-1 [29, 30].

[Tabelle 4.2](#) fasst die wesentlichen Ergebnisse zusammen.



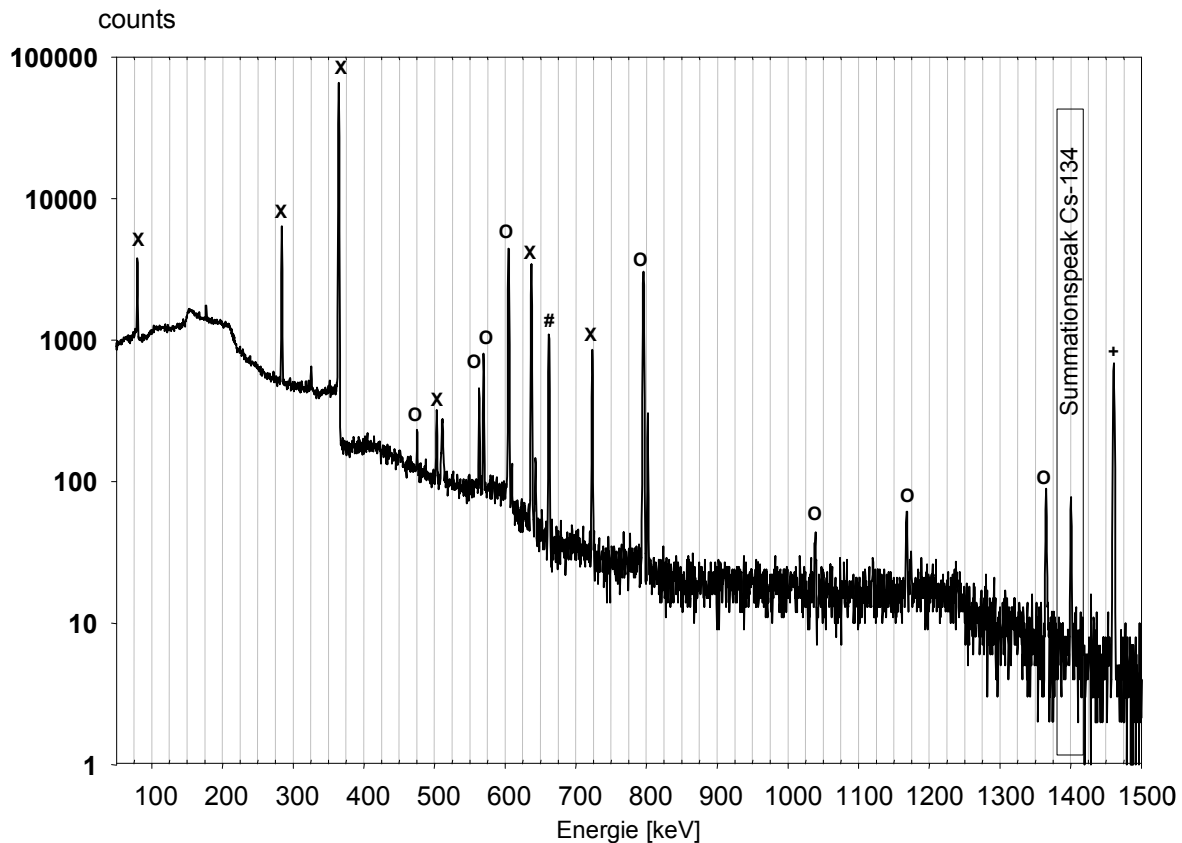
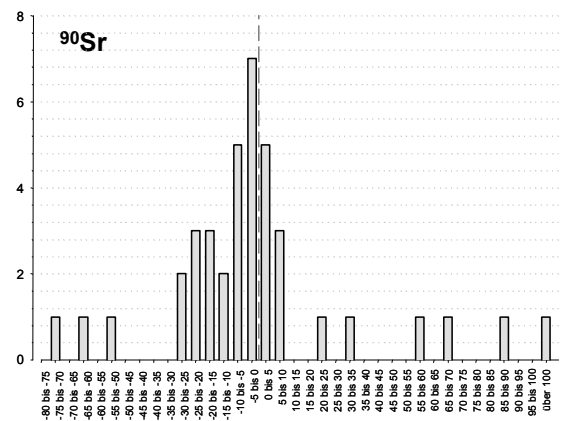
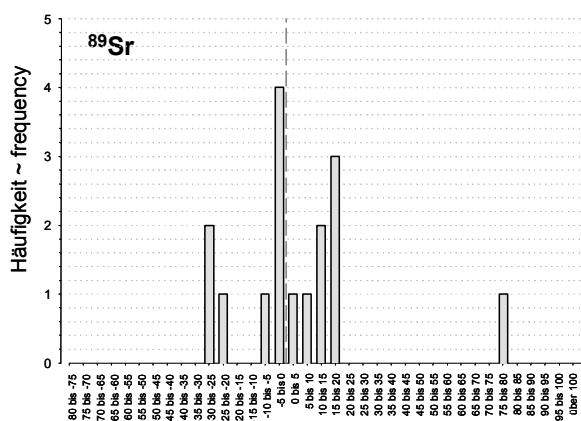
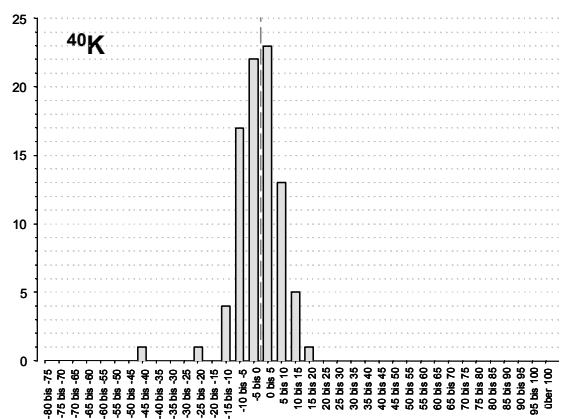
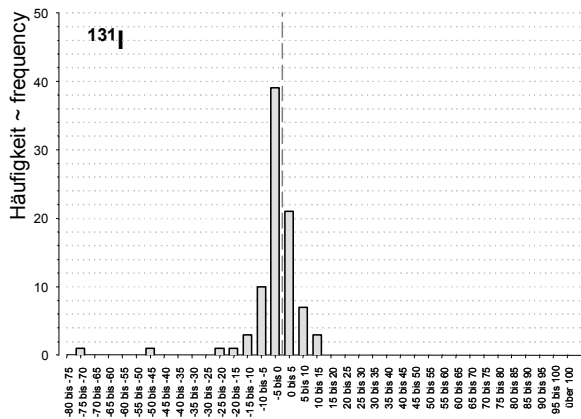
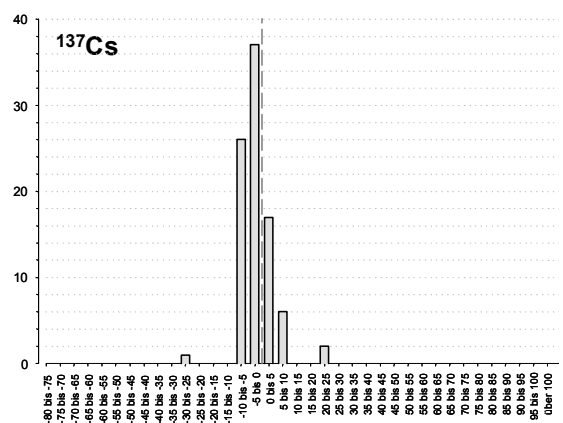
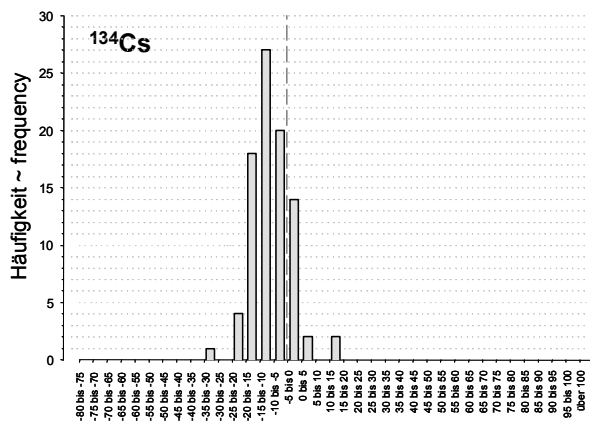


Abbildung 4.1  
 Gammaspektrum der Ringversuchsprobe; (+)  $^{40}\text{K}$ ; (X)  $^{131}\text{I}$ ; (o)  $^{134}\text{Cs}$ ; (#)  $^{137}\text{Cs}$ ; p-type HPGe-Detektor; 50 % relative Efficiency; Peak / Compton-Verhältnis: 65/1; 86 400 s; 1-Liter-Marinelli-Geometrie

Tabelle 4.2  
 Überblick der Ringversuchsergebnisse

	$^{40}\text{K}$	$^{89}\text{Sr}$	$^{90}\text{Sr}$	$^{131}\text{I}$	$^{134}\text{Cs}$	$^{137}\text{Cs}$
PTB-Referenzwert (ref) [Bq/l]	50,7	19,2	4,80	272	18,2	4,93
Anteil Ausreißer [%]	8,5	8,5	18,3	16,6	16,4	8,0
Anzahl Datensätze ohne Ausreißer	77	15	32	69	71	79
Anzahl Einzelmessungen ohne Ausreißer	226	43	94	206	209	231
Minimalwert [Bq/L]	43,4	13,4	3,3	248	15,9	4,33
Maximalwert [Bq/L]	59,3	24,5	6,4	295	20,1	5,48
Mittlere Abweichung vom Referenzwert (abs.) [%]	4,8	11,3	10,8	3,1	5,4	3,8
Minimale Referenzwertabweichung [%]	0,1	1,7	0,0	-0,1	0,0	-0,1
Maximale Referenzwertabweichung [%]	15,0	-29,2	26,5	-8,4	-12,4	-9,4
Gesamtmittelwert [Bq/L]	50,6	18,9	4,5	270	17,4	4,82
Zugehörige Standardabweichung [Bq/L]	3,3	2,9	0,6	10	0,9	0,23
Wiederholstandardabweichung ( $S_R$ ) [Bq/L]	1,8	1,2	0,3	4	0,3	0,13
Wiederholvariationskoeffizient [%]	3,5	6,3	6,0	1,3	1,5	2,8
Vergleichsstandardabweichung ( $S_R$ ) [Bq/L]	3,4	2,9	0,6	10	0,9	0,23
Vergleichsvariationskoeffizient [%]	6,6	15,5	14,1	3,9	5,2	4,8
Wiederfindungsrate (WFR)	99,8	98,5	94,2	99,1	95,6	97,9



Differenz Labormittel-Referenzwert [%]

Differenz Labormittel-Referenzwert [%]

Abbildung 4.2

Verteilung der Abweichungen der Labormittelwerte für die Aktivitätskonzentrationen von den entsprechenden PTB-Referenzwerten

In [Abbildung 4.2](#) sind die Häufigkeiten der Abweichungen der Labormittelwerte vom PTB-Referenzwert dargestellt. Die Darstellungen enthalten auch die Ausreißer. Ein negatives Vorzeichen weist auf eine Unterschätzung des Referenzwertes. Die senkrechte, gestrichelte Linie zeigt die Position „kein Unterschied zwischen Labormittelwert und PTB-Referenzwert“.

## Diskussion der Ergebnisse für die einzelnen Nuklide

### Gammamessungen

**<sup>40</sup>K:** Es wurden 21 Ausreißer und Einzelwerte vor der Auswertung eliminiert. Erwartungsgemäß sind trotz der relativ hohen Aktivitätskonzentration von 50 Bq/Liter die Variationskoeffizienten für Wiederholbarkeit und Vergleichbarkeit höher als bei den anderen Gammanukliden. Gründe dafür sind die geringe Emissionswahrscheinlichkeit der 1460 keV-Linie (11 %) und die geringere Detektor-Nachweiswahrscheinlichkeit in diesem Energiebereich. Zusätzlich wird die Streubreite dadurch erhöht, dass jedes Labor entsprechend seiner Messumgebung unterschiedliche Korrekturen des Untergrundbeitrags durchführen muss.

**<sup>131</sup>I:** Nach Elimination von 16,6 % Ausreißerwerten wurden für <sup>131</sup>Iod hinsichtlich Wiederholbarkeit und Vergleichbarkeit die besten Ergebnisse von allen zu bestimmenden Nukliden erreicht. Dieser hohe Ausreißeranteil lässt sich durch die Tatsache erklären, dass <sup>131</sup>Iod ein Nuklid ist, das auf Grund seiner kurzen Halbwertszeit von 8 Tagen normalerweise nicht in Umweltproben nachweisbar ist und deshalb nicht routinemäßig ausgewertet wird. Die auffallend niedrigen Messwerte einiger Ausreißerlabore könnten u. U. auf eine nicht oder nicht ausreichend durchgeführte Zerfallskorrektur für <sup>131</sup>Iod hinweisen.

Der niedrigste gemeldete Wert von ca. 80 Bq wurde mit einem NaI-Detektor bestimmt, im Gegensatz dazu wurden die übrigen Ergebnisse durch Messung mittels eines HPGe- oder GeLi-Detektors ermittelt.

Die guten Präzisionsdaten für das ausreißerbereinigte Kollektiv lassen sich u. a. auf die mit 269 Bq/Liter (Bezugsdatum: 01.03.2008) höchste Aktivitätskonzentration aller zugesetzten Nuklide zurückführen. Das Gammaskpektrum weist mehrere eindeutige Photopeaks auf, die sich gut auswerten lassen.

**<sup>134</sup>Cs:** Das Datenkollektiv der <sup>134</sup>Cs-Messwerte wies mit über 16 % relativ viele Ausreißer auf, 87 % dieser Ausreißer wurden an der unteren Ausreißergrenze detektiert. Die meisten Laboratorien unterschätzen den Referenzwert um 5-10 %. Dies beruht

auf der Tatsache, dass lt. Messprotokoll nur 61 % der Teilnehmer eine Summationskorrektur für das <sup>134</sup>Cs-Ergebnis vornehmen. Das weiter oben gezeigte Gammaskpektrum zeigt deutlich den Effekt, der aus der Koinzidenz der beiden Linien bei 796 und 605 keV stammt. Diese Impulse gehen den entsprechenden Photopeaks verloren und führen so zu einer Unterschätzung der Aktivitätskonzentration.

Diese Diskrepanz bei der Spektrenauswertung zwischen den Laboren zeigt sich auch im Vergleichsvariationskoeffizienten, der für <sup>134</sup>Cs höher ist als für <sup>137</sup>Cs, obwohl die zählstatistische Unsicherheit für <sup>134</sup>Cs auf Grund der höheren Aktivitätskonzentration geringer ist. Diese bessere Zählstatistik spiegelt sich im niedrigeren Wiederholvariationskoeffizienten für <sup>134</sup>Cs wieder, d. h. jedes Labor liefert in der Regel relativ nah zusammen liegende Werte aus den <sup>134</sup>Cs-Mehrfachbestimmungen.

**<sup>137</sup>Cs:** Das Kollektiv der <sup>137</sup>Cs-Messwerte wies prozentual die wenigsten Ausreißer auf. Das liegt u. a. daran, dass dieses Nuklid in allen Laboren, die Umweltmedien messen, erfasst und ausgewertet wird. Die <sup>137</sup>Cäsium-Auswertung wird durch das Vorhandensein einer ungestörten Gammalinie bei ca. 662 keV und die hohe Emissionswahrscheinlichkeit von ca. 85 % erleichtert.

Die absolute Abweichung vom Referenzwert beträgt im Mittel nur ca. 4 %, wobei allerdings die Mehrzahl der Labore den Referenzwert unterschätzten.

### Betamessungen

**<sup>89</sup>Sr:** Bei den <sup>89</sup>Sr-Werten wurden prozentual weniger Ausreißer detektiert als im <sup>90</sup>Sr-Kollektiv. Nach Eliminierung der Ausreißer zeichnete sich das Restkollektiv immer noch durch eine sehr starke Streuung aus (Variationskoeffizient 15,2 %). Für <sup>89</sup>Sr wurden deshalb auch die höchsten Wiederhol- und Vergleichsvariationskoeffizienten berechnet. Ein Grund dafür ist, dass die <sup>89</sup>Sr-Analytik nur von wenigen Laboren routinemäßig durchgeführt wird und die Anforderungen an radiochemische Trennung und Messwertberechnung hier am höchsten sind.

**<sup>90</sup>Sr:** Der <sup>90</sup>Sr-Datensatz wies prozentual die meisten Ausreißer auf (18,3 %). Dieses Ergebnis ist z. T. durch die im Gegensatz zur Gammaskpektrometrie aufwändigere Analytik zu erklären. Vor Eliminierung der Ausreißer wurde eine durchschnittliche Abweichung (ohne Vorzeichen) vom Referenzwert von 24,2 % berechnet; diese betrug im ausreißerbereinigten Kollektiv nur noch 10,8 %. Durch die Eliminierung der Ausreißer verringerte sich der Variationskoeffizient von 42,4 % auf 13,9 %.

## Schlussfolgerungen

Allgemein erzielten die meisten Laboratorien zumindest zufriedenstellende Ergebnisse. Dies zeigt [Tabelle 4.3](#), die den Anteil der Labore in den jeweiligen z-score-Klassen darstellt. Die Beurteilung der einzelnen Teilnehmer erfolgt nach dem Schema:  $0 \leq |z| \leq 1$ : gutes Ergebnis;  $1 < |z| \leq 2$ : zufriedenstellendes Er-

gebnis;  $2 < |z| \leq 3$ : fragwürdiges Ergebnis;  $|z| > 3$ : äußerst fragwürdiges Ergebnis. Bei  $z > 2$ , ist es ratsam, die Analysenmethode zu überprüfen. Demnach sind die Ergebnisse für  $^{137}\text{Cs}$  am besten, hier erlangten 97 % der Labore zufriedenstellende bis gute Ergebnisse ( $-2 < z < 2$ ).

**Tabelle 4.3**  
Anteil Datensätze je z-score-Größenklasse [%]

z-score-Bereich	Anteil der Werte (%) im z-score-Bereich					
	$^{40}\text{K}$	$^{89}\text{Sr}$	$^{90}\text{Sr}$	$^{131}\text{I}$	$^{134}\text{Cs}$	$^{137}\text{Cs}$
weniger als - 3	2	0	8	6	3	1
-3 bis -2	2	0	10	3	16	0
-2 bis -1	11	19	15	18	35	31
0 bis -1	36	31	31	37	25	39
0 bis 1	33	25	21	23	16	19
1 bis 2	11	19	0	9	2	7
2 bis 3	2	0	5	2	1	0
größer als 3	1	6	10	1	1	2

Die laborinterne Streuung war für alle Gammanuklide im ausreißerbereinigten Datensatz mit Wiederholvariationskoeffizienten unter 4 % gering. Diese guten Werte für die Wiederholbarkeit bei den Gammanukliden bestätigen die gute Stabilität der Probe während der Messung. Die beste Wiederfindungsrate wurde für das Nuklid  $^{40}\text{K}$  ermittelt, hier stimmte der Gesamtmittelwert nach Eliminierung der Ausreißer nahezu mit dem Referenzwert überein. Das heißt, dass der Referenzwert zu gleichen Teilen über- und unterschätzt wurde. Der Referenzwert für  $^{134}\text{Cs}$  und  $^{90}\text{Sr}$  wurde im Mittel hingegen um ca. 5 % unterschätzt.

Bei der Rohmilchmessung im Ringversuch 2008 kam es mit durchschnittlich 5 % zu deutlich geringeren Unterschätzungen der  $^{134}\text{Cs}$ -Aktivitätskonzentration als im Ringversuch Babynahrung 2005 [31]. Hier hatten die meisten Labore die  $^{134}\text{Cs}$ -Aktivitätskonzentration um 10-15 % unterschätzt. Offensichtlich haben in 2008 mehr Labore Korrekturen durchgeführt oder die Qualität der Korrekturen insgesamt wurde stark verbessert.

Die Wiederhol- und Vergleichsvariationskoeffizienten waren für die Betamessungen (Sr-89- und Sr-90-Bestimmungen) wesentlich größer als bei der Gamaspektrometrie, die durchschnittlichen Abweichungen der Labormittelwerte vom Referenzwert (ohne Beachtung des Vorzeichens) lagen über 10 %. Der

Grund dafür ist sicherlich in der zusätzlich zur Messung erforderlichen Probenaufbereitung bzw. radiochemischen Abtrennung zu suchen.

Die Auswertung des Ringversuchs ergab für  $^{89}\text{Sr}$  schlechtere Ergebnisse als für  $^{90}\text{Sr}$ . Dies konnte auch nicht durch die im Vergleich zu  $^{90}\text{Sr}$  4-fach höhere Aktivitätskonzentration des  $^{89}\text{Sr}$  in der Probe ausgeglichen werden.

Von den 39 gemeldeten  $^{90}\text{Sr}$ -Ergebnissen wurden nur 5 Messergebnisse mittels Flüssigszintillationszählern (LSC) bestimmt. Im Ringversuch Babynahrung 2005 mit vergleichbarer Teilnehmeranzahl waren es nur 3. Die LSC-Ergebnisse heben sich jedoch nicht von den übrigen Ergebnissen ab, die mit Proportionalzählrohren ermittelt wurden.

Die Zubereitung einer individuellen Ringversuchprobe für jeden Teilnehmer unter Zugabe eines Aliquots einer gemeinsamen Stammlösung (Aktivität, Träger, Konservierungsmittel) hat sich erneut als praktikabel und vorteilhaft erwiesen. Der große Vorteil dieser Methode liegt darin, dass jeder Teilnehmer eine genau bekannte Aktivität erhält. Im Gegensatz dazu ist bei der Aliquotierung einer dotierten Gesamtprobe je nach Matrix eine z. T. erhebliche Unsicherheit hinsichtlich der Repräsentativität der Einzelproben vorhanden.

# **TEIL II**

## **DATEN UND BEWERTUNG**

# 5 DIE BERICHTERSTATTUNG AN DIE EUROPÄISCHE KOMMISSION MIT HILFE VON IMIS

J. Peter<sup>1</sup>, H. Wershofen<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Bundesamt für Strahlenschutz  
Berichterstattung

<sup>2</sup> Physikalisch-Technische Bundesanstalt, Braunschweig  
Leitstelle für Aktivitätsnormale und Radionuklidaten

Durch das Zusammenwachsen der Europäischen Union mit inzwischen 27 Mitgliedern gewinnt auch die europäische Zusammenarbeit auf dem Gebiet des Strahlenschutzes an Bedeutung. Der Grundstein dazu wurde allerdings schon vor über 50 Jahren mit der Gründung der Europäischen Atomgemeinschaft (EURATOM) gelegt.

Gleichzeitig mit dem Ziel der Friedenssicherung durch die „Vergemeinschaftung“ der Nukleartechnik wurden im EURATOM-Vertrag auch Möglichkeiten

zur gegenseitigen Kontrolle geschaffen. So sollen gemäß Artikel 35 die Luft, das Wasser und der Boden kontinuierlich auf die Höhe der Aktivität überwacht werden. Entsprechend Artikel 36 ist darüber regelmäßig an die Europäische Kommission zu berichten, um dieser einen aktuellen Überblick über die Strahlenexposition der Bevölkerung zu ermöglichen. Ursprünglich sollte über die Kontamination des Bodens berichtet werden, Milch ist aber ein besser geeigneter Indikator.



Abbildung 5.1  
Einteilung der geographischen Regionen für die EU-Berichterstattung

## Die REM-Datenbank

Im Oktober 1987 wurde beschlossen, eine REM-Datenbank (Radioactivity Environmental Monitoring) zu errichten und darin die nach Art. 35/36 EURATOM erhobenen Daten einzuspeisen. Als Startzeitpunkt für die Messdaten wurde der 1.1.1984 festgelegt. Der Datenbankserver wird vom Europäischen Joint Research Center (JRC) in Ispra, Italien betrieben.

Die Daten aus Deutschland werden, gekoppelt an die nationale Berichterstattung über Umweltradioaktivität, von der Organisationseinheit AG-SG des BfS technisch aufbereitet und übermittelt. Der größte Teil der Daten wird dabei dem Integrierten Mess- und Informationssystem für die Überwachung der Umweltradioaktivität (IMIS) entnommen. Für die Übertragung direkt in die REM-Datenbank steht ein spezielles PC-basiertes Übertragungsprogramm zur Verfügung.

## Die Berichte über „Radioactivity Environmental Monitoring“

Für jedes Berichtsjahr wird ein Bericht der EC herausgegeben. In der Vergangenheit geschah das teilweise unregelmäßig und in größerem zeitlichen Abstand. Im Internet findet sich eine Zusammenstellung der bereits erschienenen Berichte unter [www.bfs.de/de/bfs/druck/uus/eu\\_bericht.html](http://www.bfs.de/de/bfs/druck/uus/eu_bericht.html). Künftig sollen die Daten der Bevölkerung der Europäischen Union direkt über einen Webserver zur Verfügung stehen.

Da die europäischen Mitgliedstaaten in ihrer flächigen Ausdehnung sehr stark differieren, werden die größten Länder für die Zwecke der Berichterstattung in Regionen unterteilt (Abbildung 5.1). Für Deutschland sind dies:

**Germany-North (DE-N)**, bestehend aus den Bundesländern Bremen, Hamburg, Mecklenburg-Vorpommern, Niedersachsen und Schleswig-Holstein;

**Germany-Central (DE-C)** mit Hessen, Nordrhein-Westfalen, Rheinland-Pfalz und Saarland;

**Germany-South (DE-S)** mit Baden-Württemberg und Bayern sowie

**Germany-East (DE-E)** mit Berlin, Brandenburg, Sachsen, Sachsen-Anhalt und Thüringen.

Für jede dieser Regionen werden von der Kommission Quartalsmittelwerte der Aktivitätskonzentrationen wichtiger Radionuklide in Luft, Trinkwasser, Milch

und Gesamtnahrung berichtet, sofern sie über dem jeweiligen „reporting level“ liegen (Tabelle 5.1).

**Tabelle 5.1**  
Umweltmedien und Nuklidkategorien nach EU-Empfehlung Euratom/2000/473

Umweltmedium	Netzwerkkategorie	
	DENSE-Network	SPARSE-Network
Schwebstoffe	$^{137}\text{Cs}$ , Gesamt-Beta	$^{137}\text{Cs}$ , $^7\text{Be}$
Luft	Ortsdosisleistung	Ortsdosisleistung
Oberflächenwasser	$^{137}\text{Cs}$ , Rest-Beta	$^{137}\text{Cs}$
Trinkwasser	$^3\text{H}$ , $^{90}\text{Sr}$ , $^{137}\text{Cs}$ Natürliche Radionuklide <sup>a</sup>	$^3\text{H}$ , $^{90}\text{Sr}$ , $^{137}\text{Cs}$ Natürliche Radionuklide <sup>a</sup>
Milch	$^{90}\text{Sr}$ , $^{137}\text{Cs}$	$^{90}\text{Sr}$ , $^{137}\text{Cs}$ , $^{40}\text{K}$
Nahrungsmittel	$^{90}\text{Sr}$ , $^{137}\text{Cs}$	$^{90}\text{Sr}$ , $^{137}\text{Cs}$ , $^{14}\text{C}$

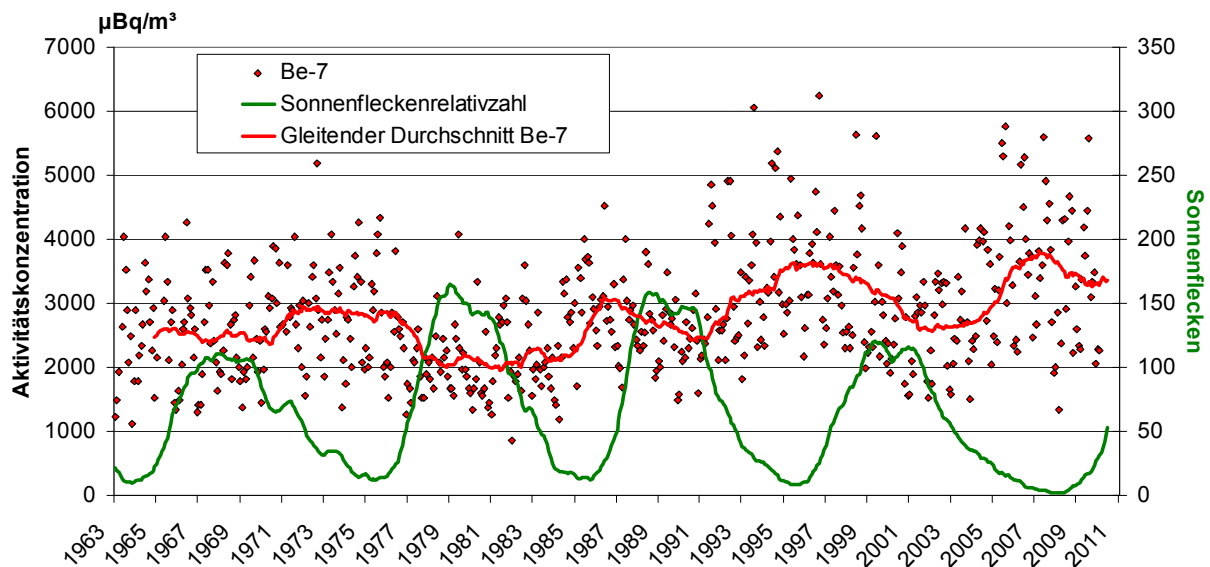
a in Übereinstimmung mit der Richtlinie 98/83/EG vom 3. November 2009 über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch

Ebenso wird für dieses sogenannte „DENSE Network“ pro Region der Jahresmittelwert, der höchste Monatswert und die Anzahl der Messpunkte und der Messungen angegeben.

Während das DENSE-Network durch Mittelung über zahlreiche Proben einen belastbaren Überblick über die radiologische Lage geben soll, dient das SPARSE-Network zum Auffinden und zur Darstellung von Zeittrends. An einigen wenigen Messpunkten - meist nur einer pro Region - wird in geringerem zeitlichen Abstand, also z.B. monatlich, mit besserer Auflösung, d.h. mit niedrigerer Nachweisgrenze gemessen als im DENSE-Network. Da der Startzeitpunkt für die Datenerhebung für die REM-Datenbank auf das Jahr 1984 gelegt worden ist, kann man in den Zeitreihen verschiedener Umweltmedien bei den  $^{137}\text{Cs}$ -Konzentrationen den Einfluss des Reaktorunfalls in Tschernobyl deutlich erkennen. In den letzten Jahren sind die meisten Messwerte, die  $^{137}\text{Cs}$  betreffen, unter die Nachweisgrenzen der jeweiligen Messverfahren gesunken, so dass für die letzten Jahre kein Trend mehr erkennbar war.

Die Messungen für das SPARSE-Network im Jahr 2011 zeigten nach der Fukushima-Katastrophe ab dem 23. März 2011 Messwerte über der Nachwei-





**Abbildung 5.2**  
Gegenüberstellung der Aktivitätskonzentration von  $^7\text{Be}$  in Luft, gemessen in Braunschweig, und der Sonnenflecken-Relativzahl (sidc.oma.be) als Maß für die Sonnenaktivität

grenze für die Radionuklide  $^{131}\text{I}$ ,  $^{132}\text{I}$ ,  $^{132}\text{Te}$ ,  $^{134}\text{Cs}$  und  $^{137}\text{Cs}$  (siehe [Kapitel 20](#))

### Beispiel luftgetragene Partikel

Ab dem Berichtsjahr 2007 sind in den REM-Berichten im Bereich der luftgetragenen Partikel für die vier deutschen Regionen die Messorte Berlin (DE-E), Braunschweig (DE-N), Offenbach (DE-C) und Freiburg (DE-S) vorgesehen.

Im SPARSE-Network wird als Vergleichsnuklid für  $^{137}\text{Cs}$  bei den luftgetragenen Partikeln Beryllium-7 herangezogen, ein Nuklid mit einer Halbwertszeit von 53 Tagen, das durch Spallationsprozesse der kosmischen Strahlung mit Kernen von Stickstoff, Sauerstoff und Kohlenstoff in den obersten Schichten der Atmosphäre ständig nachgebildet wird.

Da für luftgetragene Partikel u. a. von der PTB Messreihen für den Messort Braunschweig zur Verfügung stehen, die bis ins Jahr 1963 zurückreichen, lässt sich der interessante Zusammenhang zwischen der Sonnenaktivität, die mit einer Periode von 11 Jahren schwankt und der  $^7\text{Be}$ -Konzentration zeigen [32]. Wenn durch erhöhte Sonnenaktivität das interplanetare Magnetfeld starken Turbulenzen unterliegt, wird die galaktische und intergalaktische kosmische Teilchenstrahlung gestreut und steht zur Erzeugung von  $^7\text{Be}$  weniger zur Verfügung ([Abbildung 5.2](#)).

Für den Strahlenschutz ist dies für die berufliche Exposition des Flugpersonals von Bedeutung, die parallel zur  $^7\text{Be}$ -Konzentration im 11-jährigen Rhythmus schwankt.

# 6 STRAHLENEXPOSITION IN GEBÄUDEN

B. Hoffmann, W. Meyer

Bundesamt für Strahlenschutz

## Strahlenexposition durch Radon und Radonzerfallsprodukte

In der Bundesrepublik Deutschland begannen die Messungen der Radonkonzentration in Häusern Ende der siebziger Jahre. Nach der Wiedervereinigung, d. h. im Zeitraum 1991 bis 1993, wurde eine ergänzende Studie in den ostdeutschen Bundesländern durchgeführt. Daran anschließend erfolgte eine größere Anzahl von Messungen zur Untersuchung verschiedener Fragestellungen. Solche Messungen, die in allgemeinem öffentlichen Interesse stehen, erfolgen in Zuständigkeit des Bundes. Dagegen werden Messungen in Regionen mit erhöhter Radonbelastung zunehmend durch die betreffenden Bundesländer durchgeführt.

Insgesamt erfolgten in nahezu 60.000 Häusern (ungefähr 0,3% des Bestandes an Wohnhäusern) Messungen der Radonkonzentration.

Nach einer Empfehlung der Kommission der Europäischen Gemeinschaften [33] sollen die Jahresdurchschnittswerte der Radonkonzentration in existierenden Wohnräumen den Referenzwert von 400 Bq/m<sup>3</sup> und in neu zu errichtenden Wohnräumen den Planungswert von 200 Bq/m<sup>3</sup> nicht überschreiten. Epidemiologische Studien zeigen aber, dass Personen in Wohnungen mit Radonkonzentrationen von ca. 100 Bq/m<sup>3</sup> Raumluft ein um 16% höheres Lungenkrebsrisiko haben als die in Wohnungen mit einer fiktiven Radonkonzentration von 0 Bq/m<sup>3</sup>. [33,34,35]. Die Weltgesundheitsorganisation WHO empfiehlt aus diesem Grund in ihrem Radon-Handbuch [36], den auch vom BfS und BMU vorgeschlagenen Referenzwert von 100 Bq/m<sup>3</sup> einzuhalten. Zur Radonkonzentration in den Gebäuden trägt wegen des Luftaustauschs zwischen Innen- und Außenluft auch die Radonkonzentration im Freien bei sowie Radonkonzentrationen, die durch die Radonfreisetzung aus den Baumaterialien verursacht werden und die in der bestehenden Bausubstanz kaum beeinflussbar sind. Deshalb ist eine generelle Verringerung der Radonkonzentrationen in Bereichen unter 100 Bq/m<sup>3</sup> in vielen Fällen in Deutschland praktisch nicht realisierbar.

Oberhalb von 100 Bq/m<sup>3</sup> dominiert das Radon aus dem Untergrund. In Abbildung 2.1 (Seite 17) und in Tabelle 2.1 (Seite 16) des Vorgängerberichts [37] wird die regionale Verteilung der Radonkonzentration in der Bodenluft verdeutlicht [38]. Aus rein geolo-

gischen Gründen können Jahresmittelwerte von einigen zehntausend bis deutlich über hunderttausend Becquerel pro Kubikmeter in der Bodenluft auftreten. Je nach Bauart und Zustand tritt ein nennenswerter Anteil des Radons aus der Bodenluft durch die bodenberührenden Teile des Gebäudes in die Raumluft über. So wurden die höchsten geologisch bedingten Radonkonzentrationen in Häusern gemessen, die auf einem Untergrund aus jungen Graniten errichtet wurden. Maßnahmen zur Verringerung der Radonkonzentration in Gebäuden müssen deshalb vornehmlich darauf ausgerichtet werden, den Transport von Radon aus dem Untergrund in das Haus zu verhindern oder nennenswert zu reduzieren [39].

Tabelle 6.1 informiert über die Anzahl der Messungen von Radonkonzentrationen in Häusern mit einer Messzeit von mindestens drei Monaten in Gebieten verschiedener Konzentrationen des Radons in der Bodenluft.

**Tabelle 6.1**  
Anzahl der in den verschiedenen Bodenluftkategorien durchgeführten Messungen der Radonkonzentration über mindestens drei Monate und der untersuchten Gebäude

Radonkonzentration in der Bodenluft in kBq/m <sup>3</sup>	Anzahl	
	Gebäude	Messungen
20	3179	8016
> 20 - 40	6540	14193
> 40 - 100	13918	30184
> 100	4061	8472
gesamt	27698	60865

In Gebieten mit Radonbodenluftkonzentrationen von bis zu 20 kBq/m<sup>3</sup> sind bei einer Bauausführung entsprechend den heutigen Anforderungen, vor allem einer normgerechten Abdichtung der Gebäude gegen von außen anliegende Bodenfeuchte, erhöhte Innenraumkonzentrationen wenig wahrscheinlich. Dies betrifft vor allem große Teile des norddeutschen Tieflandes, wo die Radonkonzentrationen in der Bodenluft sogar meist kleiner als 10 kBq/m<sup>3</sup> sind [40]. Für die Planung von Maßnahmen zum Schutz vor erhöhten Radonkonzentrationen in Neubauten ist dies von großer Bedeutung. Durch weitere ergänzende

Maßnahmen kann beim Neubau gesichert werden, dass - bei vertretbarem zusätzlichem finanziellen Aufwand - auch an Standorten mit höheren Radonkonzentrationen in der Bodenluft akzeptable Radon-Innenraumkonzentrationen erzielt werden. Wenn bauliche, heizungs- oder lüftungstechnische Maßnahmen in Umsetzung der Energieeinsparverordnung durchgeführt werden, sind objektbezogenen Lösungen anzuwenden, die zu keiner Erhöhung der Radonkonzentration in den Aufenthaltsräumen führen [41].

In den bestehenden Häusern in Gebieten mit erhöhter Radonbodenluftkonzentration empfiehlt es sich, Messungen der Raumluftkonzentration durchführen zu lassen. In Abhängigkeit von der Höhe der gemessenen Raumluftkonzentration werden dann Maßnahmen empfohlen, mit denen eine effektive Reduzierung der Konzentrationen erreicht werden kann.

Die in Häusern verwendeten Baumaterialien sind in Deutschland selten die Ursache hoher Konzentrationen.

In der Regel ist der Beitrag der Baumaterialien zur Radonkonzentration in Wohnräumen deutlich kleiner als  $20 \text{ Bq/m}^3$ . Zu beachten ist aber die im Teil 3 der Strahlenschutzverordnung geregelte Verwertung von überwachungsbedürftigen Rückständen zum Bauen [42], die implizit eine nur geringe Radonfreigabe aus Baumaterialien mit industriellen Rückständen sicherstellt.

### Radioaktive Stoffe in Baumaterialien und Industrieprodukten

Zum Schutz der Bevölkerung gegen ionisierende Strahlung werden seit mehr als 25 Jahren in Deutschland Untersuchungen und Bewertungen der Strahlenexposition durch radioaktive Stoffe in Natursteinen, Baumaterialien und Rückständen industrieller Prozesse durchgeführt. Die Untersuchungsergebnisse sind in den Leitstellenberichten der Vorjahre zusammengefasst. Eine Übersicht gibt [Tabelle 6.2](#).

**Tabelle 6.2**  
**Ergebnisse der Radionuklidbestimmungen in Baustoffgruppen**

Produkte	Spezifische Aktivität [Bq/kg]						
	Probenzahl	K-40		Th-228		Ra-226	
		min.	max.	min.	max.	min.	max.
Gipsprodukte	5	< 20	120	1,6	5,8	3,8	13
Kalksandsteine	3	35	180	2,8	7,2	4,1	10
Mineralwolle	7	49	350	4,7	64	16	80
Ziegel	27	470	1200	37	98	38	63
Zement/Mörtel	11	135	380	11	21	11	35
Fliesen/Keramik	5	295	620	39	97	67	110
Porenbeton	10	97	350	4,8	19	8	26
Mörtel	7	12	310	6	31	11	53
Putze	19	12	220	0,9	31	2	22
Estrich	5	210	295	11	34	11	26
Leichtbeton	7	710	850	28	83	27	98
Normalbeton	3	230	560	10	47	13	25

Die Konzentration natürlicher Radionuklide variiert innerhalb der einzelnen Materialarten in weiten Bereichen. Unter den Natursteinen besitzen kiesel-säurereiche Magmageseine, insbesondere die Granite, vergleichsweise hohe spezifische Aktivitäten natürlicher Radionuklide.

In Fertigbaustoffen schwankt die Konzentration natürlicher Radionuklide in Abhängigkeit von den zu ihrer Herstellung genutzten Materialien. Die Relevanz der Radionuklidkonzentrationen der Fertigbaustoffe sowie der Radonabgabe aus diesen Baustoffen für die Strahlenexposition der Bevölkerung und für eine

europaweit harmonisierte Baustoffzulassung waren Gegenstand eines Messprogramms im Berichtszeitraum. Durch die Beteiligung des Bundesverbandes Baustoffe - Steine und Erden e.V. konnten eine hohe Marktabdeckung der einzelnen Baustoffgruppen sowie Informationen über Rezeptur und Herkunft der Rohstoffe erlangt werden. Wegen der Vielzahl möglicher Rezepturen und dem begrenzten Untersuchungsprogramm können die Werte für Normalbeton nicht als repräsentativ angesehen werden. Es wurden ca. 120 markttypische Baumaterialproben aus aktueller Produktion von 11 Branchen geliefert und

im BfS untersucht. Wegen ihrer radiologischen Bedeutung beschränkte sich das Programm ausschließlich auf Baustoffe für Innenräume.

Für Rückstände gilt gemäß Kreislaufwirtschaftsgesetz der allgemeine Grundsatz, dass in erster Linie die anfallende Menge minimiert werden soll und in

zweiter Linie ihre stoffliche Verwertbarkeit oder der Einsatz zur Energiegewinnung zu prüfen ist. So ist ein steigendes Bemühen der Industrie festzustellen, industrielle Rückstände zur Herstellung von Baustoffen zu verwenden.

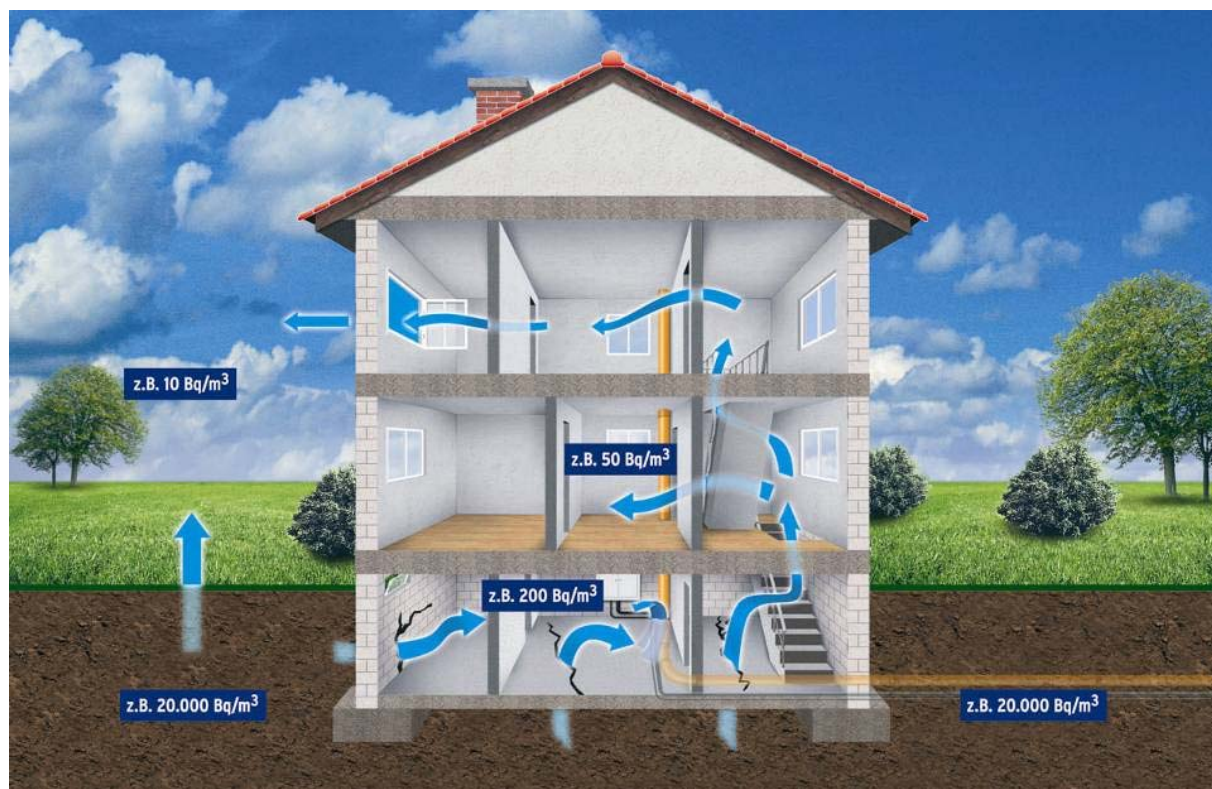


Abbildung 6.1  
Wege von Radon in Wohnräume

# 7 RADIOAKTIVE STOFFE IN DER UMWELT ALS FOLGE DES BERGBAUS IN DEN NEUEN BUNDESLÄNDERN

K. Wichterey

Bundesamt für Strahlenschutz

Leitstelle für Fragen der Radioaktivitätsüberwachung bei erhöhter natürlicher Radioaktivität

Eine Einführung in die Vorgeschichte des mittelalterlichen Bergbaus und des Uranerzbergbaus in den neuen Bundesländern findet sich im Vorbericht [43]. Der Uranerzbergbau und die Erzaufbereitung wurden im Jahr 1990 eingestellt. Seit dem 1. Januar 1991 führt die Wismut GmbH Stilllegungs- und Sanierungsaufgaben durch.

Bezogen auf den geplanten Gesamtumfang der Sanierungsarbeiten sind nunmehr (Stand 2010):

- 90% der Betriebsanlagen abgebrochen,
- 99% der Gruben und Hohlräume verfüllt,
- 93% der Grubengebäude geflutet und gesichert,
- 91% der Halden konturiert,
- 70% der Haldenflächen abgedeckt und
- 64% der beanspruchten Flächen saniert.

In Zusammenarbeit mit den betroffenen Gemeinden und den Trägern öffentlicher Belange war es eines der wesentlichen Ziele der Sanierungsarbeiten, die ehemals bergbaulich genutzten Flächen nach Abschluss der Sanierung einer Nachnutzung zuzuführen. Auch nach Abschluss der Sanierungsarbeiten (etwa in den Jahren 2014/2015) werden langfristige Nachsorgemaßnahmen wie die Wasserbehandlung, das Monitoring und die Qualitätssicherung sowie die

Pflege und Bewirtschaftung sanierter Flächen erforderlich sein [44].

Aus den Hinterlassenschaften des Uranerzbergbaus können natürliche Radionuklide freigesetzt und in die Umwelt eingetragen werden. Darüber hinaus kommt es auch bei den Sanierungstätigkeiten unvermeidlich zur Ableitung und zum Eintrag von radioaktiven Stoffen in die Umweltmedien Luft und Wasser.

In den flüssigen Ableitungen der Wismut GmbH sind Uran und Radium ( $^{226}\text{Ra}$ ) von besonderer Bedeutung. In [Tabelle 7.1](#) sind die Ableitungen von  $^{226}\text{Ra}$  und Uran in die Oberflächengewässer (Vorfluter) Zwickauer Mulde, Elbe, Pleiße und Weiße Elster für die Jahre 1998 bis 2010 zusammengestellt.

Die Ableitungen von radioaktiven Stoffen in die Vorfluter liegen seit Jahren deutlich unter den Genehmigungswerten, unterliegen jedoch witterungsbedingten Schwankungen und werden auch durch den Sanierungsfortschritt wie den Flutungsverlauf, die Anbindung weiterer Sickerwässer und die Erhöhung des Durchsatzes von Wasserbehandlungsanlagen beeinflusst, so dass es teils zu erhöhten Ableitungsmengen kommt.

**Tabelle 7.1**  
Ableitung radioaktiver Stoffe in die Oberflächengewässer im Zeitraum 1998 bis 2010  
(behördlich festgelegte Werte in Klammern)

Zeitraum	Abwassermenge in $10^6\text{m}^3/\text{a}$	Gesamte Ableitung mit dem Abwasser			
		Uran in t/a		$^{226}\text{Ra}$ in GBq/a	
1998	14,7	3,8	(12,8)	4,8	(14,8)
1999	14,7	3,8	(9,4)	2,7	(13,6)
2000	16,1	4,1	(11,3)	3,6	(15,4)
2001	14,3	2,8	(13,1)	0,7	(16,7)
2002	18,4	4,5	(8,4)	0,8	(7,0)
2003	14,6	3,1	(8,2)	0,3	(6,8)
2004	13,9	2,8	(8,2)	0,2	(6,7)
2005	14,8	2,2	(8,0)	0,3	(6,7)
2006	16,3	2,4	(9,0)	0,3	(7,9)
2007	19,2	3,1	(9,0)	0,4	(8,2)
2008	20,2	3,0	(9,1)	0,3	(8,4)
2009	20,9	3,1	(9,5)	0,4	(8,5)
2010	25,0	4,4	(9,7)	0,6	(8,5)



Tabelle 7.2

Ableitung radioaktiver Stoffe mit den Abwettern/Abluft in die Atmosphäre im Zeitraum 1998 bis 2010  
(behördlich festgelegte Werte in Klammern)

Zeitraum	Abwetter/Abluftmengen in $10^9 \text{ m}^3/\text{a}$	Ableitung radioaktiver Stoffe			
		$^{222}\text{Rn}$ in TBq/a		langlebige $\alpha$ -Strahler in MBq/a	
1998	22,1	664,7	(1201,1)	31,3	(137,1)
1999	20,8	491,3	(926,2)	30,3	(107,4)
2000	18,3	380,4	(798,2)	10,0	(99,9)
2001	14,2	316,4	(557,4)	5,3	(101,1)
2002	11,8	260,5	(447,4)	13,9	(101,1)
2003	8,6	168,4	(298,4)	13,2	(83,1)
2004	8,3	147,3	(268,1)	14,0	(82,9)
2005	7,9	105,3	(298,1)	14,7	(79,9)
2006	6,2	80,3	(268,0)	6,5	(78,3)
2007	5,0	65,2	(269,0)	5,4	(78,4)
2008	3,6	92,9	(267,6)	4,9	(77,8)
2009	3,1	98,8	(267,6)	3,1	(77,8)
2010	2,6	101,2	(267,6)	4,6	(77,8)

Wie in den Leitstellenberichten der Vorjahre erläutert, resultiert aus den Ableitungen in die betroffenen Gewässer an keiner Stelle eine nennenswerte Strahlenexposition. Sie kann bei Unterstellung realistischer Nutzungsszenarien im Einzelfall für die kritische Personengruppe bis zu 0,13 mSv pro Jahr (mSv/a) betragen, so dass der geltende Grenzwert von 1 mSv/a für die Bevölkerung weit unterschritten wird.

In [Tabelle 7.2](#) sind die aus den Sanierungsbetrieben der Wismut GmbH in den Jahren von 1998 bis 2010 insgesamt mit der Fortluft in die Atmosphäre abgeleiteten Mengen von  $^{222}\text{Rn}$  und langlebigen Alphastrahlern zusammengestellt.

Die jährlichen Genehmigungswerte wurden im gesamten Zeitraum sowohl bei den Ableitungen von  $^{222}\text{Rn}$  als auch von langlebigen Alphastrahlern ausnahmslos eingehalten. Im Ergebnis der fortschreitenden Verwahrung von untertägigen Grubenfeldern haben sich die Abluftmengen und die Ableitungen von langlebigen Alphastrahlern weiter verringert, stiegen jedoch für  $^{222}\text{Rn}$  in den Jahren 2008 bis 2010 wieder an. Dies ist auf die Anbindung weiterer Grubenfelder und Stollen an die Abwetterschächte nach Beendigung der untertägigen Sanierungsarbeiten im Raum Schlema/Alberoda zurückzuführen. Die daraus resultierende jährliche Strahlenexposition kann hier bis zu 0,5 mSv betragen. An allen Thüringer Standorten sowie im sächsischen Pöhla konnten die

Ableitungen völlig eingestellt werden und sie werden nunmehr fast ausschließlich von den Standorten Schlema/ Alberoda und Königstein verursacht.

Noch heute existiert in Sachsen, Sachsen-Anhalt und Thüringen eine Vielzahl ehemals bergbaulich genutzter Flächen und Hunderte von Halden, in denen die Rückstände des Bergbaus und der Erzaufbereitung deponiert wurden und die nicht mehr in Besitz der Wismut GmbH sind oder aus dem historischen Bergbau stammen. Für die von den zuständigen Landesbehörden zu treffende Entscheidung über Nutzungsmöglichkeiten oder Sanierungsnotwendigkeit hat das Bundesamt für Strahlenschutz einen "Leitfaden zur radiologischen Untersuchung und Bewertung bergbaulicher Altlasten" entwickelt und mit Experten aus Wissenschaft und Praxis sowie den zuständigen Landesbehörden abgestimmt.

Der Leitfaden steht auf der Homepage des BfS ([www.bfs.de/de/ion/anthropg/altlasten/fachinfo/leitfaden.html](http://www.bfs.de/de/ion/anthropg/altlasten/fachinfo/leitfaden.html), FachInfothek „Durch menschlichen Einfluss erhöhte natürliche Strahlenbelastung“) zur Verfügung.

Im Jahr 2009 fand eine Überarbeitung der Berechnungsgrundlagen Bergbau mit Anpassungen an aktuelle Entwicklungen im Strahlenschutz statt. Der Bericht ist unter [nbn-resolving.de/urn:nbn:de:0221-20100329966](http://nbn-resolving.de/urn:nbn:de:0221-20100329966) zu finden.

H. Wildermuth<sup>1</sup>, I. Krof<sup>2</sup>, D. Esch<sup>3</sup>

Bundesamt für Strahlenschutz

<sup>1</sup> Leitstelle für Fortluft aus kerntechnischen Anlagen

<sup>2</sup> Leitstelle für Trinkwasser, Grundwasser, Abwasser, Klärschlamm, Abfälle und Abwasser aus kerntechnischen Anlagen

<sup>3</sup> Strahlenschutz in der Entsorgung

Die mit Fortluft und Abwasser aus Atomkraftwerken abgeleiteten radioaktiven Stoffe tragen zur Strahlenexposition der Bevölkerung bei. Daher sind die Ableitungen zu erfassen und nach Art und Aktivität spezifiziert zu bilanzieren. Im atomrechtlichen Genehmigungsverfahren werden maximale Aktivitätsabgaben mit Fortluft und Abwasser aus kerntechnischen Anlagen festgelegt. Die Ableitungen werden dabei so begrenzt, dass die Einhaltung der nach § 47 der Strahlenschutzverordnung [45] für die Bevölkerung geltenden Dosisgrenzwerte gewährleistet ist. Um die Einhaltung der Dosisgrenzwerte sicher zu stellen, wird die Dosis der Referenzperson so ungünstig wie möglich berechnet.

Da die Schachtanlage Asse seit 2009 dem Atomrecht unterliegt, wird diese Anlage erstmals in diesem Bericht aufgenommen.

Im Berichtszeitraum waren in Deutschland 17 Atomkraftwerksblöcke mit einer elektrischen Bruttoleistung von insgesamt 22 GW in Betrieb. Sie haben zur Stromerzeugung knapp ein Viertel beigetragen. Die Standorte der Atomkraftwerke und die Bruttostromerzeugung sind aus [Abbildung 8.1](#) zu ersehen. In [Tabelle 8.1](#) und [Tabelle 8.2](#) sind die bilanzierten Werte der Ableitung radioaktiver Stoffe mit Fortluft und Abwasser aus Atomkraftwerken in den Jahren 2008 und 2009 zusammengestellt. Die von den zuständigen Behörden genehmigten jährlichen Aktivitätsabgaben sind in allen Fällen eingehalten worden. Die tatsächlichen Jahresableitungen liegen im Allgemeinen weit unter den Genehmigungswerten von beispielsweise ca.  $10^{15}$  Bq für Edelgase und ca.  $10^{10}$  Bq für  $^{131}\text{I}$ .

Aus den Ergebnissen der Emissionsüberwachung wird die Strahlenexposition in der Umgebung der kerntechnischen Anlagen für die in der Strahlenschutzverordnung definierte Referenzperson ermittelt. Die Daten über die Ableitungen radioaktiver Stoffe mit Fortluft und Abwasser aus Atomkraftwerken und die Werte der daraus resultierenden Strahlenexposition werden in den jährlichen Berichten der Bundesregierung an den Deutschen Bundestag über „Umweltradioaktivität und Strahlenbelastung“ und ausführlicher in den gleichnamigen Jahresberichten des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit [46,47,48,49] veröffentlicht.

## Schachtanlage Asse

In der Schachtanlage Asse II wurden zwischen 1908 und 1925 rund 1000000 m<sup>3</sup> Kalisalz (Carnallit) abgebaut. Die feuchten Rückstände aus der Kaliproduktion wurden in das Bergwerk zurückgebracht, um die Abbaukammern wieder zu verfüllen.

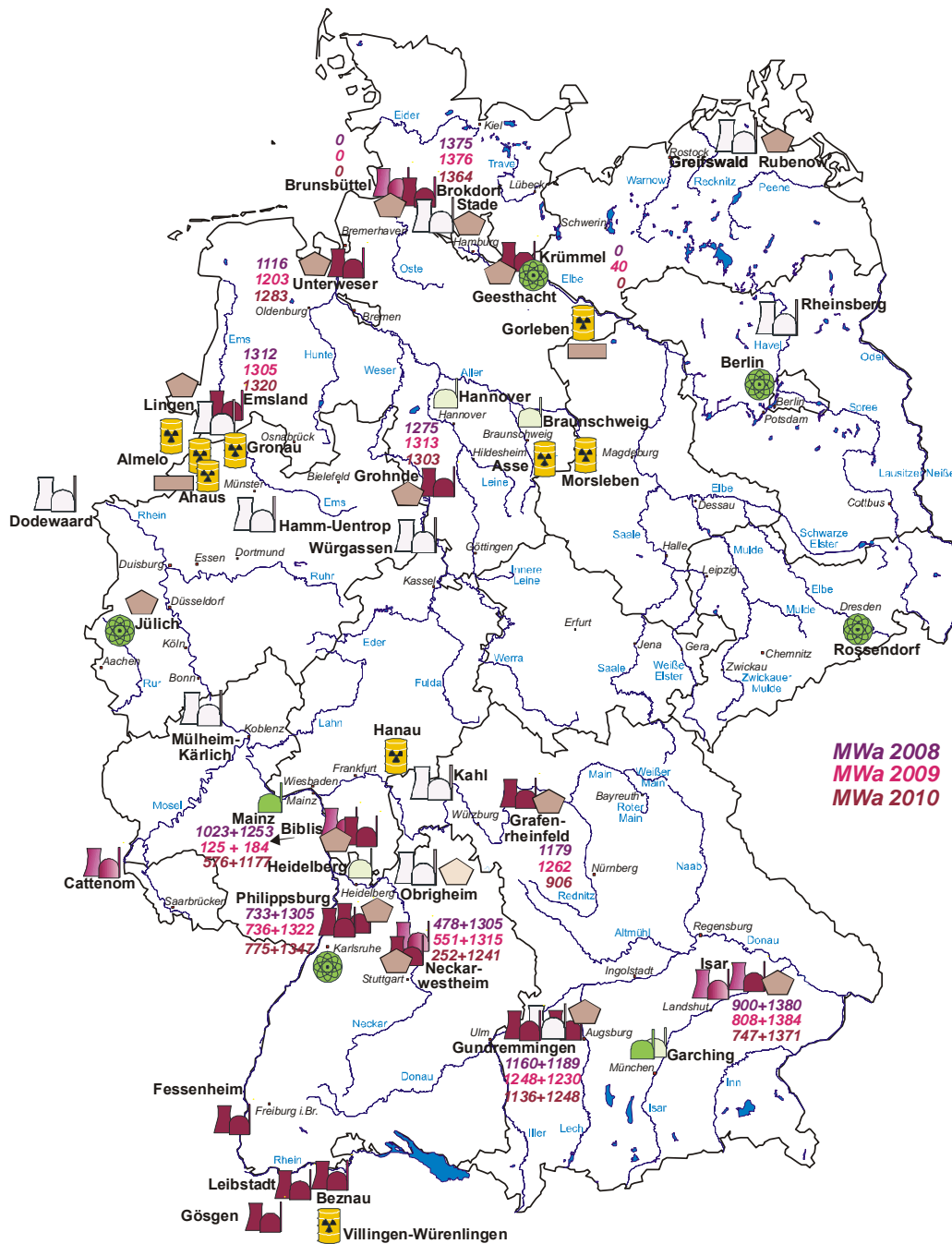
Parallel dazu wurde auch Steinsalz abgebaut. Von 1916 bis 1964 entstanden in der Südflanke des Bergwerks 131 Abbaukammern. Aus ihnen wurden 3350000 m<sup>3</sup> Steinsalz gefördert. Im Zentralteil wurden ab 1927 zusätzlich 450000 m<sup>3</sup> sogenanntes Staßfurt-Steinsalz abgebaut. Die beim Steinsalz-Abbau entstandenen Hohlräume wurden nicht wieder verfüllt.

1965 übernahm das Institut für Tief Lagerung der damaligen Gesellschaft für Strahlenforschung (GSF, Rechtsnachfolger ist das Helmholtz-Zentrum München, HMGU) im Auftrag des Ministeriums für Bildung und Forschung (damals Bundesministerium für Forschung und Technologie) die Schachtanlage.

Nach diversen Umbauten begann im Jahr 1967 die Einlagerung radioaktiver Abfälle. Bis 1978 wurden insgesamt rund 126000 Fässer (Gebinde) mit schwachradioaktiven Abfällen (LAW) und mittelradioaktiven Abfällen (MAW) in das Bergwerk gebracht. Sie lagern in insgesamt dreizehn Abbaukammern: zehn befinden sich in der Südflanke des Grubenbaues in 750 Metern Tiefe, zwei im Zentralteil in 750 und 725 Metern Tiefe. Eine Kammer mit mittelradioaktivem Abfall befindet sich in 511 Metern Tiefe. Eine Neubewertung des Inventars ergab, dass die schwachradioaktiven Abfälle derzeit etwa 79% der radioaktiven Gesamtaktivität der eingelagerten Abfälle ausmachen. Zum 31.12.2009 war laut dem Ergebnis der Neubewertung im Forschungsbergwerk Asse ein Gesamtinventar von  $2,9 \times 10^{15}$  Bq eingelagert.

Am 4. September 2008 haben das Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF), das Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU) und das Niedersächsische Ministerium für Umwelt und Klimaschutz (NMU) entschieden, die Schachtanlage Asse II zukünftig verfahrensrechtlich wie ein Endlager zu behandeln. Entsprechend dieser Vereinbarung wurde die Betreiberschaft der





- Kernkraftwerk in Betrieb
- Forschungseinrichtung
- Standortzwischenlager in Betrieb
- Kernkraftwerk stillgelegt
- Forschungsreaktor in Betrieb
- Zentrallager in Betrieb
- Kerntechnischer Betrieb
- Forschungsreaktor stillgelegt
- Standortzwischenlager beantragt

Abbildung 8.1 Standorte von Atomkraftwerken in der Bundesrepublik Deutschland mit Bruttostromerzeugung in den Jahren 2008 bis 2010 (in MWh) und im benachbarten Ausland sowie weitere kerntechnische Anlagen

Tabelle 8.1

Ableitung radioaktiver Stoffe mit der Fortluft aus Atomkraftwerken in den Jahren 2008 bis 2010

Atomkraftwerk	Jahr	Ableitung mit der Fortluft in Bq				
		Edelgase	Schwebstoffe <sup>b</sup>	<sup>131</sup> I	<sup>14</sup> CO <sub>2</sub>	<sup>3</sup> H
Stade <sup>a</sup>	2008	n.b.	$1,7 \cdot 10^5$	n.b.	$1,6 \cdot 10^9$	$9,2 \cdot 10^9$
	2009	n.b.	$2,7 \cdot 10^4$	n.b.	$2,2 \cdot 10^8$	$6,2 \cdot 10^9$
	2010	n.b.	$6,0 \cdot 10^3$	n.b.	$4,0 \cdot 10^8$	$2,4 \cdot 10^{10}$
Biblis Block A	2008	$3,0 \cdot 10^{11}$	$2,5 \cdot 10^4$	$2,9 \cdot 10^4$	$2,2 \cdot 10^{10}$	$1,4 \cdot 10^{11}$
	2009	$2,8 \cdot 10^{11}$	$1,1 \cdot 10^5$	$8,1 \cdot 10^4$	$3,2 \cdot 10^{10}$	$7,2 \cdot 10^{11}$
	2010	$1,0 \cdot 10^{11}$	n.n.	$6,5 \cdot 10^5$	$1,7 \cdot 10^{10}$	$3,4 \cdot 10^{11}$
Biblis Block B	2008	$4,5 \cdot 10^{10}$	$6,8 \cdot 10^4$	$2,2 \cdot 10^4$	$1,6 \cdot 10^{10}$	$1,1 \cdot 10^{11}$
	2009	$1,8 \cdot 10^{11}$	$3,8 \cdot 10^4$	$3,8 \cdot 10^5$	$6,2 \cdot 10^{10}$	$7,9 \cdot 10^{11}$
	2010	$1,1 \cdot 10^{11}$	n.n.	$1,5 \cdot 10^6$	$2,0 \cdot 10^{10}$	$1,8 \cdot 10^{11}$
Neckarwestheim 1	2008	$4,4 \cdot 10^{11}$	$3,6 \cdot 10^6$	n.n.	$6,0 \cdot 10^9$	$2,3 \cdot 10^{11}$
	2009	$4,1 \cdot 10^{11}$	$7,1 \cdot 10^4$	n.n.	$5,0 \cdot 10^9$	$1,3 \cdot 10^{11}$
	2010	$2,1 \cdot 10^{11}$	$2,2 \cdot 10^4$	n.n.	$5,0 \cdot 10^9$	$1,7 \cdot 10^{11}$
Brunsbüttel	2008	n.n.	$7,1 \cdot 10^7$	n.n.	$1,2 \cdot 10^{11}$	$3,6 \cdot 10^{10}$
	2009	n.n.	$4,2 \cdot 10^7$	n.n.	$3,4 \cdot 10^9$	$6,1 \cdot 10^9$
	2010	n.n.	$1,3 \cdot 10^7$	n.n.	$1,4 \cdot 10^{10}$	$4,8 \cdot 10^9$
Isar 1	2008	$2,3 \cdot 10^{12}$	n.n.	$9,2 \cdot 10^6$	$2,8 \cdot 10^{11}$	$1,0 \cdot 10^{11}$
	2009	$8,5 \cdot 10^{11}$	n.n.	$3,0 \cdot 10^7$	$3,3 \cdot 10^{11}$	$7,7 \cdot 10^{10}$
	2010	$2,8 \cdot 10^{12}$	n.n.	$1,5 \cdot 10^7$	$3,0 \cdot 10^{11}$	$7,1 \cdot 10^{10}$
Unterweser	2008	$3,2 \cdot 10^{12}$	$4,9 \cdot 10^5$	n.n.	$6,1 \cdot 10^9$	$4,7 \cdot 10^{10}$
	2009	$3,2 \cdot 10^{12}$	$6,0 \cdot 10^5$	n.n.	$2,7 \cdot 10^{10}$	$2,0 \cdot 10^{11}$
	2010	$3,1 \cdot 10^{12}$	$4,5 \cdot 10^5$	$1,4 \cdot 10^4$	$2,6 \cdot 10^{10}$	$1,7 \cdot 10^{11}$
Philippsburg 1	2008	$1,0 \cdot 10^{12}$	$1,5 \cdot 10^7$	$2,8 \cdot 10^7$	$4,3 \cdot 10^{11}$	$2,7 \cdot 10^{10}$
	2009	$5,1 \cdot 10^{11}$	$5,4 \cdot 10^6$	$1,7 \cdot 10^7$	$4,0 \cdot 10^{11}$	$3,8 \cdot 10^{10}$
	2010	$1,8 \cdot 10^{12}$	$1,7 \cdot 10^7$	$4,1 \cdot 10^7$	$4,1 \cdot 10^{11}$	$6,2 \cdot 10^{10}$
Grafenrheinfeld	2008	$2,4 \cdot 10^{11}$	$8,3 \cdot 10^5$	n.n.	$6,6 \cdot 10^{10}$	$2,3 \cdot 10^{11}$
	2009	$1,3 \cdot 10^{12}$	$1,1 \cdot 10^6$	n.n.	$1,4 \cdot 10^{11}$	$2,3 \cdot 10^{11}$
	2010	$4,9 \cdot 10^{12}$	$6,5 \cdot 10^6$	$9,1 \cdot 10^5$	$1,4 \cdot 10^{11}$	$2,3 \cdot 10^{11}$
Krümmel	2008	n.n.	$1,6 \cdot 10^6$	n.n.	$3,9 \cdot 10^{10}$	$1,0 \cdot 10^{10}$
	2009	$2,7 \cdot 10^{10}$	$3,3 \cdot 10^6$	$9,5 \cdot 10^5$	$2,5 \cdot 10^{10}$	$5,5 \cdot 10^9$
	2010	n.n.	$1,2 \cdot 10^6$	n.n.	$2,9 \cdot 10^{10}$	$2,5 \cdot 10^9$
Gundremmingen Block B und C	2008	$2,5 \cdot 10^{12}$	$7,7 \cdot 10^4$	$1,1 \cdot 10^7$	$8,1 \cdot 10^{11}$	$5,3 \cdot 10^{11}$
	2009	$2,2 \cdot 10^{12}$	n.n.	$1,7 \cdot 10^7$	$7,9 \cdot 10^{11}$	$4,8 \cdot 10^{11}$
	2010	$5,0 \cdot 10^{12}$	n.n.	$2,1 \cdot 10^7$	$8,4 \cdot 10^{11}$	$5,6 \cdot 10^{11}$
Grohnde	2008	$2,3 \cdot 10^{12}$	$7,6 \cdot 10^5$	$9,2 \cdot 10^6$	$5,2 \cdot 10^{10}$	$3,7 \cdot 10^{11}$
	2009	$1,5 \cdot 10^{12}$	$1,1 \cdot 10^6$	$9,9 \cdot 10^5$	$5,1 \cdot 10^{10}$	$2,0 \cdot 10^{11}$
	2010	$2,4 \cdot 10^{12}$	$8,1 \cdot 10^4$	$6,3 \cdot 10^6$	$6,1 \cdot 10^{10}$	$2,2 \cdot 10^{11}$
Philippsburg 2	2008	$2,3 \cdot 10^{12}$	$3,0 \cdot 10^5$	$4,6 \cdot 10^3$	$2,5 \cdot 10^{10}$	$1,1 \cdot 10^{11}$
	2009	$9,1 \cdot 10^{11}$	$7,8 \cdot 10^5$	n.n.	$2,9 \cdot 10^{10}$	$1,9 \cdot 10^{10}$
	2010	$1,1 \cdot 10^{12}$	$1,2 \cdot 10^5$	$8,3 \cdot 10^5$	$2,4 \cdot 10^{10}$	$1,2 \cdot 10^{10}$
Brokdorf	2008	$5,2 \cdot 10^{11}$	n.n.	n.n.	$1,2 \cdot 10^{11}$	$2,7 \cdot 10^{11}$
	2009	$2,9 \cdot 10^{11}$	n.n.	n.n.	$1,5 \cdot 10^{11}$	$3,1 \cdot 10^{11}$
	2010	$4,8 \cdot 10^{11}$	$3,4 \cdot 10^4$	$1,7 \cdot 10^5$	$1,8 \cdot 10^{11}$	$3,4 \cdot 10^{11}$
Isar 2	2008	$6,3 \cdot 10^{11}$	n.n.	n.n.	$4,4 \cdot 10^{11}$	$2,9 \cdot 10^{11}$
	2009	$3,4 \cdot 10^{11}$	n.n.	n.n.	$8,3 \cdot 10^{10}$	$2,4 \cdot 10^{11}$
	2010	$4,0 \cdot 10^{11}$	n.n.	n.n.	$9,0 \cdot 10^{10}$	$2,9 \cdot 10^{11}$

Tabelle 8.1

Ableitung radioaktiver Stoffe mit der Fortluft aus Atomkraftwerken in den Jahren 2008 bis 2010

Atomkraftwerk	Jahr	Ableitung mit der Fortluft in Bq				
		Edelgase	Schwebstoffe <sup>b</sup>	<sup>131</sup> I	<sup>14</sup> CO <sub>2</sub>	<sup>3</sup> H
Emsland	2008	$1,7 \cdot 10^{11}$	n.n.	n.n.	$1,5 \cdot 10^{11}$	$1,6 \cdot 10^{12}$
	2009	$1,6 \cdot 10^{11}$	n.n.	n.n.	$2,2 \cdot 10^{11}$	$9,4 \cdot 10^{11}$
	2010	$2,5 \cdot 10^{11}$	n.n.	n.n.	$2,1 \cdot 10^{11}$	$1,1 \cdot 10^{12}$
Neckarwestheim 2	2008	$3,3 \cdot 10^{11}$	$2,3 \cdot 10^4$	n.n.	$1,1 \cdot 10^{11}$	$2,2 \cdot 10^{11}$
	2009	$5,8 \cdot 10^{11}$	$6,9 \cdot 10^4$	$9,6 \cdot 10^4$	$2,3 \cdot 10^{11}$	$2,0 \cdot 10^{11}$
	2010	$3,1 \cdot 10^{11}$	$4,3 \cdot 10^4$	n.n.	$7,6 \cdot 10^{10}$	$8,8 \cdot 10^{10}$

a Anlage stillgelegt

b Halbwertszeit > 8 Tage, ohne <sup>131</sup>I, einschließlich Strontium und Alphastrahler

n.n. nicht nachgewiesen (Aktivitätsableitung unter Nachweisgrenze)

n.b. nicht bestimmt

Tabelle 8.2

Ableitung radioaktiver Stoffe mit dem Abwasser aus Atomkraftwerken in den Jahren 2008 bis 2010

Atomkraftwerk	Jahr	Ableitung mit dem Abwasser in Bq		
		Spalt- und Aktivierungsprodukte (außer Tritium)	<sup>3</sup> H	Alpha-Strahler
Stade <sup>a</sup>	2008	$9,8 \cdot 10^6$	$4,9 \cdot 10^{10}$	$1,5 \cdot 10^4$
	2009	$7,4 \cdot 10^6$	$6,5 \cdot 10^{10}$	$6,3 \cdot 10^4$
	2010	$2,0 \cdot 10^7$	$7,8 \cdot 10^9$	$2,7 \cdot 10^4$
Biblis Block A	2008	$2,0 \cdot 10^7$	$7,6 \cdot 10^{12}$	n.n.
	2009	$8,6 \cdot 10^7$	$1,1 \cdot 10^{13}$	n.n.
	2010	$3,6 \cdot 10^7$	$4,9 \cdot 10^{12}$	n.n.
Biblis Block B	2008	$1,1 \cdot 10^7$	$1,1 \cdot 10^{13}$	n.n.
	2009	$1,0 \cdot 10^8$	$8,8 \cdot 10^{12}$	n.n.
	2010	$3,1 \cdot 10^7$	$1,5 \cdot 10^{13}$	n.n.
Neckarwestheim 1	2008	$1,2 \cdot 10^6$	$5,1 \cdot 10^{12}$	n.n.
	2009	n.n.	$7,8 \cdot 10^{12}$	n.n.
	2010	n.n.	$4,4 \cdot 10^{12}$	n.n.
Brunsbüttel	2008	$1,1 \cdot 10^8$	$4,6 \cdot 10^{10}$	n.n.
	2009	$4,6 \cdot 10^7$	$1,7 \cdot 10^{10}$	n.n.
	2010	$1,6 \cdot 10^7$	$7,4 \cdot 10^9$	n.n.
Isar 1	2008	$1,9 \cdot 10^7$	$2,7 \cdot 10^{11}$	n.n.
	2009	$9,0 \cdot 10^7$	$5,0 \cdot 10^{11}$	n.n.
	2010	$5,6 \cdot 10^7$	$7,1 \cdot 10^{11}$	n.n.
Unterweser	2008	$8,3 \cdot 10^7$	$1,9 \cdot 10^{13}$	n.n.
	2009	$8,6 \cdot 10^7$	$1,9 \cdot 10^{13}$	n.n.
	2010	$8,8 \cdot 10^7$	$2,0 \cdot 10^{13}$	n.n.
Philippsburg 1	2008	$8,1 \cdot 10^7$	$3,8 \cdot 10^{11}$	n.n.
	2009	$9,1 \cdot 10^7$	$4,6 \cdot 10^{11}$	n.n.
	2010	$1,4 \cdot 10^8$	$6,7 \cdot 10^{11}$	n.n.
Grafenrheinfeld	2008	$2,6 \cdot 10^7$	$1,5 \cdot 10^{13}$	n.n.
	2009	$2,4 \cdot 10^7$	$2,7 \cdot 10^{13}$	n.n.
	2010	$4,9 \cdot 10^8$	$1,7 \cdot 10^{13}$	n.n.
Krümmel	2008	n.n.	$7,1 \cdot 10^{10}$	n.n.
	2009	$4,5 \cdot 10^5$	$6,5 \cdot 10^{10}$	n.n.
	2010	n.n.	$1,9 \cdot 10^{10}$	n.n.

Tabelle 8.2

Ableitung radioaktiver Stoffe mit dem Abwasser aus Atomkraftwerken in den Jahren 2008 bis 2010

Atomkraftwerk	Jahr	Ableitung mit dem Abwasser in Bq		
		Spalt- und Aktivierungsprodukte (außer Tritium)	<sup>3</sup> H	Alpha-Strahler
Gundremmingen Block B und C	2008	$8,6 \cdot 10^8$	$3,4 \cdot 10^{12}$	n.n.
	2009	$9,4 \cdot 10^8$	$3,0 \cdot 10^{12}$	n.n.
	2010	$1,2 \cdot 10^9$	$3,6 \cdot 10^{12}$	n.n.
Grohnde	2008	$2,5 \cdot 10^8$	$2,1 \cdot 10^{13}$	n.n.
	2009	$1,9 \cdot 10^7$	$2,4 \cdot 10^{13}$	n.n.
	2010	$7,4 \cdot 10^6$	$2,2 \cdot 10^{13}$	n.n.
Philippsburg 2	2008	$7,7 \cdot 10^7$	$1,7 \cdot 10^{13}$	n.n.
	2009	$3,9 \cdot 10^7$	$1,7 \cdot 10^{13}$	n.n.
	2010	$5,6 \cdot 10^7$	$1,4 \cdot 10^{13}$	n.n.
Brokdorf	2008	n.n.	$2,2 \cdot 10^{13}$	n.n.
	2009	n.n.	$2,0 \cdot 10^{13}$	n.n.
	2010	$2,1 \cdot 10^6$	$2,2 \cdot 10^{13}$	n.n.
Isar 2	2008	$3,4 \cdot 10^6$	$2,3 \cdot 10^{13}$	n.n.
	2009	n.n.	$2,5 \cdot 10^{13}$	n.n.
	2010	$2,1 \cdot 10^6$	$2,7 \cdot 10^{13}$	n.n.
Emsland	2008	n.n.	$2,0 \cdot 10^{13}$	n.n.
	2009	n.n.	$1,5 \cdot 10^{13}$	n.n.
	2010	n.n.	$2,5 \cdot 10^{13}$	n.n.
Neckarwestheim 2	2008	$3,7 \cdot 10^5$	$2,1 \cdot 10^{13}$	n.n.
	2009	n.n.	$2,7 \cdot 10^{13}$	n.n.
	2010	n.n.	$2,0 \cdot 10^{13}$	n.n.
Greifswald Block 1-5 <sup>a</sup>	2008	$1,2 \cdot 10^7$	$2,7 \cdot 10^9$	n.n.
	2009	n.n.	$8,7 \cdot 10^8$	n.n.
	2010	$3,6 \cdot 10^5$	$4,7 \cdot 10^8$	n.n.
Rheinsberg <sup>a</sup>	2008	$5,2 \cdot 10^6$	$1,7 \cdot 10^9$	$4,6 \cdot 10^5$
	2009	$5,8 \cdot 10^6$	$7,3 \cdot 10^8$	n.n.
	2010	$9,2 \cdot 10^6$	$1,4 \cdot 10^9$	$1,6 \cdot 10^5$
Mülheim-Kärlich <sup>a</sup>	2008	$1,3 \cdot 10^7$	$2,5 \cdot 10^8$	n.n.
	2009	$7,2 \cdot 10^6$	$2,0 \cdot 10^8$	n.n.
	2010	$9,8 \cdot 10^6$	$4,8 \cdot 10^7$	n.n.
Obrigheim <sup>a</sup>	2008	$9,6 \cdot 10^7$	$9,5 \cdot 10^{10}$	$6,5 \cdot 10^4$
	2009	$3,8 \cdot 10^8$	$1,2 \cdot 10^{10}$	n.n.
	2010	$2,0 \cdot 10^9$	$1,5 \cdot 10^{11}$	$1,8 \cdot 10^5$
Lingen <sup>a</sup>	2008	$2,5 \cdot 10^6$	$3,6 \cdot 10^7$	$2,5 \cdot 10^3$
	2009	$2,6 \cdot 10^6$	$9,2 \cdot 10^5$	n.n.
	2010	$1,7 \cdot 10^6$	$4,7 \cdot 10^5$	$1,3 \cdot 10^3$
Würgassen <sup>a</sup>	2008	$1,5 \cdot 10^7$	$3,9 \cdot 10^{10}$	n.n.
	2009	$6,7 \cdot 10^6$	$2,9 \cdot 10^9$	n.n.
	2010	$2,9 \cdot 10^6$	$5,1 \cdot 10^8$	n.n.

a Anlage stillgelegt  
n.n. nicht nachgewiesen (Aktivitätsableitung unter Nachweisgrenze)

Asse zum 1. Januar 2009 vom Helmholtz-Zentrum München (HMGU) dem Bundesamt für Strahlenschutz (BfS) übertragen.

Mit dem Wechsel der Betreiberschaft und der verfahrensrechtlichen Behandlung als Endlager für radioaktive Abfälle wurde auch das Berechnungsverfahren für die potenzielle Strahlenexposition in der Umgebung durch die Ableitung radioaktiver Stoffe mit

der Fortluft und dem Abwasser dem für kerntechnische Anlagen üblichen Verfahren angepasst.

In den Jahren 2009 und 2010 wurden aus der Schachtanlage Asse keine radioaktiven Stoffe mit dem Abwasser abgeleitet. Die Strahlenexposition in der Umgebung der Schachtanlage Asse resultiert daher ausschließlich aus Ableitungen über den Luftpfad. Für die der Schachtanlage aus dem Nebenge-

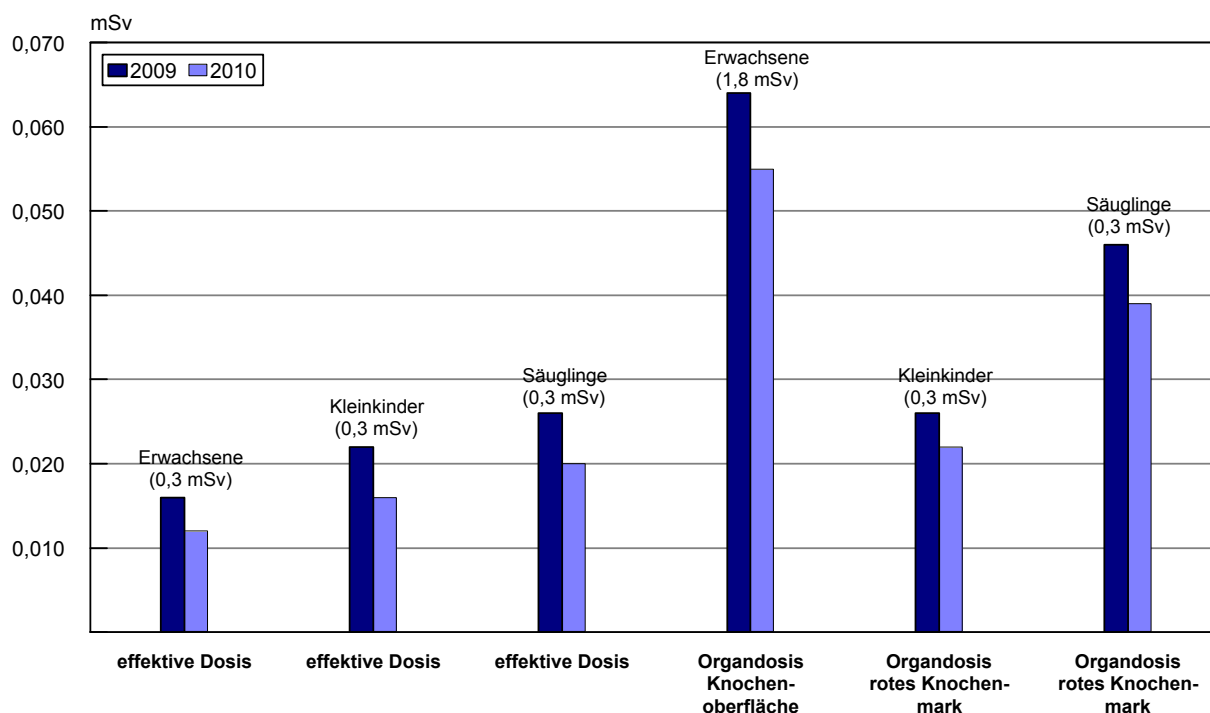
stein zutretende Salzlösung wurde das Lösungsmanagement der Schachanlage Asse umgestellt und für die Entsorgung der abzugebenden Zutrittslösung ein Freigabekonzept nach § 29 StrlSchV erarbeitet, das seit Ende 2008 zur Anwendung kommt.

Die Strahlenexpositionen in den Jahren 2009 und 2010 in Folge der Ableitungen sind in [Abbildung 8.2](#) aufgeführt.

Der durch die Ableitung radioaktiver Stoffe mit der Fortluft ermittelte obere Wert der effektiven Dosis betrug 2010 für Erwachsene 0,012 mSv, für Kleinkinder (Altersgruppe 1 bis 2 Jahre) 0,016 mSv und für Säuglinge 0,020 mSv. Dies sind ca. 4,0%, 5,3% und 6,7% des Grenzwertes gemäß Strahlenschutzverordnung. Die Dosis für das kritische Organ (rotes Knochenmark für Säuglinge unter einem Jahr und Kleinkinder im Alter von 1 bis 2 Jahren; Knochenoberfläche für Erwachsene) wurde mit 0,039 mSv für Säuglinge, 0,022 mSv für Kleinkinder und 0,055 mSv für Erwachsene ermittelt. Dies sind ca. 13,0%, 7,3% und 3,1% des zulässigen Grenzwertes.

## Bewertung

Die Genehmigungswerte für die Ableitung radioaktiver Stoffe mit Fortluft und Abwasser aus Atomkraftwerken werden in den meisten Fällen nur zu einem geringen Bruchteil ausgeschöpft. Somit unterschreiten auch die aus den Aktivitätsableitungen berechneten Werte der jährlichen Strahlenexposition erheblich die in der Strahlenschutzverordnung festgelegten Dosisgrenzwerte von beispielsweise 0,3 mSv für die effektive Dosis und 0,9 mSv für die Schilddrüsendosis. Die mit den ungünstigen Annahmen, die für die Referenzperson vorgegeben sind, berechneten Expositionswerte in der Umgebung der Atomkraftwerke liegen in der Regel unter 0,01 mSv pro Jahr; mit realistischeren Annahmen ergeben sich deutlich kleinere Dosiswerte. Eine effektive Dosis von 0,01 mSv entspricht weniger als einem Hundertstel der jährlichen effektiven Dosis durch natürliche Strahlenquellen, die in Deutschland im Mittel 2 bis 3 mSv beträgt und je nach örtlichen Gegebenheiten bis zu 10 mSv erreichen kann.



**Abbildung 8.2**  
Strahlenexposition in der Umgebung der Schachanlage Asse durch die Ableitung radioaktiver Stoffe mit der Fortluft (oberer Wert, Grenzwerte in Klammern)

# 9

## MESSNETZ FÜR LUFT UND NIEDERSCHLAG

A. Dalheimer, J Barth, T. Steinkopff

Deutscher Wetterdienst, Zentrale Offenbach/Main  
Leitstelle für Luft und Niederschlag

Das Bundesamt für Strahlenschutz (BfS), der Deutsche Wetterdienst (DWD) und die Physikalisch-Technische Bundesanstalt (PTB) sind mit der Überwachung der Radioaktivität in der Atmosphäre gesetzlich beauftragt.

Die Messnetze des BfS und des DWD sowie dessen radiochemisches Zentrallabor in Offenbach sind Bestandteile des Integrierten Mess- und Informationssystems zur Überwachung der Umweltradioaktivität (IMIS). Detaillierte Angaben zu den Messnetzen finden sich im Internet unter [www.bfs.de/ion/imis](http://www.bfs.de/ion/imis) bzw. auf den Folgeseiten von [www.dwd.de](http://www.dwd.de) sowie in den Berichten der vorangegangenen Jahre.

Zusätzlich werden vom BfS, dem DWD, der PTB und dem Helmholtz-Zentrum München Untersuchungen im Rahmen der Spurenanalyse durchgeführt (Kapitel 10).

Die erhobenen Daten werden nicht nur für IMIS verwendet, sondern auch im Rahmen der europaweiten Überwachung der Umweltradioaktivität für den internationalen Datenaustausch und die EU-Berichterstattung bereitgestellt.

### Radioaktive Stoffe in der Luft und im Niederschlag

Die Radioaktivität in der Luft und im Niederschlag wird an 48 Messstellen des synoptisch-klimatologischen Messnetzes des Deutschen Wetterdienstes (DWD) ständig überwacht. Zusätzlich werden die an den Messstellen genommenen Luftfilterproben in den radiochemischen Labors in Offenbach auf ihre Aktivität hin untersucht. Zusätzlich wird auch die natürliche Radioaktivität in der Luft als Aktivitätskonzentration der aerosolpartikelgebundenen Radonfolgeprodukte  $^{214}\text{Pb}$  und  $^{214}\text{Bi}$  kontinuierlich registriert. Für künstliche Radionuklide wie zum Beispiel  $^{131}\text{I}$  und  $^{137}\text{Cs}$  liegen im Normalbetrieb die berechneten Nachweisgrenzen der Luftmonitore zwischen  $5 \text{ mBq/m}^3$  und  $10 \text{ mBq/m}^3$ . An allen Messstellen werden zudem über einen Zeitraum von einer Woche Filter mit Luft besaugt und im Anschluss gamma-spektrometrisch mit einer Nachweisgrenze von  $0,2 \mu\text{Bq/m}^3$  bis  $1 \mu\text{Bq/m}^3$  auf  $^{137}\text{Cs}$  untersucht.

Die langjährige Messreihe der langlebigen Gesamt- $\beta$ -Aktivität in der Luft wurde fortgesetzt. Der Wert wurde arithmetisch über 17 Messstationen gemittelt.

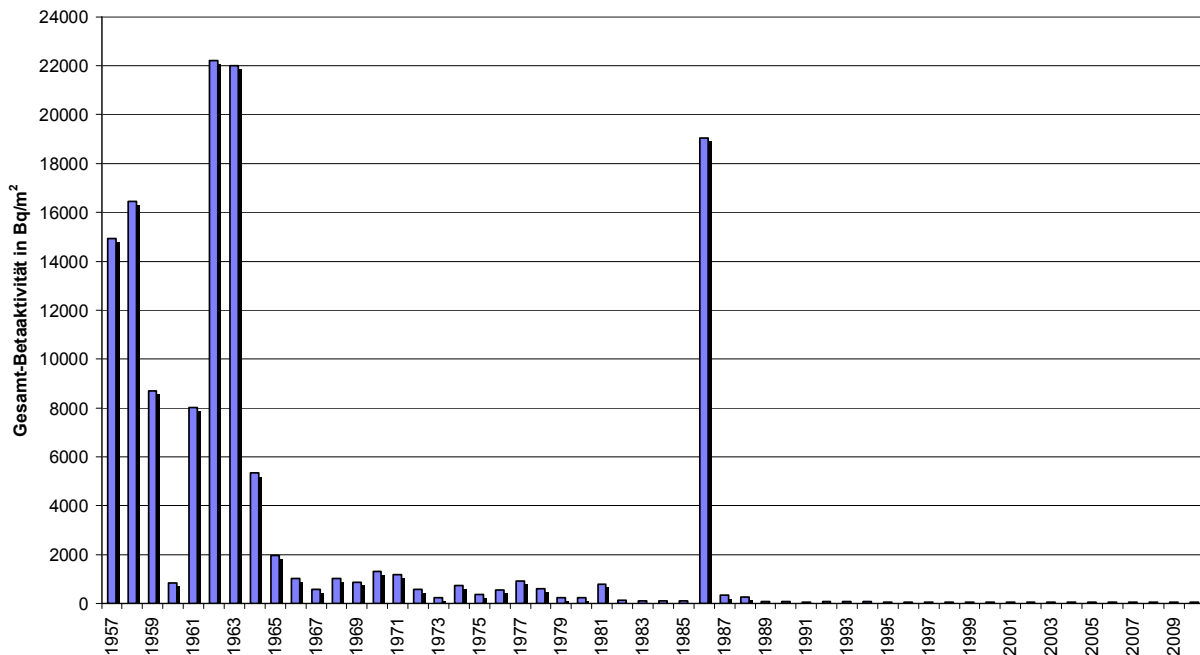


Abbildung 9.1  
Langlebige Gesamtbetaaktivität im Niederschlag - Jahresmittelwert der Jahressummen an den DWD-Stationen



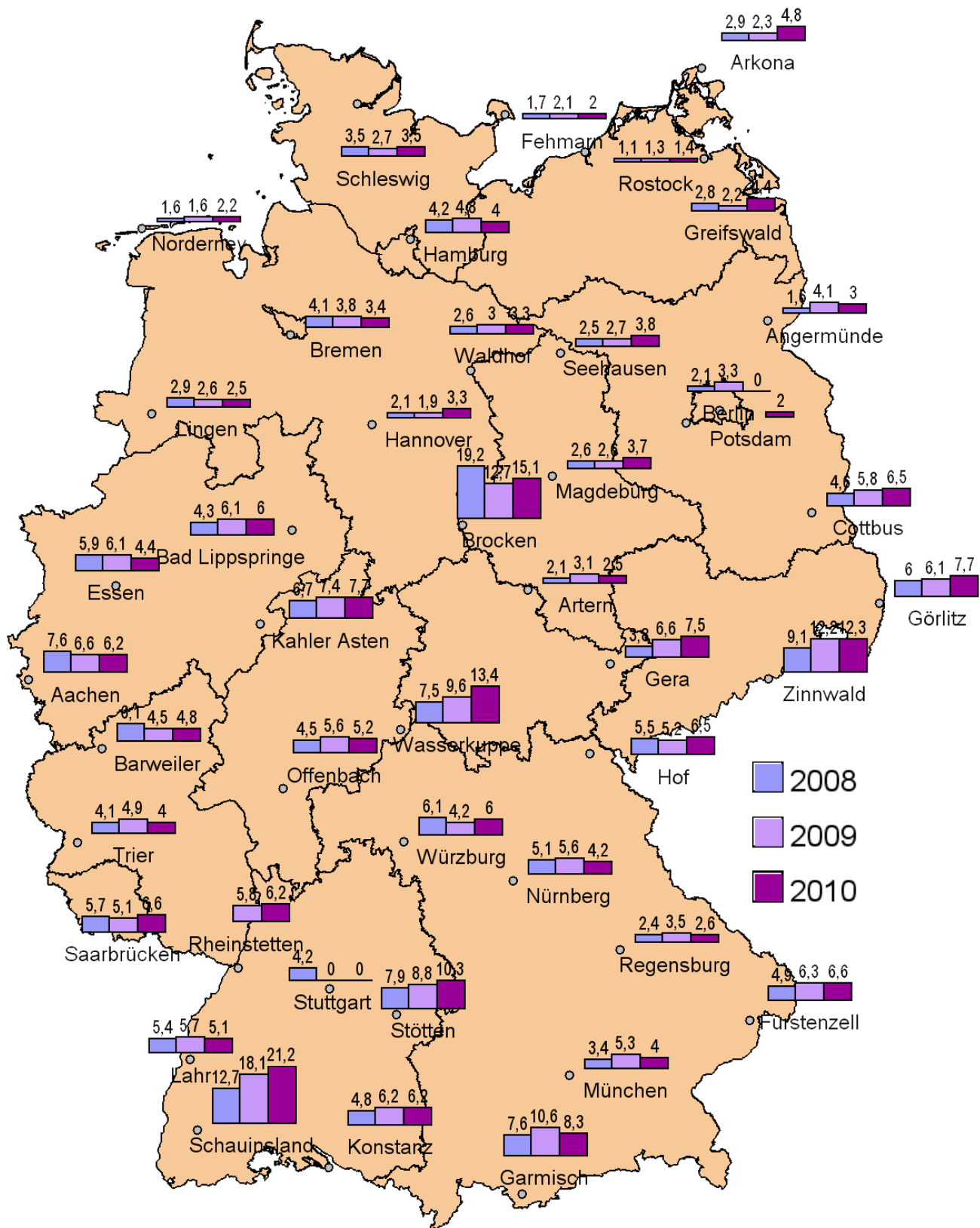
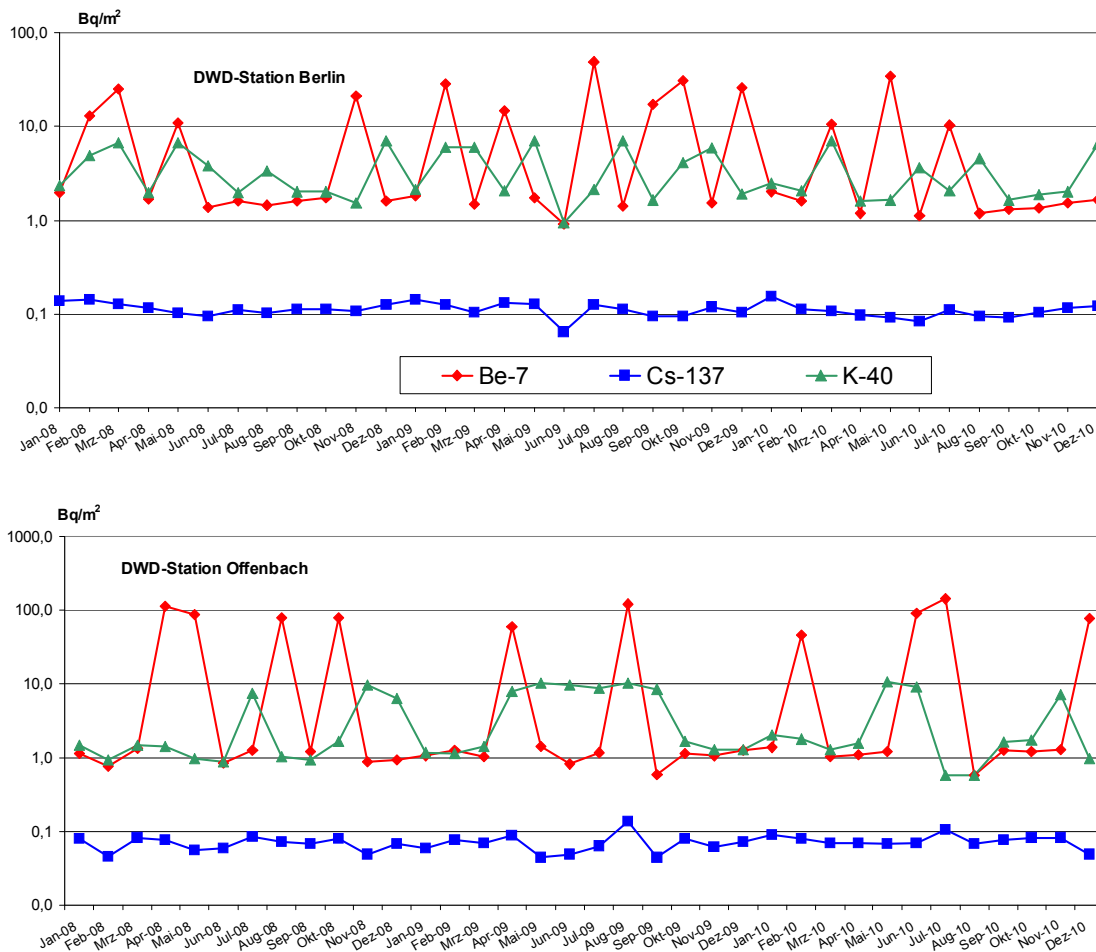


Abbildung 9.2

Dem Erdboden im Mittel pro Monat durch Niederschläge in den Jahren 2008 bis 2010 zugeführte Gesamtbetaaktivität in Bq/m<sup>2</sup>



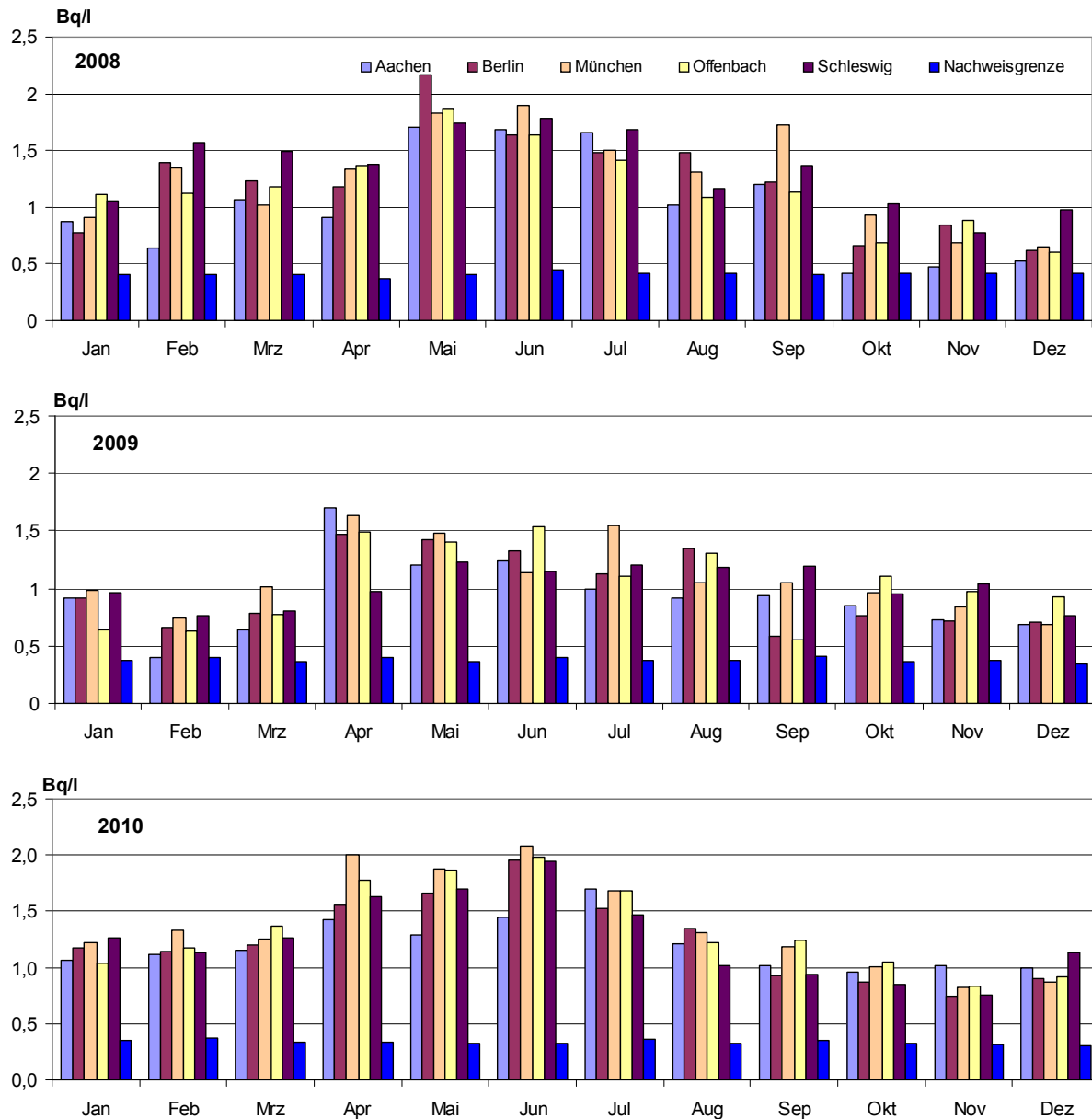
**Abbildung 9.3**  
**Deposition einzelner Nuklide in den Jahren 2008 bis 2010 (Monatswerte der pro Flächeneinheit deponierten Aktivität)**

Für das Jahr 2008 wurde ein Mittelwert von  $0,5 \text{ mBq/m}^3$  und für 2009 ein Mittelwert von  $0,6 \text{ mBq/m}^3$  ermittelt. Die Werte sind vergleichbar mit den Werten vor dem Reaktorunfall vor Tschernobyl und spiegeln im Wesentlichen die Aktivität des langlebigen Radionuklids  $^{40}\text{K}$  wider.

Für den Niederschlag wurde eine bis zum Jahr 1957 zurückgehende Messreihe für die Gesamt- $\beta$ -Aktivität, gemittelt über alle Messstationen des DWD, fortgesetzt (Abbildung 9.1). Auch in den Jahren 2008 und 2009 ließen sich keine künstlichen Radionuklide nachweisen. Die Messungen der langlebigen Gesamt- $\beta$ -Aktivität im Niederschlag ergaben für die Deposition einen über 48 Messstationen gemittelten Wert aus den stationsspezifischen Jahressummen von  $59 \text{ Bq/m}^2$  für das Jahr 2008 und  $65 \text{ Bq/m}^2$  für das Jahr 2009. Diese Werte lassen sich durch die Anwesenheit natürlicher Radionuklide und deren langlebiger Betaaktivität erklären. Die stationsspezifischen mittleren Monatssummen der deponierten Gesamt- $\beta$ -Aktivität zeigt [Abbildung 9.2](#).

Die Werte für die auf einzelne Radionuklide bezogene Deposition wurden anhand der vollständig eingedampften Monatsniederschlagsproben gammaspektrometrisch ermittelt. Exemplarisch zeigt [Abbildung 9.3](#) für die Jahre 2008 und 2009 anhand der Messstationen Berlin und Offenbach die Messergebnisse für die Deposition von  $^7\text{Be}$ ,  $^{40}\text{K}$  und  $^{137}\text{Cs}$ . Für  $^{137}\text{Cs}$  wurden keine Werte oberhalb der berechneten Nachweisgrenzen zwischen  $15 \text{ mBq/m}^2$  und ca.  $250 \text{ mBq/m}^2$  je nach Standort, Niederschlagsmenge und Detektor festgestellt. Für  $^{90}\text{Sr}$  wurden Nachweisgrenzen zwischen  $5 \text{ mBq/m}^2$  und  $93 \text{ mBq/m}^2$  erreicht, für  $^{(239+240)}\text{Pu}$  Nachweisgrenzen zwischen  $0,4 \text{ mBq/m}^2$  und  $1,7 \text{ mBq/m}^2$ , jeweils abhängig von der Niederschlagsmenge.

Mittels radiochemischer Trennverfahren wurden im Labor Analysen der Aerosol- und der Niederschlagsproben von den Stationen Berlin, München, Offenbach und Schleswig bezogen auf ein Sammelintervall von einem Monat zur Bestimmung von  $^{90}\text{Sr}$  und einzelner Uran-, Plutonium- und Americium-Isotope sowie für Tritium im Nieder-



**Abbildung 9.4**  
**Aktivitätskonzentration von Tritium im Niederschlag an DWD-Stationen in den Jahren 2008 bis 2010**

schlag durchgeführt. Für die  $^{90}\text{Sr}$ -Bestimmung und zur Analyse der Alpha-Strahler wird die Extraktionschromatographie bzw. ein Ionenaustauschverfahren eingesetzt.

Die Nachweisempfindlichkeit für Tritium als HTO im Niederschlag wurde durch ein elektrolytisches Anreicherungsverfahren um den Faktor 10 verbessert. Die Ergebnisse für die Stationen Berlin, München, Offenbach und Schleswig sowie ergänzend Aachen für das Jahr 2010 weisen Messwerte zwischen 0,75 Bq/l und 2,08 Bq (Abbildung 9.4) aus.

Sowohl in der Luft als auch im Niederschlag wurden keine Werte registriert, die oberhalb des vor dem Reaktorunfall von Tschernobyl gemessenen Pegels lagen. Die aufwändigen Messverfahren im Spurenbereich lassen bereits frühzeitig auch nur langsam stattfindende Veränderungen weit unterhalb des aus heutiger Sicht radiologischen Gefährdungspotenzials erkennen.

Daher liegt auch weiterhin ein besonderes Augenmerk auf der fortgesetzten Verbesserung von Probenentnahme- und Messsystemen, die eine schnelle Datenauswertung erlauben.

# 10 SPURENMESSUNG IN DER BODENNAHEN LUFT

J. Bieringer<sup>1</sup>, T. Steinkopf<sup>2</sup>, H. Wershofen<sup>3</sup>

<sup>1</sup> Bundesamt für Strahlenschutz  
Leitstelle für die Überwachung der atmosphärischen Radioaktivität

<sup>2</sup> Deutscher Wetterdienst, Zentral Offenbach/Main  
Leitstelle für Luft und Niederschlag

<sup>3</sup> Physikalisch-Technische Bundesanstalt, Braunschweig  
Leitstelle für Aktivitätsnormale und Radionuklidaten

## Spurenmessstelle Freiburg/Schauinsland (BfS)

### Edelgase

Bei den im Rahmen der Spurenanalyse durchgeführten Edelgasmessungen werden Luftproben unter anderem auf ihren Gehalt an radioaktivem Xenon und <sup>85</sup>Kr untersucht. Während <sup>85</sup>Kr überwiegend bei der Wiederaufarbeitung von Kernbrennstoffen in die Atmosphäre freigesetzt wird, stellt <sup>133</sup>Xe mit einer Halbwertszeit von 5,27 Tagen den Hauptbestandteil im bestimmungsgemäßen Betrieb der Edelgasableitungen von Kernkraftwerken dar.

Eine ausführliche Darstellung der Messergebnisse für Krypton-85 und Radioxenon für die Jahre 2008 und 2009 findet man in den Berichten des BMU über Umweltradioaktivität und Strahlenbelastung [49,51].

Unabhängig von den Spurenmessungen des BfS wird im Rahmen der Überwachung der Einhaltung des Kernwaffenteststoppabkommens (Comprehensive Test-Ban Treaty, CTBT) an der Station Schauinsland des BfS eine Radionuklidmessstation (RN 33) betrieben. Sie beinhaltet automatische arbeitende Systeme für den nuklidspezifischen Nachweis aerosolpartikelgebundener Radioaktivität sowie für den Nachweis der radioaktiven Xenon-Isotope <sup>135</sup>Xe, <sup>133m</sup>Xe, <sup>133</sup>Xe und <sup>131m</sup>Xe. Das für die Edelgasmessungen verwendete System ermöglicht die nuklidspezifische Analyse des in der Luft enthaltenen Radioxenons mit einer Nachweisgrenze von zurzeit ca. 0,3 mBq/m<sup>3</sup> Luft, bezogen auf <sup>133</sup>Xe im Tagesmittel.

Die Summe der Beiträge von <sup>85</sup>Kr und <sup>133</sup>Xe zur Ortsdosisleistung liegt unter 30 nSv/a und ist gegenüber den durchschnittlichen Werten der Ortsdosisleistung in Deutschland sehr gering.

Zeitgleich mit dem Zwischenfall im slowenischen Kernkraftwerk Krško im Juni 2008 wurden in der Woche vom 02.06. bis 09.06.2008 in den Edelgasproben von Freiburg, Schauinsland und Perl erstmalig

gleichzeitig erhöhte <sup>85</sup>Kr und <sup>133</sup>Xe-Aktivitätskonzentrationen gemessen. Die Analyse der in diesem Zeitraum genommenen Tagesproben zeigte, dass der maximale Eintrag in die Tagesprobe vom 05.06 auf 06.06.2008 erfolgt ist. In diesen Proben wurden Aktivitätskonzentrationen für <sup>85</sup>Kr mit 5,24 Bq/m<sup>3</sup> Luft (Normalpegel: ca. 1,5 Bq/m<sup>3</sup> Luft), für <sup>133</sup>Xe mit 87,3 mBq/m<sup>3</sup> Luft (Normalpegel: unter 10 mBq/m<sup>3</sup>) bestimmt. Die berechneten Rückwärtstrajektorien verliefen sowohl über den bekannten <sup>85</sup>Kr-Emittenten La Hague als auch über den bekannten <sup>133</sup>Xe-Emittenten in Fleurus (Isotopenproduktionsanlage), so dass eine gleichzeitige Erhöhung beider Isotope erklärbar ist. Die nördlichen Probenentnahmestationen wurden von den Emissionen nicht berührt.

### Aerosolpartikelgebundene Radionuklide

Für spurenanalytische Messungen der aerosolgebundenen Radioaktivität werden wöchentlich beaufschlagte Staubfilter verwendet, die zunächst  $\gamma$ -spektrometrisch ausgewertet werden. Eine ausführliche Darstellung der Messergebnisse für die Jahre 2008 und 2009 ist ebenfalls in den Berichten des BMU über Umweltradioaktivität und Strahlenbelastung zu entnehmen [49].

Im November 2009 wurde an der Station Schauinsland ein neuer Hochvolumensammler installiert. Er soll nach einer halbjährigen Testphase im Parallelbetrieb den alten, seit 1989 betriebenen Sammler ablösen.

### Spurenmessstellen Berlin und Offenbach (DWD)

Gammastrahlende künstliche Radionuklide mit Aktivitätskonzentrationen von nur wenigen Mikrobecquerel pro m<sup>3</sup> Luft ließen sich nur anhand von Schwefstofffiltern messen, die mit Luftdurchsätzen von mehreren 100 m<sup>3</sup>/h über eine Woche beaufschlagt wurden. An den Spurenmessstellen Berlin und Offen-

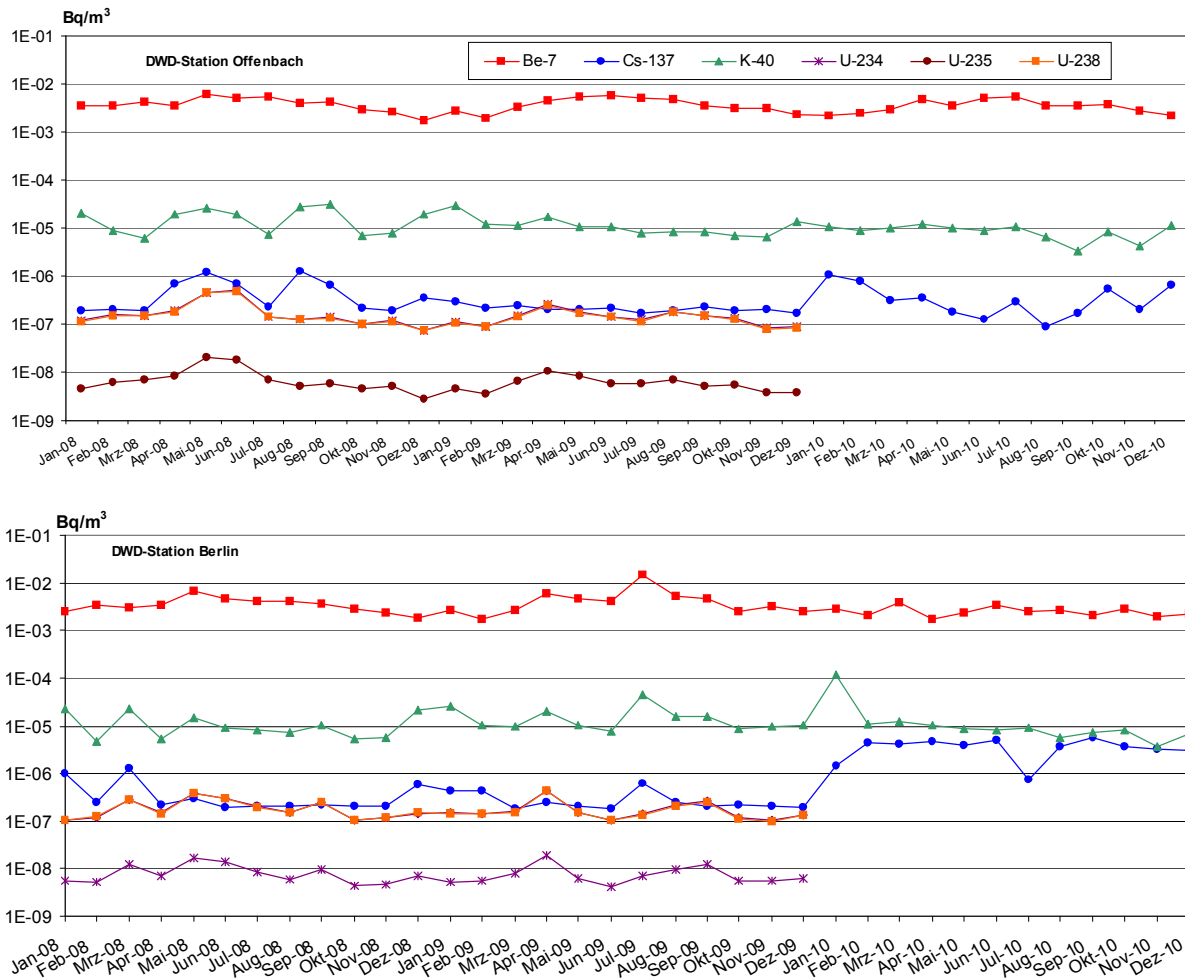


Abbildung 10.1

Zeitlicher Verlauf der mittleren wöchentlichen Aktivitätskonzentrationen von  $^7\text{Be}$ ,  $^{40}\text{K}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{234}\text{U}$ ,  $^{235}\text{U}$  und  $^{238}\text{U}$  an den Spurenmessstellen des DWD in Berlin und Offenbach

bach sind (im Rahmen der EU-Berichterstattung) Aerosolsammler mit einem Luftdurchsatz von ca.  $1000\text{ m}^3/\text{h}$  im Einsatz. Hier reduziert sich die Nachweisgrenze für die gammaspektrometrischen Messungen um den Faktor 10 auf ca.  $0,2\text{ }\mu\text{Bq}/\text{m}^3$  bezogen auf  $^{137}\text{Cs}$ . Die Nachweisgrenze für  $^{90}\text{Sr}$  lag bei  $0,01\text{ }\mu\text{Bq}/\text{m}^3$  und für  $(^{239+240})\text{Pu}$  bei  $0,002\text{ }\mu\text{Bq}/\text{m}^3$ .

Tatsächliche Messwerte für  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{234}\text{U}$  und  $^{238}\text{U}$  sind in der Regel auf resuspendierten Feinstaub zurückzuführen, der abhängig von meteorologischen Bedingungen atmosphärisch verfrachtet wird. Für die Spurenmessstellen Berlin und Offenbach werden exemplarisch für die Jahre 2008 und 2009 die Ergebnisse der Messungen von  $^7\text{Be}$ ,  $^{40}\text{K}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{234}\text{U}$ ,  $^{235}\text{U}$  und  $^{238}\text{U}$  graphisch dargestellt (Abbildung 10.1). Die normalerweise auftretende typische Erhöhung der  $^7\text{Be}$ -Aktivitätskonzentration im Frühjahr und Sommer tritt auch in den Jahren 2008 und 2009 schwach ausgeprägt auf.

Im Zeitraum vom 22.08. bis 24.08.2008 wurden  $45\text{ GBq }^{131}\text{I}$  aus der Isotopenproduktionsanlage des belgischen Instituts für Radioelemente in Fleurus freigesetzt. An einigen Messstationen des DWD wurden folgende Messwerte für  $^{131}\text{I}$  ermittelt: Aachen ( $21\text{ }\mu\text{Bq}/\text{m}^3$ ), Offenbach ( $3\text{ }\mu\text{Bq}/\text{m}^3$ ), Nürnberg-Barweiler ( $4\text{ }\mu\text{Bq}/\text{m}^3$ ), Lingen ( $4\text{ }\mu\text{Bq}/\text{m}^3$ ), Essen ( $7\text{ }\mu\text{Bq}/\text{m}^3$ ) und Kahler Asten ( $4\text{ }\mu\text{Bq}/\text{m}^3$ ). Ausbreitungsrechnungen bestätigten die Verfrachtung vom Emittenden in östliche und nordöstliche Richtung. Geringe Spuren des  $^{131}\text{I}$  waren auch in Braunschweig in den  $\gamma$ -Spektren erkennbar, die berechneten Aktivitätskonzentrationen lagen jedoch nicht signifikant über den erreichten Nachweisgrenzen. In Übereinstimmung mit den Ausbreitungsrechnungen wurde in den Luftstaubproben, die im entsprechenden Zeitraum mit den Hochvolumensammlern des BFS auf dem Schauinsland und in Freiburg genommen wurden, kein  $^{131}\text{I}$  nachgewiesen.

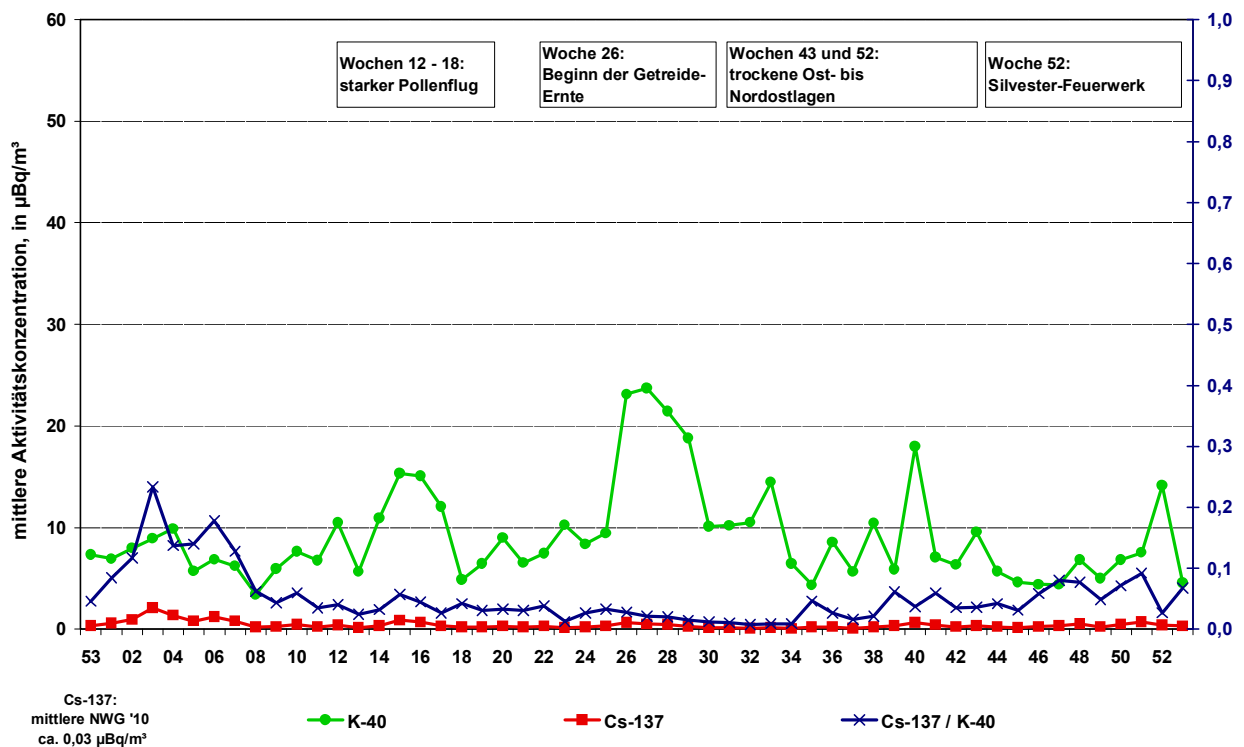


Abbildung 10.2  
 Jahrgang 2010 der mittleren wöchentlichen Aktivitätskonzentration von  $^{40}\text{K}$  und  $^{137}\text{Cs}$  an der Spurenmessstelle der PTB in Braunschweig

Nach diesem Zwischenfall wurde der Betrieb der Anlage in Fleurus bis zum 25.08.08 eingestellt.

### Spurenmessstelle Braunschweig (PTB)

Im Berichtszeitraum gab es auffällige Messergebnisse bei der Spurenmessung von Radionukliden in der bodennahen Luft [48, 49]. Als Folge der Freisetzung von  $^{131}\text{I}$  aus der Isotopenproduktionsanlage in Fleurus, Belgien, im August 2008 gab es einen schwachen Nachweis von  $^{131}\text{I}$  mit Aktivitätskonzentrationen im Bereich zwischen Erkennungsgrenze und Nachweisgrenze.

In der in Braunschweig in der Woche vom 15. bis 22.09.2008 entnommenen Luftprobe wurde das kurzlebige Radionuklid  $^{133\text{m}}\text{Xe}$  ( $T_{1/2} = 12 \text{ d}$ ) mit  $(92 \pm 4) \text{ mBq/m}^3$  Luft nachgewiesen, in der Folgewoche (22. bis 29.09.2008) mit  $(7,3 \pm 1,0) \text{ mBq/m}^3$  Luft, darüber hinaus enthielt diese Probe auch  $^{133}\text{Xe}$  ( $T_{1/2} = 5,2 \text{ d}$ ) mit  $(3,2 \pm 1,6) \text{ mBq/m}^3$  Luft. In den Aerosol-

proben beider Wochen waren keine weiteren Spalt- oder Aktivierungsprodukte außer  $^{137}\text{Cs}$  nachweisbar, dessen Aktivitätskonzentration im üblichen Bereich um  $0,5 \text{ µBq/m}^3$  lag. Es wird vermutet, dass die Xenon-Isotope bei der Radiopharmaka-Produktion eines örtlichen Herstellers freigesetzt wurden.

Der  $^{137}\text{Cs}$ -Gehalt der Luft zeigte im Berichtszeitraum die üblichen jährlichen Schwankungen und die für trockene Ostwind-Wetterlagen typischen Erhöhungen des Aktivitätsverhältnisses  $A(^{137}\text{Cs})/A(^{40}\text{K})$ . Erste orientierende Untersuchungen deuten an, dass es durch lokal in Pelletheizungen eingesetzte stärker kontaminierte Holzpellets zu einer Erhöhung des  $^{137}\text{Cs}$ -Gehaltes der Luft kommen könnte. Die [Abbildung 10.2](#) zeigt den Jahrgang im Jahr 2010 und Erläuterungen zu den markanteren Erhöhungen des Aktivitätsverhältnisses.



# 11 GAMMA-ORTSDOSISLEISTUNG UND RADIOAKTIVITÄT AUF DER BODENOBERFLÄCHE

F. Weiler

Bundesamt für Strahlenschutz

Leitstelle für die Gamma-Ortsdosisleistung

Leitstelle für die für die Radioaktivität auf der Bodenoberfläche (In-situ-Messungen)

## Gamma-Ortsdosisleistung

Zur kontinuierlichen Überwachung der  $\gamma$ -Ortsdosisleistung (ODL) betreibt das BfS ein automatisches Messnetz mit, das gemäß BMU-Erlass zur Einsparung von Haushaltsmitteln seit 2007 von 2 150 auf ca. 1 800 Messstellen reduziert wurde. Die Messnetzdichte blieb bis 100 km um eine kerntechnische Anlage unverändert, außerhalb des 100-km-Radius um kerntechnische Anlagen wurde sie um die Hälfte reduziert. Die Verdichtung an den Bundesgrenzen wurde aufgehoben, da die Nachbarstaaten die Ergebnisse ihrer Messnetze dem BfS online zur Verfügung stellen. Im Umkreis von 25 km um Kernkraftwerke ist das Messnetz stark verdichtet. Eine solche Verdichtung wurde auch um die Asse und den Schacht Konrad begonnen. Indem die ODL kontinuierlich gemessen und bei einem Anstieg sofort eine interne Meldung ausgelöst wird, fungiert das ODL-Messnetz auch als Frühwarnsystem. Die auf Plausibilität geprüften Messdaten werden täglich in das IMIS übergeben. Im Intensivbetrieb werden die Daten alle 10 Minuten geliefert. Damit kann im Ereignisfall online verfolgt werden, welche Gebiete tatsächlich von radioaktiver Kontamination betroffen werden, so dass die Entscheidungsträger jederzeit über die aktuelle Lage informiert sind. Die erhobenen Daten werden nicht nur für IMIS verwendet, sondern auch im Rahmen der europaweiten Überwachung der Umweltraadioaktivität für den internationalen Datenaustausch und die EU-Berichterstattung bereitgestellt.

Die gemessenen Werte der  $\gamma$ -Ortsdosisleistung über Deutschland sind im Vergleich zu den Vorjahren, abgesehen von den üblichen Schwankungen, unverändert. Die geographischen Unterschiede sind Ausdruck des unterschiedlichen Gehaltes an natürlichen Radionukliden im Boden sowie der mit der Höhe zunehmenden kosmischen Strahlung. Typische Werte für die  $\gamma$ -Ortsdosisleistung liegen in Norddeutschland zwischen 60 und 105 nSv/h, entsprechend einer Jahresdosis von 0,5 bzw. 0,9 mSv, während in den Mittelgebirgen Spitzenwerte bis zu 180 nSv/h (Jahresdosis 1,6 mSv) beobachtet werden (vgl. auch [Abbildung 11.1](#), Karte der ODL-Jahresmittelwerte). Dabei beträgt der Anteil durch kosmische Strahlung in Meereshöhe ca. 40 nSv/h (Jahresdosis 0,3 mSv); dieser Wert verdoppelt sich etwa alle 1500 Höhenmeter.

Die Beiträge der verschiedenen Radionuklide zur  $\gamma$ -Ortsdosisleistung werden nuklidspezifisch mit den mobilen In-situ-Messsystemen des Bundes und der Länder ermittelt. Die Ergebnisse zeigen, dass der Beitrag künstlicher Radionuklide zur ODL gering ist. Praktisch liefert nur  $^{137}\text{Cs}$  aus dem Reaktorunfall von Tschernobyl einen kleinen Beitrag, der regional zwischen etwa 1 und 10 nSv/h liegt. Kurzzeitige, meist lokal auftretende Erhöhungen der Ortsdosisleistung, die insbesondere bei starken Niederschlägen in den Sommermonaten beobachtet werden, sind auf das Auswaschen von natürlichen Radon-Folgeprodukten aus der Luft zurückzuführen. Wegen der kurzen Halbwertszeiten der maßgeblichen Folgeprodukte geht die ODL innerhalb weniger Stunden auf die für diese Standorte typischen Werte zurück.

Die Sonden und Messstellen im ODL-Messnetz unterliegen routinemäßig Qualitätssicherungsverfahren. Dazu gehören eine wiederkehrende radiologische Sondenprüfung mit einem Prüfstrahler, eine elektrische Betriebsmittelprüfung und Standortdokumentation.

Das BfS ist bestrebt, das ODL-Messnetz permanent zu verbessern. Seit 2006 werden die Messdatenaufnahme, -verarbeitung und Datenfernübertragung modernisiert. Zusätzlich werden in den Sonden verschiedene Qualitätsparameter erfasst, die es u. a. erlauben Fehlfunktionen sofort zu erkennen. Der dazu notwendige Sondenumbau wird durch das vorhandene Fachpersonal selbst bewerkstelligt. Zum Ende des Jahres 2009 waren 800 Messstellen (44 %) modernisiert. Außerdem wurden 55 Messstellen (3 %) mit autarken Sonden bestückt, die nicht auf eine externe Strom- und Kommunikationsanbindung angewiesen sind. Nach Möglichkeit werden bestehende Local Area Networks (z. B. an DWD- und THW-Standorten) zur Datenkommunikation genutzt, womit erhebliche Kommunikationskosten eingespart werden. Um technische Fortschritte umsetzen zu können, Kosten zu sparen und Abhängigkeiten zu vermeiden, wurde im BfS-Fachgebiet „IMIS-Messaufgaben“ eine eigene Sonde entwickelt, die ab 2010 her-

gestellt wird und mittelfristig die alten Sonden ersetzt soll. Um das ODL-Messnetz langfristig qualitativ zu verbessern, wird die mögliche Nutzung verschiedener Typen von Raumtemperaturdetektoren analysiert, die ohne Kühlung (semi-) spektroskopische In-

formationen liefern können. Mit Hilfe solcher Sonden wäre es möglich in einem Ereignisfall nicht nur die Erhöhung der ODL zu messen, sondern auch zumindest einige der Nuklide zu bestimmen, die für die Erhöhung der ODL verantwortlich sind. Damit könnten

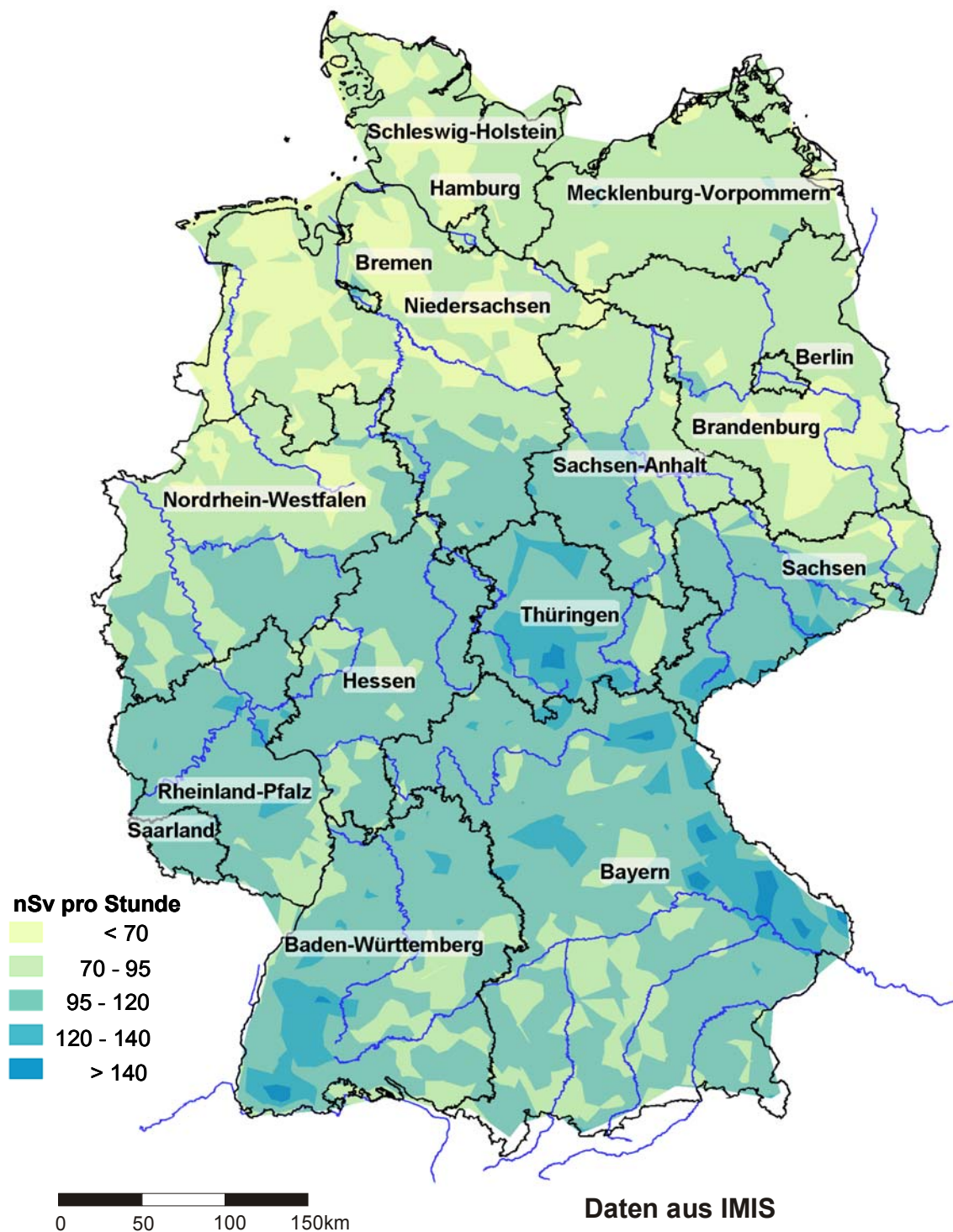


Abbildung 11.1  
Mittlere  $\gamma$ -Ortsdosisleistung im Jahr 2010 auf dem Gebiet der Bundesrepublik Deutschland

sehr schnell bundesweite, nuklidspezifische Kontaminationskarten erstellt werden, die für eine Beurteilung der aktuellen und zukünftigen Lage äußerst hilfreich wären.

Weitere Angaben zum ODL-Messnetz sowie aktuelle Messdaten finden sich im Internet unter [www.bfs.de/ion/imis](http://www.bfs.de/ion/imis).

### Radioaktivität auf der Bodenoberfläche

Zur Beurteilung der radiologischen Lage ist es in einem Ereignisfall wichtig, dass die unspezifischen Informationen aus dem ODL-Messnetz schnell durch Messungen der abgelagerten Radionuklide ergänzt werden. Nur so kann die Strahlenbelastung der Bevölkerung mittel- und langfristig prognostiziert werden. Die nuklidspezifische Messung der Radioaktivität auf der Bodenoberfläche erfolgt durch In-situ-Gammaspektrometrie. Folgende Messsysteme stehen bundesweit zur Verfügung:

- 38 stationäre Messsysteme des DWD
- 18 mobile Messsysteme auf Messfahrzeugen der Länder
- 6 mobile Messsysteme auf Messfahrzeugen des BfS
- 5 mobile Messsysteme des BfS zum Einsatz in Hubschraubern der Bundespolizei

Im Routinebetrieb nimmt der DWD seine stationären Systeme einmal monatlich in Betrieb und führt eine Messung durch, u. a. um die Einsatzbereitschaft in einem Ereignisfall sicher zu stellen. Mit der geplanten Umrüstung auf elektrische Kühlung werden die Detektoren zukünftig permanent einsatzbereit sein, so dass die In-situ-Messungen jederzeit ohne Verzögerung aufgenommen werden können. Das BfS führt

mit jedem seiner mobilen Systeme jeweils ca. 100 Messungen pro Jahr an ODL-Messstellen durch. Die Länder unterstützen IMIS mit jeweils 25 Messungen pro Jahr (kleine Länder je 10 Messungen pro Jahr). Durch die Routinemessungen wird der vorhandene Untergrund der Radioaktivität festgestellt, damit in einem Ereignisfall die frisch hinzu kommende Kontamination präziser ermittelt werden kann. Außerdem dienen die Messungen der Gewinnung von Zeitreihen über längere Zeiträume, der Sicherstellung der Einsatzbereitschaft der Systeme und der Übung des Personals.

Die Messdaten der Jahre 2008/2009 zeigen keine Auffälligkeiten. Die künstlichen Beiträge zur Gamma-Ortsdosisleistung kommen praktisch ausschließlich von  $^{137}\text{Cs}$  aus dem Reaktorunfall von Tschernobyl. Die Aktivität von  $^{137}\text{Cs}$  ist regional stark unterschiedlich und nimmt kontinuierlich ab. Sie bewirkt eine mittlere effektive Dosis der Bevölkerung von weniger als 0,01 mSv pro Jahr; südlich der Donau und in einigen Gebieten des Bayerischen Waldes und Ostdeutschlands kann die Bodenstrahlung bis zu 0,1 mSv pro Jahr ausmachen.

Durch Messungen aus der Luft (Aerogamma-Messungen) können großräumige Gebiete schnell und flächendeckend auf am Boden befindliche Radioaktivität untersucht werden. Hierzu werden mobile Messgeräte des BfS in dafür vorbereitete Hubschrauber der Bundespolizei eingerüstet. Die Zusammenarbeit mit der Bundespolizei sowie mit den Messsystemen anderer Staaten wird regelmäßig geübt, so etwa im Juni 2009 bei einer einwöchigen Messübung in Bayern. Dabei wurde u. a. eine Fläche von 5000 km<sup>2</sup> radiologisch kartiert.

# 12 RADIOAKTIVE STOFFE IN BINNENGEWÄSSERN

G. Dersch

Bundesanstalt für Gewässerkunde

Leitstelle für Oberflächenwasser, Schwebstoff und Sediment in Binnengewässern

Grundsätzliche Betrachtungen zur Radioaktivität in Binnengewässern finden sich im Vorbericht [52]. Eine Bewertung der 2008 bis 2010 ermittelten Messergebnisse ergibt für den radiologischen Gütezustand der Binnengewässer folgendes Bild:

**Oberflächenwasser** wies  $^3\text{H}$ -Konzentrationen im Jahresmittel überwiegend unterhalb der im Routineprogramm zum StrVG geforderten Nachweisgrenze von 10 Bq/l auf (Abbildung 12.1). Selbst in Vorflutern, in die  $^3\text{H}$  aus kerntechnischen Anlagen abgeleitet wurde, wurden in flussabwärts gelegenen Bereichen nur geringfügig höhere Jahresmittelwerte bis ca. 36 Bq/l erhalten (Mosel). Die mittleren Aktivitätskonzentrationen von  $^{90}\text{Sr}$  und  $^{137}\text{Cs}$  blieben meist unter 0,01 Bq/l (Abbildung 12.2. und 12.3). Die

von kerntechnischen Anlagen eingeleiteten anlagenspezifischen Spalt- und Aktivierungsprodukte – außer  $^3\text{H}$  – waren im Allgemeinen nicht mehr nachweisbar. Im Einzelfall gemessene  $^{60}\text{Co}$ -Gehalte lagen mit maximal 0,078 Bq/l im Mittel geringfügig oberhalb der geforderten Nachweisgrenze von 0,2 Bq/l.  $^{131}\text{I}$  trat sporadisch auf mit Einzelwerten bis 0,05 Bq/l. Die Gehalte an Alphastrahlern gehen im Wesentlichen auf die natürlichen Radionuklide zurück. Bestimmungen der Gesamt-Alpha-Aktivität bzw. von  $^{234}\text{U}$ ,  $^{235}\text{U}$  und  $^{238}\text{U}$  ergaben durchweg Werte, die dem natürlichen Urangehalt der Binnengewässer entsprechen: z.B. für  $^{238}\text{U}$  schwankten die Werte regional von 0,0001 bis etwa 0,11 Bq/l.

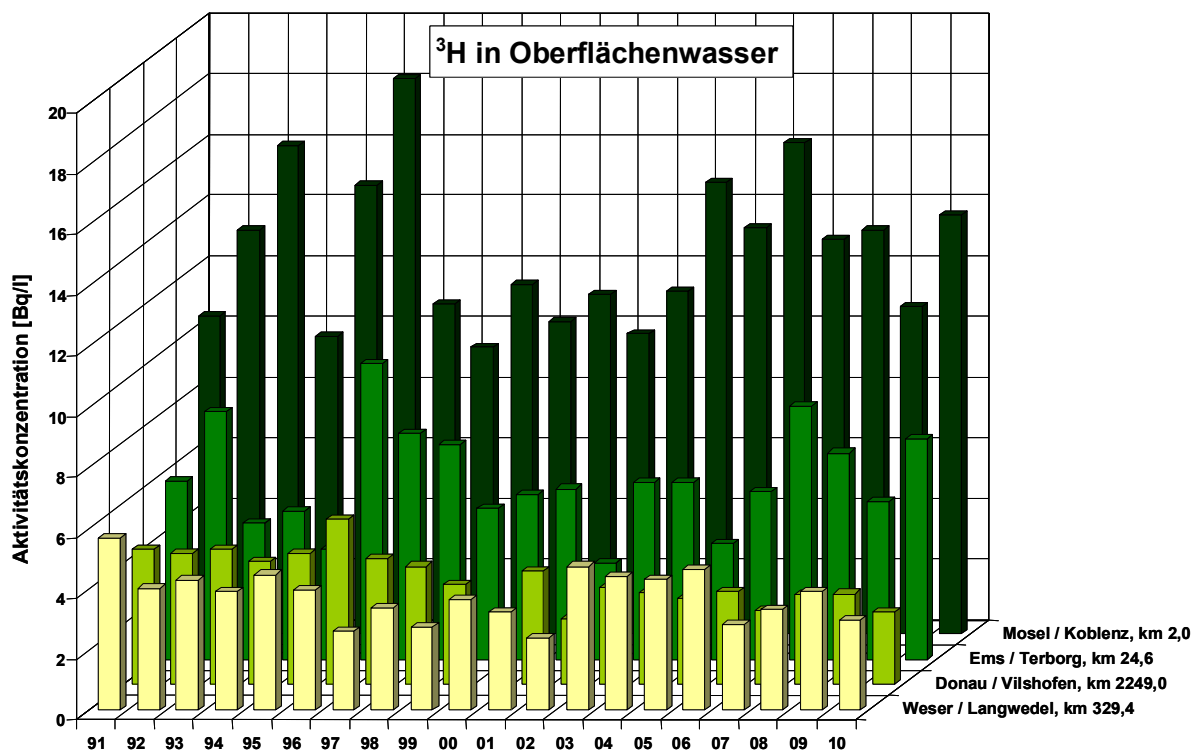


Abbildung 12.1

Aktivitätskonzentration von Tritium in Oberflächenwasser ausgewählter Binnengewässer (Jahresmittelwerte)

In den Kompartimenten **Schwebstoff** und **Sediment** ist von der Vielzahl der nach dem Reaktorunfall in die Binnengewässer eingetragenen Radionuklide nur noch das langlebige  $^{137}\text{Cs}$  von Be-

deutung. Die mittleren spezifischen Aktivitäten betragen hier meist weniger als 100 Bq/kg TM (Abbildung 12.5 und Abbildung 12.7). Höhere  $^{137}\text{Cs}$ -Gehalte mit teilweise über 300 Bq/kg TM im Einzelfall wurden



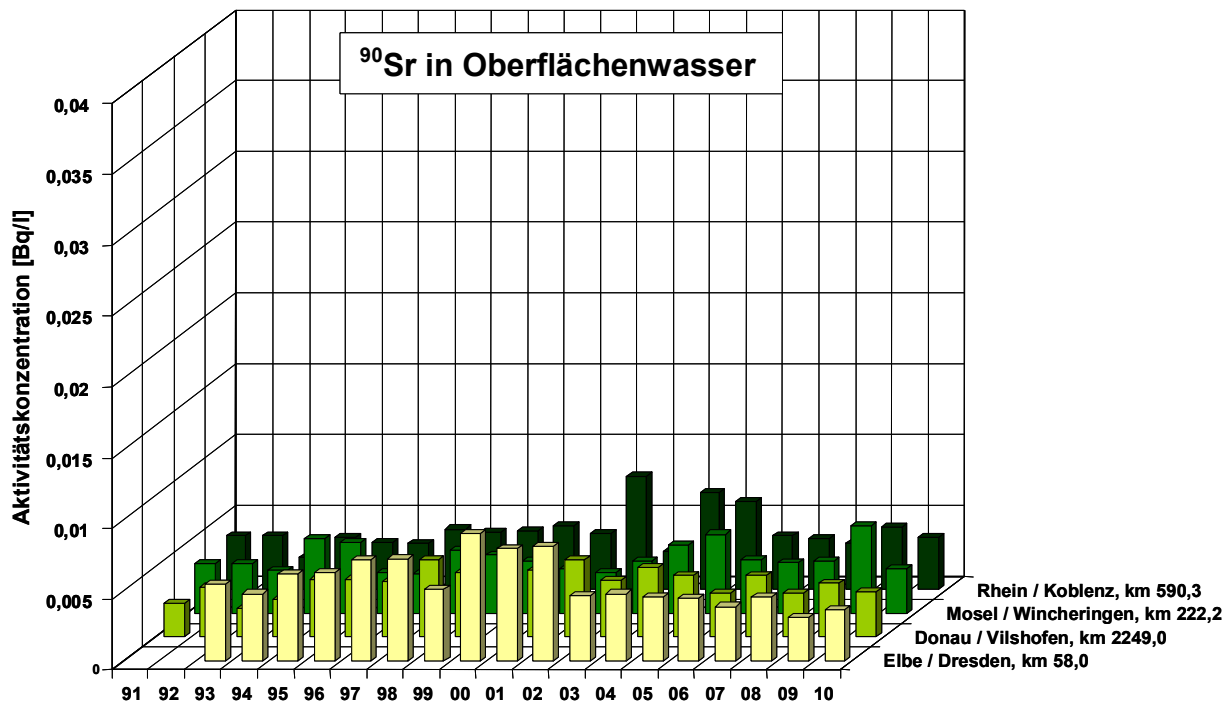


Abbildung 12.2

Aktivitätskonzentration von <sup>90</sup>Sr in Oberflächenwasser ausgewählter Binnengewässer (Jahresmittelwerte)

wiederum in einigen Seen gemessen: z. B. Schwebstoffe aus dem Starnberger See und dem Steinhuder Meer sowie Sedimente aus dem Schaalsee (Schleswig-Holstein) und dem Schollener See (Sachsen-Anhalt). <sup>58</sup>Co bzw. <sup>60</sup>Co waren in Schwebstoffen und Sedimenten aus Rhein, Neckar, Mosel, Ems, Jadebusen und Weser in geringen mittleren spezifischen Aktivitäten überwiegend von unter 5 Bq/kg TM nachweisbar (Abbildung 12.4 und Abbildung 12.6); diese lagen damit auch hier unter der geforderten Nachweisgrenze des Routinemessprogramms. Nur bei wenigen, nahe an Ausläufen bzw. Entwässerungskanälen kerntechnischer Anlagen entnommenen Proben, wurden etwas höhere Werte im Mittel für <sup>60</sup>Co bis 55 Bq/kg TM und <sup>241</sup>Am bis 27 Bq/kg TM berichtet. <sup>131</sup>I wiederum wurde sporadisch - insbesondere in Schwebstoffen - verschiedener Vorfluter gemessen; die Einzelwerte betragen bis 250 Bq/kg TM.

Radioaktive Stoffe bzw. die von ihnen ausgehende Strahlung können auf verschiedenste Weise zum Menschen gelangen und eine innere oder äußere Strahlenexposition bewirken. Im Folgenden sollen beispielhaft für die im aquatischen Bereich sensitiven Expositionspfade – "Trinkwasser" und "Aufenthalt auf Spülfeldern (Sediment)" – effektive Strahlendosen abgeschätzt werden.

Legt man für zur Trinkwassergewinnung genutzte Flussabschnitte <sup>3</sup>H-Gehalte von 10 Bq/l sowie <sup>90</sup>Sr- und <sup>137</sup>Cs-Gehalte von je 0,01 Bq/l zu Grunde, so kann der auf dem Expositionspfad "Trinkwasser" hypothetisch zu erwartende Beitrag zur effektiven Dosis für Erwachsene (> 17 a; 350 l Jahreskonsum von unaufbereitetem Wasser) zu ca. 0,21 µSv/a abgeschätzt werden. Für Kleinkinder (<= 1 a; 170 l Jahreskonsum) beträgt die Dosis hier ca. 0,54 µSv/a. Allein der auf das natürliche Radionuklid <sup>40</sup>K für einen typischen Gehalt von 0,4 Bq/l zu erwartende Dosisbeitrag liegt mit ca. 0,87 bzw. 4,2 µSv/a fast eine Größenordnung höher. Für Wasser mit 0,08 Bq/l <sup>60</sup>Co betragen die jeweiligen Dosisbeiträge bei gleichen Annahmen 0,73 bzw. 0,095 µSv/a. Zum Vergleich: Der Dosisgrenzwert nach § 47 der StrlSchV für Ableitungen aus kerntechnischen Anlagen beträgt 300 µSv/a.

Nimmt man für Sediment eine spezifische Aktivität an <sup>137</sup>Cs von 100 Bq/kg TM an, so kann für den Fall, dass aus verkehrswasserwirtschaftlichen Gründen Sohlenmaterial gebaggert und an Land gelagert werden muss, die auf dem Expositionspfad "Aufenthalt auf Spülfeldern" zu erwartende effektive Dosis für Erwachsene (> 17 a; Aufenthaltsdauer 1000 h/a) auf ca. 11 µSv/a abgeschätzt werden. Allein die auf die

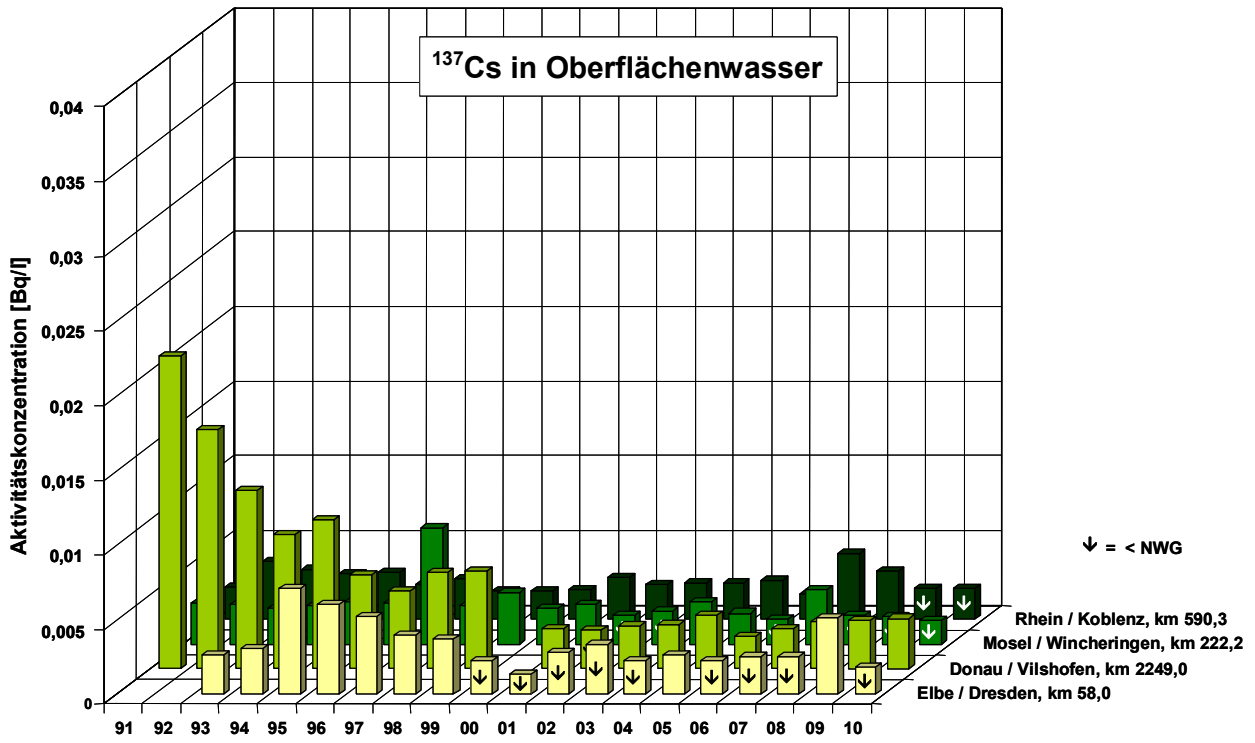


Abbildung 12.3  
 Aktivitätskonzentration von <sup>137</sup>Cs in Oberflächenwasser ausgewählter Binnengewässer (Jahresmittelwerte)

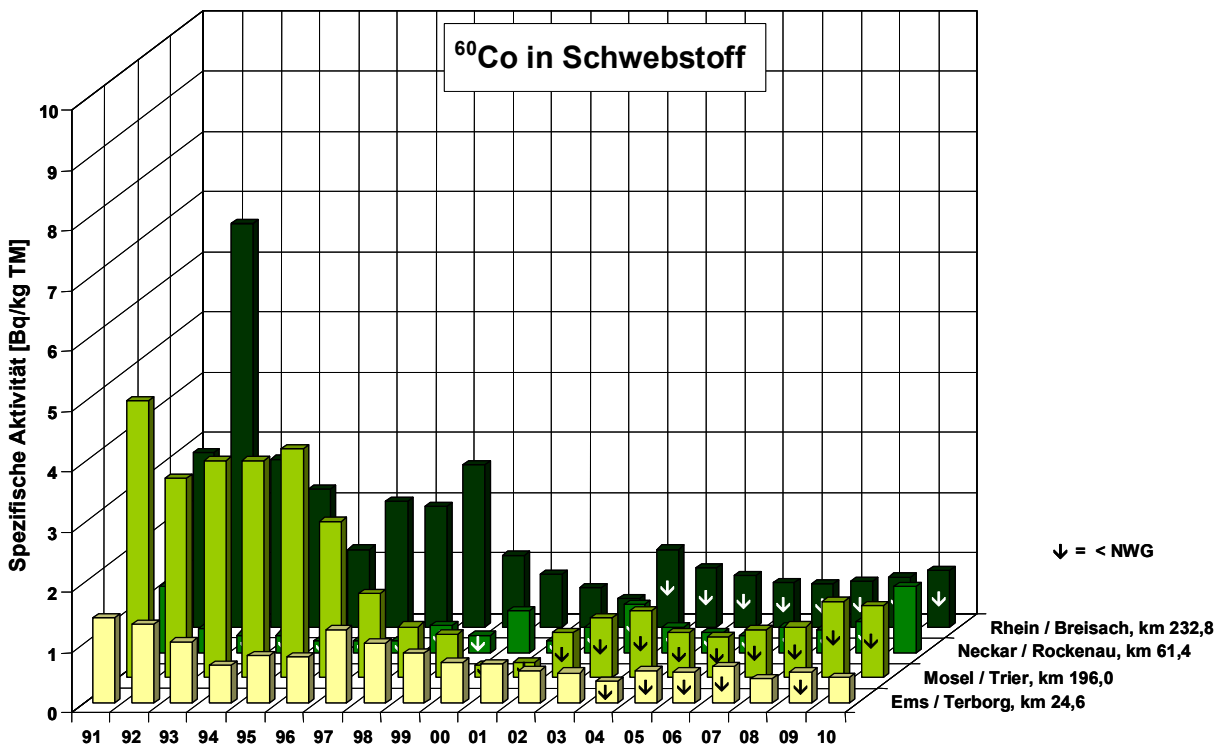


Abbildung 12.4  
 Spezifische Aktivität von <sup>60</sup>Co in Schwebstoffproben ausgewählter Binnengewässer (Jahresmittelwerte)



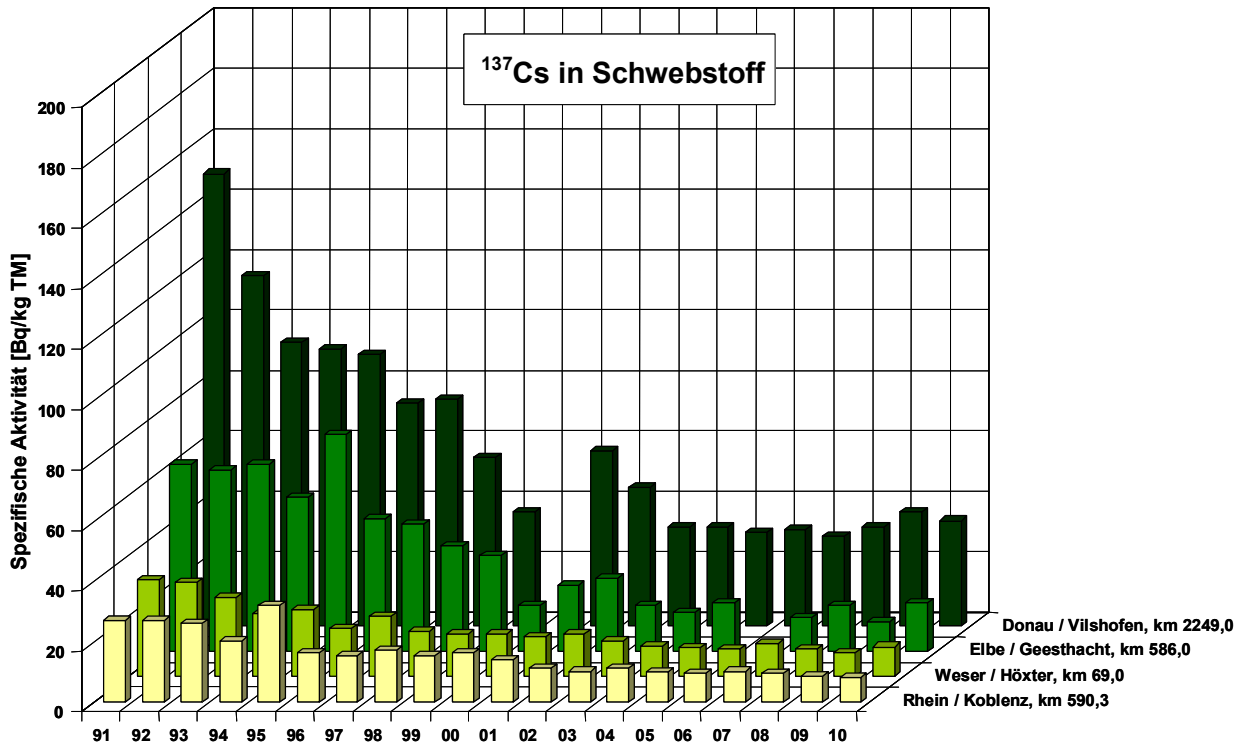


Abbildung 12.5  
Spezifische Aktivität von <sup>137</sup>Cs in Schwebstoffproben ausgewählter Binnengewässer (Jahresmittelwerte)

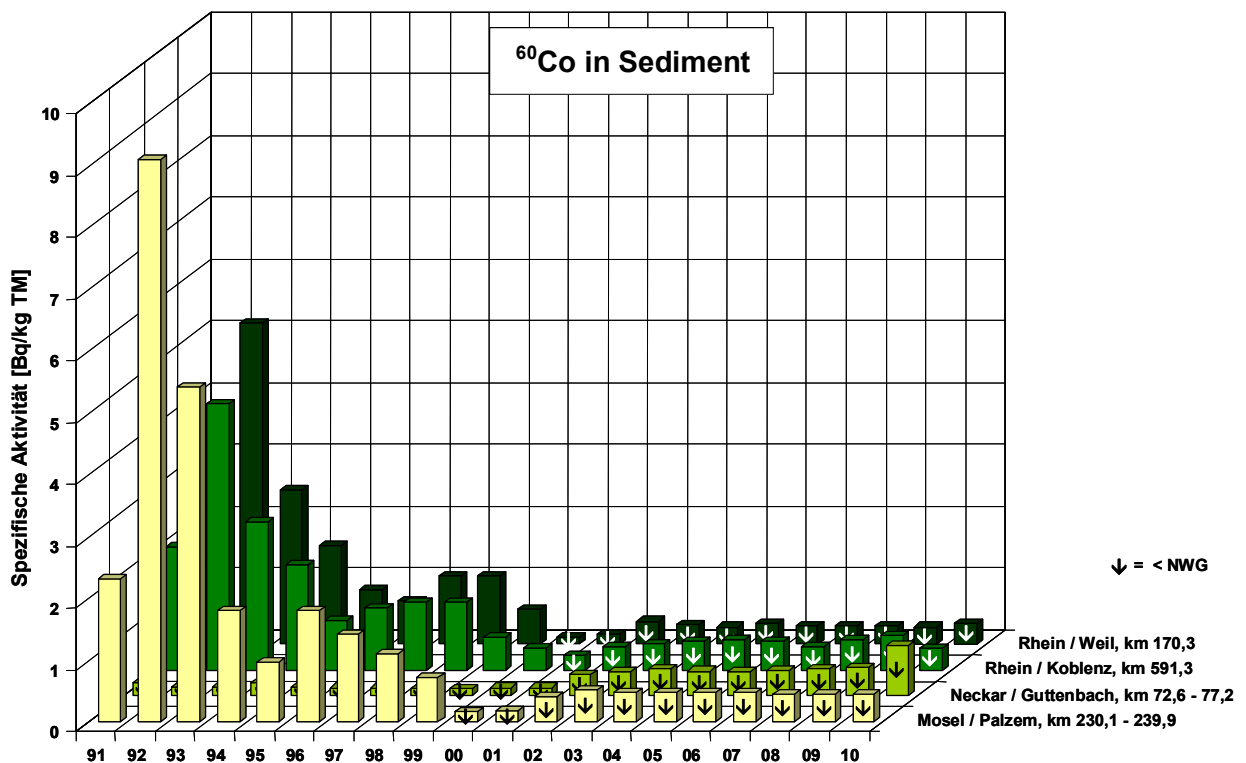


Abbildung 12.6  
Spezifische Aktivität von <sup>60</sup>Co in Sedimentproben ausgewählter Binnengewässer (Jahresmittelwerte)

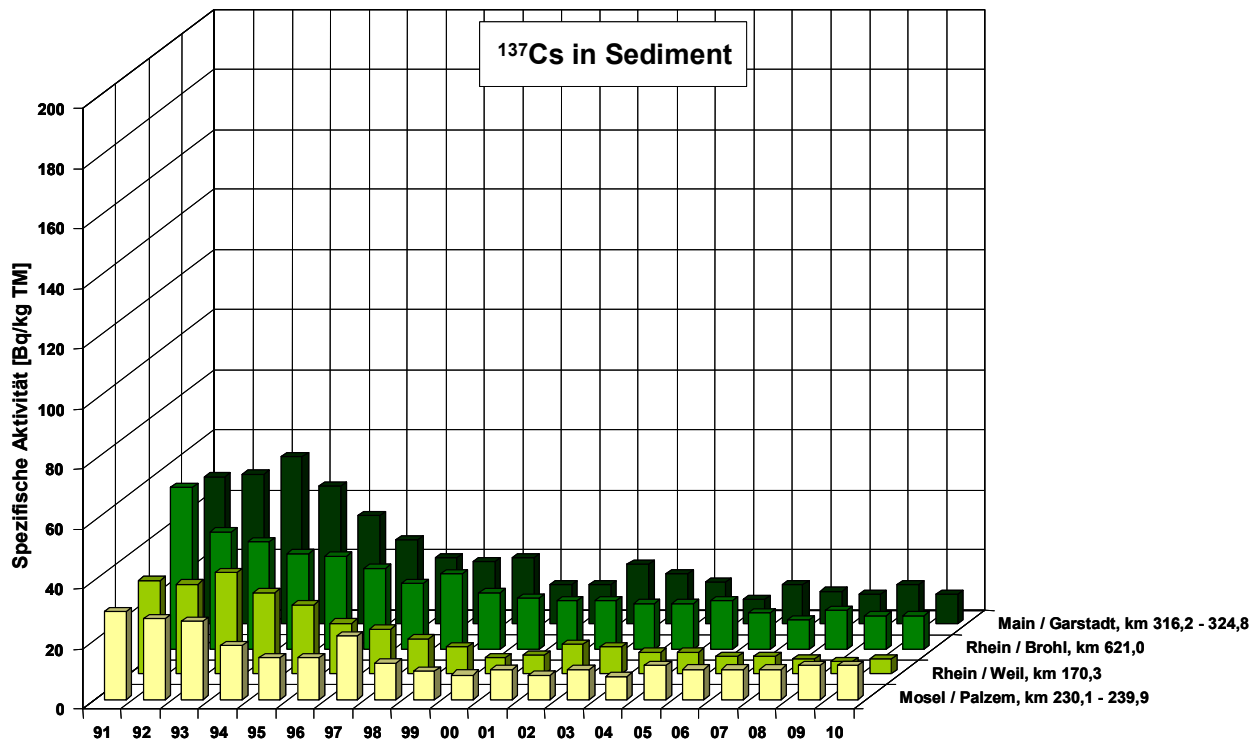


Abbildung 12.7

Spezifische Aktivität von  $^{137}\text{Cs}$  in Sedimentproben ausgewählter Binnengewässer (Jahresmittelwerte)

natürlichen Radionuklide  $^{40}\text{K}$ ,  $\text{Th}_{\text{nat}}$  und  $\text{U}_{\text{nat}}$  zurückgehende Dosis liegt für typische spezifische Aktivitäten von 500, 40 und 40 Bq/kg TM mit ca. 28  $\mu\text{Sv/a}$  deutlich höher. In direkt am Auslauf einer kerntechnischen Anlage entnommenen Sedimenten wurde im Jahr 2009  $^{60}\text{Co}$  mit bis 55 Bq/kg TM im Mittel bestimmt. In diesem Fall würde die effektive Dosis mit den gleichen Annahmen anteilig ca. 17  $\mu\text{Sv/a}$  betragen und der Dosisgrenzwert nach § 47 StrlSchV ebenfalls deutlich unterschritten.

Der radiologische Gütezustand der Binnengewässer unterlag im Zeitraum von 2008 bis 2010 keinen signifikanten Veränderungen im Vergleich zu den letzten

Vorjahren. Bezüglich der radiologischen Auswirkungen zeigt sich – wie in anderen Umweltbereichen auch –, dass derzeit die natürlichen Radionuklide im Vergleich zu den künstlichen Radionukliden den wesentlichen Anteil zur Strahlendosis beitragen. Der Dosisanteil der künstlichen Radionuklide geht heute in erster Linie auf die Radionuklide  $^{90}\text{Sr}$  und  $^{137}\text{Cs}$  zurück, die über den Fallout der Kernwaffenversuche und des Reaktorunfalls von Tschernobyl in die Gewässer gelangten. Demgegenüber sind die Auswirkungen von Radionukliden infolge von Ableitungen aus kerntechnischen Anlagen praktisch vernachlässigbar.

# 13 RADIOAKTIVE STOFFE IN TRINK- UND GRUNDWASSER

H. Viertel, Th. Bünger, A. Labahn

Bundesamt für Strahlenschutz

Leitstelle für Trinkwasser, Grundwasser, Abwasser, Klärschlamm, Abfälle und Abwasser aus kerntechnischen Anlagen

## Überwachung nach StrVG und REI

Von den amtlichen Messstellen der Länder für die Überwachung der Radioaktivität in der Umwelt werden das Trinkwasser und das Grundwasser

- nach dem Messprogramm für den Normalbetrieb (Routinemessprogramm nach AVV-IMIS) gemäß Strahlenschutzvorsorgegesetz (StrVG)

und

- im Rahmen der Umgebungsüberwachung nach der Richtlinie zur Emissions- und Immissionsüberwachung kerntechnischer Anlagen (REI) regelmäßig überwacht.

Die im Trinkwasser in den Jahren 2008 bis 2010 nachgewiesenen Radionuklide sind hauptsächlich natürlichen Ursprungs, wie z. B.  $^{40}\text{K}$  und  $^{238}\text{U}$ . Künstliche Nuklide, z. B.  $^{137}\text{Cs}$  und  $^{90}\text{Sr}$ , treten nur bei nicht oder wenig geschützten Rohwässern (z. B. aus Oberflächenwasser, Uferfiltrat oder oberflächennahem Grundwasser) und nur in sehr geringer Konzentration auf.

Bezüglich der Vorgänge, die zur Kontamination des Trinkwassers durch künstliche sowie in der Atmosphäre enthaltene natürliche radioaktive Stoffe führen, wird auf [53] verwiesen.

In [Tabelle 13.1](#) sind die Anzahl der Messwerte, die Anzahl der Werte unterhalb der Nachweisgrenze, die tatsächlich bestimmten Minimal- und Maximalwerte sowie die Medianwerte des Gehaltes an radioaktiven Stoffen im Trinkwasser und Grundwasser in der Bundesrepublik Deutschland für das Jahr 2010 zusammengestellt. Zum Vergleich sind auch die Messwerte des natürlichen Radionuklids  $^{40}\text{K}$  in den Tabellen aufgeführt.

Nahezu alle Messwerte für  $^{137}\text{Cs}$  im **Trinkwasser** (mehr als 99%) liegen unterhalb der bei den Messungen erreichten Nachweisgrenzen, die im wesentlichen vom Volumen des zur Messung aufbereiteten Wassers abhängen. Als Nachweisgrenze im Trinkwasser werden im Messprogramm für den Normalbetrieb (Routinemessprogramm nach AVV-IMIS) 50 mBq/l gefordert; die drei für  $^{137}\text{Cs}$  ermittelten Messwerte lagen im Jahr 2010 im Bereich von 3 bis 4 mBq/l weit unter den geforderten Nachweisgrenzen. Bei den Maximalwerten handelt es sich um

Trinkwässer, die aus Oberflächenwässern (z. B. aus Talsperren) gewonnen wurden.  $^{90}\text{Sr}$ , hauptsächlich aus dem Fallout der Kernwaffenversuche in den 1950er und 1960er Jahren, konnte in etwa 50% der Trinkwasserproben mit Konzentrationen oberhalb der bei den Messungen erreichten Nachweisgrenzen nachgewiesen werden, der Maximalwert lag im Jahr 2010 bei 22 mBq/l. Als Nachweisgrenze werden im Messprogramm für den Normalbetrieb für Trinkwasser und Grundwasser 0,01 Bq/l gefordert.

Die Messwerte für die Gesamt-Alpha-Konzentration sind auf Radionuklide zurückzuführen, die größtenteils natürlichen Ursprungs sind.

Die Maximalwerte der Tritium-Konzentration wurden in den Jahren 2008 bis 2010 mit 51, 34 und 39 Bq/l im Rahmen der Umgebungsüberwachung bei kerntechnischen Anlagen ermittelt. Diese Werte stammen aus Einzelwasserversorgungen in der Nähe eines Altrheinarms, der in der Fließrichtung von Grund- und Oberflächenwasser aus dem Bereich des Forschungszentrums Karlsruhe liegt. Selbst unter der Annahme, dass der gesamte Trinkwasserbedarf mit Wasser aus diesen Einzelwasserversorgungen gedeckt würde, ergäbe sich nur eine unwesentliche Erhöhung der Strahlenexposition für die betroffenen Personen gegenüber der natürlichen Strahlenexposition. Das Trinkwasser aus öffentlichen Wasserversorgungen in den Ortschaften in der Umgebung des Forschungszentrums weist lediglich Tritiumkonzentrationen bis zu 10 Bq/l auf.

Im **Grundwasser** liegt für  $^{137}\text{Cs}$  im Jahr 2010 nur noch ein Messwert oberhalb der bei den Messungen erreichten Nachweisgrenzen. Der gemessene Wert von 31 mBq/l wurde bei einem Beobachtungsbrunnen für oberflächennahes Grundwasser festgestellt.

Die Messwerte in der Tabelle für die Gesamt-Alpha-Konzentration wurden im Rahmen der Umgebungsüberwachung des Forschungszentrums Karlsruhe ermittelt. Alle untersuchten Rest-Beta-Werte lagen unterhalb der erreichten Nachweisgrenzen.

Der Bereich der Tritium-Messwerte liegt im Jahr 2008 bei 1,3 bis 31 Bq/l (Median: <6,5 Bq/l), 2009: 1,6 bis 21 Bq/l (Median: <7 Bq/l) und 2010: 1,3 bis 39 Bq/l (Median: <5 Bq/l). Die höchsten Werte wurden an Probenentnahmestellen bei der Überwa-

chung des Kernkraftwerkes Phillipsburg und auf dem Gelände des Freilagers für radioaktive Abfälle (Kontrollbereich) des VKTA-Rosendorf festgestellt. Bei diesen Stichproben wurde im Jahr 2010 darüber hinaus  $^{60}\text{Co}$  in Konzentrationen bis zu 96 mBq/l ermittelt; im Jahr 2008 bis zu 70 mBq/l, 2009 bis zu 120 mBq/l. Diese Messwerte sind auf eine Kontamination des Untergrundes auf dem Betriebsgelände

des VKTA-Rosendorf infolge von Leckagen an (inzwischen nicht mehr betriebenen) Beton-Abklingbecken für kontaminierte Wässer zurückzuführen. Alle Proben außerhalb des Kernkraftwerkes Phillipsburg und des Forschungsstandortes Dresden-Rosendorf weisen  $^3\text{H}$ -Werte unterhalb der Nachweisgrenze von 10 Bq/l auf.

**Tabelle 13.1**  
Überwachung von Trinkwasser und Grundwasser in der Bundesrepublik Deutschland im Jahr 2010

Nuklid	Anzahl		Aktivitätskonzentration in mBq/l		
	gesamt	< NWG	Minimalwert	Maximalwert	Median
<b>Trinkwasser (mBq/l)</b>					
$^{40}\text{K}$	458	310	23	880	<160
$^{137}\text{Cs}$	467	464	3	4	<7
$^3\text{H}$	308	295	1300	39000	<5 000
$^{90}\text{Sr}$	163	85	0,046	22	<5
G-Alpha	6	0	47	66	54
<b>Grundwasser (mBq/l)</b>					
$^{40}\text{K}$	289	162	18	25000	< 370
$^{137}\text{Cs}$	311	310	31	31	< 15
$^3\text{H}$	426	386	1700	29000	< 7000
$^{90}\text{Sr}$	67	42	0,7	17	< 3,2
G-Alpha	35	12	19	83	37

Die Strahlenexposition der Bevölkerung durch künstliche radioaktive Stoffe auf dem Wege über das Trinkwasser ist sehr niedrig und kann gegenüber der Strahlenexposition, die durch natürliche Radionuklide verursacht wird, vernachlässigt werden. Legt man die Maximalwerte des Jahres 2010 für  $^{137}\text{Cs}$  und  $^{90}\text{Sr}$  zu Grunde, ergeben sich bei einem angenommenen jährlichen Trinkwasserverzehr von 700 Liter für den Erwachsenen nach StrlSchV Ingestionsdosen von 0,000036 bzw. 0,00043 Millisievert pro Jahr.

### Trinkwasserprogramm des BfS

Natürliche Wässer wie Grund-, Quell- und Oberflächenwässer enthalten neben anderen Mineralien in Spuren stets auch natürliche radioaktive Stoffe. Die Radionuklidzusammensetzung kann sehr verschieden sein. Sie ist abhängig von der Art des genutzten Wasservorkommens, den örtlichen hydrogeologischen Gegebenheiten und den unterschiedlichen Gehalten der Untergrundgesteine an Uran und Thorium. Die Aktivitätskonzentrationen der in Trinkwässern enthaltenen natürlichen Radionuklide der radio-

aktiven Uran- und Thorium-Zerfallsreihen, wie z. B.  $^{238}\text{U}$ ,  $^{235}\text{U}$ ,  $^{234}\text{U}$ ,  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{228}\text{Ra}$ ,  $^{222}\text{Rn}$ ,  $^{210}\text{Pb}$  und  $^{210}\text{Po}$ , variieren in weiten Grenzen. Aus früheren Untersuchungen ist bekannt, dass höhere Radioaktivitätswerte oftmals in Wässern aus granitisch geprägten Gebieten auftreten.

Die durch den Trinkwasserverzehr verursachte Ingestionsdosis wird – wie oben bereits festgestellt – im Wesentlichen nur durch natürliche Radionuklide bestimmt. Nach der auf der Grundlage der Richtlinie 98/83/EG des Rates über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch von 1998 (EU-Trinkwasserrichtlinie) novellierten deutschen Trinkwasserverordnung vom 21. Mai 2001 (TrinkwV 2001) und geändert am 3. Mai 2011 [55] sind folgende Indikatorparameter für die Radioaktivität zu überwachen (§7 in Verbindung mit Anlage 3, lfd. Nr. 19 und 20): Tritium 100 Bq/l, Gesamtrichtdosis 0,1 mSv/Jahr.

Zur Erarbeitung geeigneter Mess- und Berechnungsverfahren zur Bestimmung des Indikatorparameters „Gesamtrichtdosis“ auf nationaler Ebene hat das

BMU mit Erlässen vom 03. Juli 2004 und 10. Juli 2005 das BfS mit der Durchführung repräsentativer Messungen des Gehaltes an natürlichen Radionukliden im Trinkwasser beauftragt, um auf dieser Grundlage eine Bewertung der Strahlenexposition der Bevölkerung in der Bundesrepublik Deutschland durch den Konsum von Trinkwasser zu ermöglichen.

Der Abschlussbericht zu diesem Messprogramm liegt inzwischen vor [54]. In der Zeit vom September 2003 bis zum Abschluss des Messprogramms im September 2007 wurden in 564 Wasserversorgungsanlagen aller Bundesländer 582 Trinkwässer und 565 Rohwässer entnommen und auf die oben genannten natürlichen Radionuklide untersucht. Beprobt wurden stets die in die Versorgungsnetze eingespeisten aufbereiteten Trinkwässer (Reinwässer) und die korrespondierenden, d. h. in den Aufbereitungsprozess eingespeisten Rohwässer oder - in den Fällen wo keine Aufbereitung stattfindet - die nicht aufbereiteten Trinkwässer.

Auf der Grundlage der Ergebnisse des o. g. Messprogramms wurden von der Leitstelle für die Überwachung der Radioaktivität in Trinkwasser, Grundwasser, Abwasser, Klärschlamm, Abfälle und Abwasser aus kerntechnischen Anlagen des BfS Vorschläge

für geeignete Überwachungsstrategien vorgelegt, die in einen gemeinsam vom BMG und BMU erarbeiteten Referentenentwurf einer Verordnung zur Änderung der Trinkwasserverordnung vom Juli 2009 eingeflossen sind. Dieser Entwurf wurde in Bezug auf die radioaktivitätsbezogenen Parameter jedoch vom Bundesrat verworfen und in der Neufassung der TrinkwV vom 3. Mai 2011 nicht berücksichtigt.

Zur praktischen Umsetzung der TrinkwV, insbesondere für einen einheitlichen und sachgerechten Vollzug in Bezug auf die radioaktivitätsbezogenen Parameter wurde eine unter der Leitung des BfS stehende Arbeitsgruppe zur Erstellung eines geeigneten Leitfadens eingerichtet. Zielgruppen sind die Gesundheitsämter/Amtsärzte, Wasserversorger und Laboratorien. Beteiligt an der Erarbeitung des Leitfadens sind u. a. das BMU, das Umweltbundesamt (UBA), der Deutsche Verein für das Gas- und Wasserfach e.V. (DVGW), der Bundesverband der Deutschen Energie- und Wasserwirtschaft (BDEW), analytische Laboratorien, Wasserversorger sowie die zuständige Leitstelle für Trinkwasser, Grundwasser, Abwasser, Klärschlamm, Abfälle und Abwasser aus kerntechnischen Anlagen des BfS.

# 14 RADIOAKTIVE STOFFE IN NORD- UND OSTSEE

J. Herrmann

Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie  
Leitstelle für Meerwasser, Meeresschwebstoff und -sediment

In diesem Kapitel wird der aktuelle Zustand von Nord- und Ostsee hinsichtlich der Kontamination durch künstliche Radionuklide beschrieben. Grundlage der Bewertung sind jährlich zwei Überwachungsfahrten mit eigenen und gecharterten Forschungsschiffen durch das Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie sowie zahlreiche Wasserproben, die regelmäßig auch von an-

deren Schiffen des Bundes an festgelegten Positionen entnommen werden. Damit ist sowohl eine Beschreibung der räumlichen Verteilung als auch des zeitlichen Trends der Kontamination möglich.

Grundsätzliche Betrachtungen können dem Vorbericht entnommen werden[52]

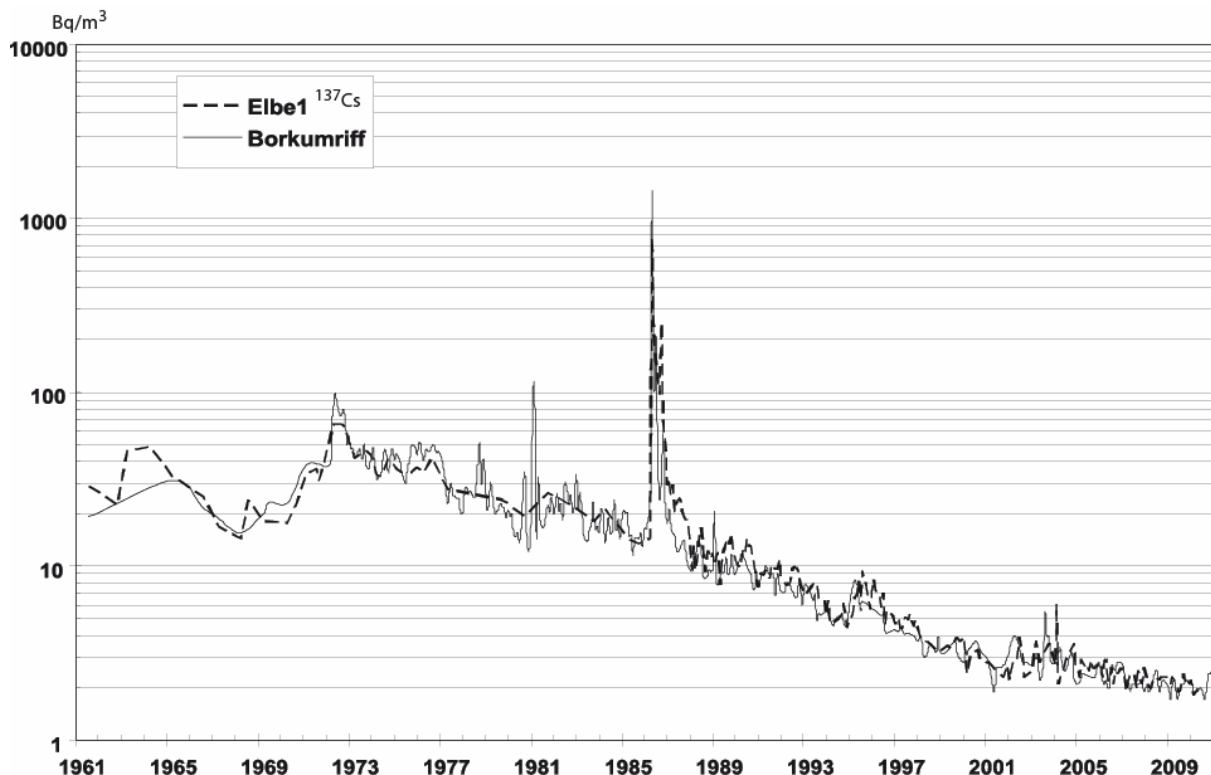


Abbildung 14.1  
Zeitlicher Verlauf der  $^{137}\text{Cs}$ -Aktivitätskonzentration ( $\text{Bq}/\text{m}^3$ ) an den Positionen der ehemaligen Feuerschiffe „Borkumriff“ und „Elbe 1“ in der Deutschen Bucht

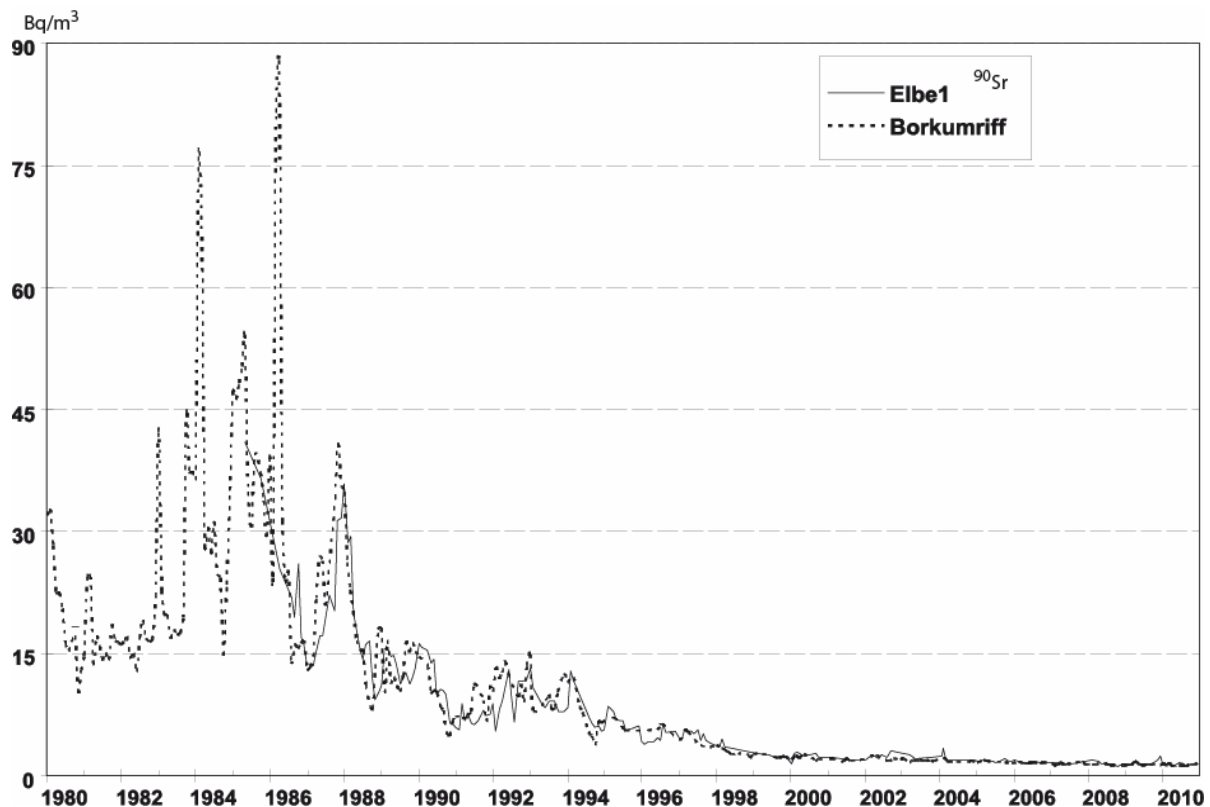
## Meerwasser in der Nordsee

Die Probenentnahme zur Überwachung der Deutschen Bucht bzw. Nordsee erfolgte 2008 auf Fahrten im März und Oktober und 2009 auf einer Fahrt im August. Zusätzlich werden an den Positionen der früheren Feuerschiffe *Borkumriff* und *Elbe 1* in der Deutschen Bucht Proben möglichst monatlich entnommen.

Die Zeitreihen der Aktivitätskonzentration von  $^{137}\text{Cs}$  und  $^{90}\text{Sr}$  an den beiden Stationen seit 1961 bzw. 1980 (Abbildung 14.1 und Abbildung 14.2) lassen seit einigen Jahren nur noch sehr niedrige Werte er-

kennen. Der Grund dafür ist, dass aus den Wiederaufbereitungsanlagen Sellafield und La Hague nur noch sehr niedrige Ableitungen dieser beiden Radionuklide zu verzeichnen sind. Zeitverzögert infolge des Reststroms innerhalb der europäischen Schelfmeere liegen die Konzentrationen nur noch wenig über den Kontaminationswerten des Oberflächenwassers des Atlantiks. Dieses ist im Wesentlichen durch die Reste des Fallouts der oberirdischen Kernwaffentests der sechziger Jahre gekennzeichnet. Ein Eintrag von  $^{137}\text{Cs}$  aus der Elbe ist nicht zu erkennen. Der Fallout von Tschernobyl mit seinem charakteristischen Verhältnis der Radionuklide  $^{134}\text{Cs}$  zu  $^{137}\text{Cs}$





**Abbildung 14.2**  
**Zeitlicher Verlauf der  $^{90}\text{Sr}$ -Aktivitätskonzentration ( $\text{Bq}/\text{m}^3$ ) an den Positionen der ehemaligen Feuerschiffe „Borkumriff“ und „Elbe 1“ in der Deutschen Bucht**

war in der deutschen Bucht zwei bis drei Jahre nach dem Unfall nicht mehr zu messen.  $^{134}\text{Cs}$  ist im Wasser der Nordsee ebenfalls nicht mehr nachweisbar (NWG ca.  $0,2 \text{ Bq}/\text{m}^3$ ).

Die Aktivitätskonzentration von  $^{137}\text{Cs}$  in der Deutschen Bucht liegt zwischen  $1,3 \text{ Bq}/\text{m}^3$  an der Elbemündung bis  $4,4 \text{ Bq}/\text{m}^3$  in der äußeren Deutschen Bucht. Im Vergleich mit früheren Jahren sind die Konzentrationen von  $^{137}\text{Cs}$  sehr niedrig. Eine eindeutige Zuordnung zu einer Quelle ist bei diesen geringen Werten kaum noch möglich. Dagegen ist die Aktivitätskonzentration von  $5,9 \text{ Bq}/\text{m}^3$ , die am Ausgang des Skagerrak nachzuweisen war, eindeutig dem Ausfluss aus der Ostsee zuzuordnen. Wie die Vergleichsproben aus der Elbe bei Stade ( $0,5$  bis  $0,8 \text{ Bq}/\text{m}^3$ ) zeigen, ist der Beitrag aus dem Elbwasserabfluss vernachlässigbar. Die geringe Höhe der Einträge aus der Elbe ist darauf zurückzuführen, dass  $^{137}\text{Cs}$  im Vergleich zu  $^{90}\text{Sr}$  an den Tonmineralen der Böden stärker adsorbiert wird und deshalb über die Flüsse weniger eingetragen wird als das aus dem Kernwaffenfallout stammende  $^{90}\text{Sr}$ .

Die Aktivitätskonzentration von  $^{90}\text{Sr}$  an der Wasseroberfläche der Deutschen Bucht beträgt in den Jahren 2008 und 2009 zwischen  $1,3$  und  $3,2 \text{ Bq}/\text{m}^3$  und

unterscheidet sich nur geringfügig vom Hintergrund aus dem Oberflächenwasser des Atlantiks (ca.  $1,2 \text{ Bq}/\text{m}^3$ ).

Für  $(^{239}+^{240})\text{Pu}$  ergeben sich, ähnlich wie in vergangenen Jahren, sehr geringe Aktivitätskonzentrationen im Meerwasser der Nordsee von  $3$  bis  $32 \text{ mBq}/\text{m}^3$ . Karten mit den gemessenen Verteilungen der Transurane in der Nordsee finden sich im Jahresbericht 2009 über Umweltradioaktivität und Strahlenbelastung des BMU [49]. Die gefundenen  $^{238}\text{Pu}/(^{239}+^{240})\text{Pu}$ -Aktivitätsverhältnisse zeigen für das Gebiet der gesamten Nordsee vom Englischen Kanal bis auf die Höhe der Shetlandinseln, dass die dominierende Quelle nicht der Kernwaffenfallout ist, sondern die Einleitungen der Wiederaufarbeitungsanlagen. Interessant ist jedoch, dass sich die Nuklid-signatur in der Nordsee in den letzten Jahren verändert hat. Während für viele Jahre ein  $^{238}\text{Pu}/(^{239}+^{240})\text{Pu}$ -Aktivitätsverhältnis von  $0,15$  bis  $0,20$  charakteristisch war, findet man jetzt in der zentralen und nordwestlichen Nordsee Verhältnisse von bis zu  $0,8$ . Nach Rücksprache mit britischen Kollegen (CE-FAS) wird diese Signatur auf geringfügige Freisetzen im Rahmen von Rückbauarbeiten an der Anlage Dounreay zurückgeführt [50]. Einerseits ist dieses Aktivitätsverhältnis charakteristisch für Einleitun-

gen von Dounreay, andererseits tritt diese Signatur nur im Jahr 2009 auf. Im Jahr 2010 sind die  $^{238}\text{Pu}/(^{239+240})\text{Pu}$ -Aktivitätsverhältnisse im betreffenden Seegebiet wieder zu den Vorjahreswerten zurückgekehrt [51].

### Meerwasser in der Ostsee

Die Ostsee erfuhr aus dem Unfall von Tschernobyl einen hohen Eintrag von Fallout. Der Schwerpunkt des Eintrages lag in der südlichen Bottenensee, dem Finnischen Meerbusen und – in geringerem Maße – in der Lübecker Bucht. Auf Grund des nur geringen Wasseraustausches mit dem Weltozean dauert es Jahrzehnte, bis Schadstoffe aus der Ostsee entfernt werden. Dies ist seit über 20 Jahren auch mit dem  $^{137}\text{Cs}$  aus Tschernobyl zu beobachten. Die Ostsee ist das größte Brackwassermeer der Welt. Insgesamt besteht ein Süßwasserüberschuss, der mit dem salzarmen Oberflächenwasser über die Beltsee in die Nordsee ausgetragen wird. In der salzarmen und dichteren Tiefenschicht findet der Einstrom salzreichen Ozeanwassers statt. Dieses Wechselspiel spiegelt sich auch in den Konzentrationen des Radionuklids  $^{137}\text{Cs}$  wider. Im Oberflächenwasser befinden sich die höheren Konzentrationen aus dem Tschernobylfallout, im Tiefenwasser finden wir meist etwas niedrigere Konzentrationen bei höherem Salzgehalt. Besonders deutlich ist dies im Bereich des großen Belts zu sehen. Aktuelle Berechnungen zeigen, dass das Vor-Tschernobyl-Niveau der  $^{137}\text{Cs}$ -Aktivitätskonzentration von  $15 \text{ Bq/m}^3$  voraussichtlich zwischen 2020 und 2030 wieder erreicht werden wird.

Abbildung 14.3 stellt den zeitlichen Verlauf der Aktivitätskonzentrationen von  $^{137}\text{Cs}$  und  $^{90}\text{Sr}$  im Oberflächenwasser an der Position Schleimündung in der Ostsee dar. Deutlich zu erkennen sind die höheren Konzentrationen beider Nuklide in den sechziger Jahren und des  $^{137}\text{Cs}$  seit dem Tschernobyl-Unfall. Die jahreszeitlichen Schwankungen der  $^{137}\text{Cs}$ -Konzentrationen sind durch den jahreszeitlich schwankenden Ein- und Ausstrom des Ostseewassers bestimmt.

Die Aktivitätskonzentration von  $^{137}\text{Cs}$  an der Wasseroberfläche in der westlichen Ostsee lag in den Jahren 2008 und 2009 etwa zwischen  $24 \text{ Bq/m}^3$  im westlichen und  $44 \text{ Bq/m}^3$  im östlichen Teil des überwachten Gebietes. Die Konzentrationen nehmen nach Osten nach wie vor leicht zu – in Richtung des Schwerpunktes des Tschernobyl-Fallout. Obwohl die Kontamination der westlichen Ostsee sich gegenüber den Vorjahren verringert hat, liegt sie immer noch um den Faktor 10 über derjenigen der Deutschen Bucht. Während die Wassersäule der Ostsee

im überwiegenden Teil bis hinunter zum Meeresboden eine große Homogenität der Kontamination zeigt, lässt sich im Bodenwasser der Beltsee der Einstrom des Nordseewassers durch den deutlich geringeren Gehalt von  $^{137}\text{Cs}$  nachweisen. Dabei weisen die Proben im Bereich der Mecklenburger Bucht den größten Unterschied in der  $^{137}\text{Cs}$ -Aktivitätskonzentration zwischen Oberflächen- und Bodenwasser auf. Die Mittelwerte von  $^{137}\text{Cs}$  an sieben ausgewählten Stationen in der westlichen Ostsee von 1996 bis 2009 zeigen neben dem grundsätzlich abnehmenden Trend der Aktivitätskonzentration eine hohe Variabilität der Kontamination in diesem Übergangsbereich zwischen Nord- und Ostsee ([49], Seite 138).

Die Konzentrationen von  $^{90}\text{Sr}$  lagen in der westlichen Ostsee im Berichtszeitraum zwischen  $6$  und  $9 \text{ Bq/m}^3$  und damit bis um den Faktor 5 höher als in der Deutschen Bucht. Die Quelle des  $^{90}\text{Sr}$  ist nahezu ausschließlich der globale Fallout aus den sechziger Jahren. Die Kombination aus hoher Mobilität des  $^{90}\text{Sr}$  mit dem sehr umfangreichen Einzugsgebiet der Ostsee und dem damit verbundenen hohen Süßwasserzufluss führen schon lange zu einem vergleichsweise höheren Gehalt an Radiostrontium.

### Sedimente in der Nordsee

Die Sedimente der Nordsee sind zum überwiegenden Teil stark sandig, nur lokal finden sich Schlickablagerungen, die nennenswerte Konzentrationen von Radionukliden beeinhalteten. Im BMU-Jahresbericht sind in die Profile der  $^{238}\text{Pu}/(^{239+240})\text{Pu}$ -Aktivitätsverhältnisse in zwei Sedimentkernen aus der Deutschen Bucht wiedergegeben ([49], Seite 140). Der unregelmäßige Verlauf deutet auf starke Umlagerungen des Sedimentes durch Sturmereignisse hin. Während sich auf der Station KS 11 südöstlich Helgoland das Pu-Verhältnis als nahezu reines Falloutverhältnis ( $0,04 - 0,08$ ) zeigt, findet sich auf der Station WB5 in der mittleren Deutschen Bucht die klassische Sellafeldsignatur mit einem Verhältnis von  $0,15$  bis  $0,20$ . Nur an der Oberfläche zeigt sich die Veränderung des Pu-Verhältnisses, wie es sich auch im Wasser der zentralen und nordwestlichen Nordsee manifestiert.

### Sedimente in der Ostsee

Das  $^{137}\text{Cs}$  aus dem Tschernobyl-Unfall wurde in den Sedimenten der westlichen und zentralen Ostsee regional sehr unterschiedlich deponiert. Die höchste Konzentration findet sich vielfach nicht mehr an der Sedimentoberfläche, sondern je nach Ort in Tiefen von  $2$  bis  $8 \text{ cm}$ . Das Inventar an  $^{137}\text{Cs}$  betrug in den Jahren 2008/2009 zwischen  $1$  und  $6 \text{ kBq/m}^2$ , wobei die höchsten Werten in den wasseraustauscharmen

Buchten zu finden sind. Die Inventare hängen stark von der Körnigkeit der Sedimente und nicht direkt von den umgebenden Wasserkonzentrationen ab.

Dabei sind die in diesem Teil der Ostsee gefundenen Inventare wesentlich geringer als z. B. im Finnischen oder Bottnischen Meerbusen (>100 kBq/m<sup>2</sup>).

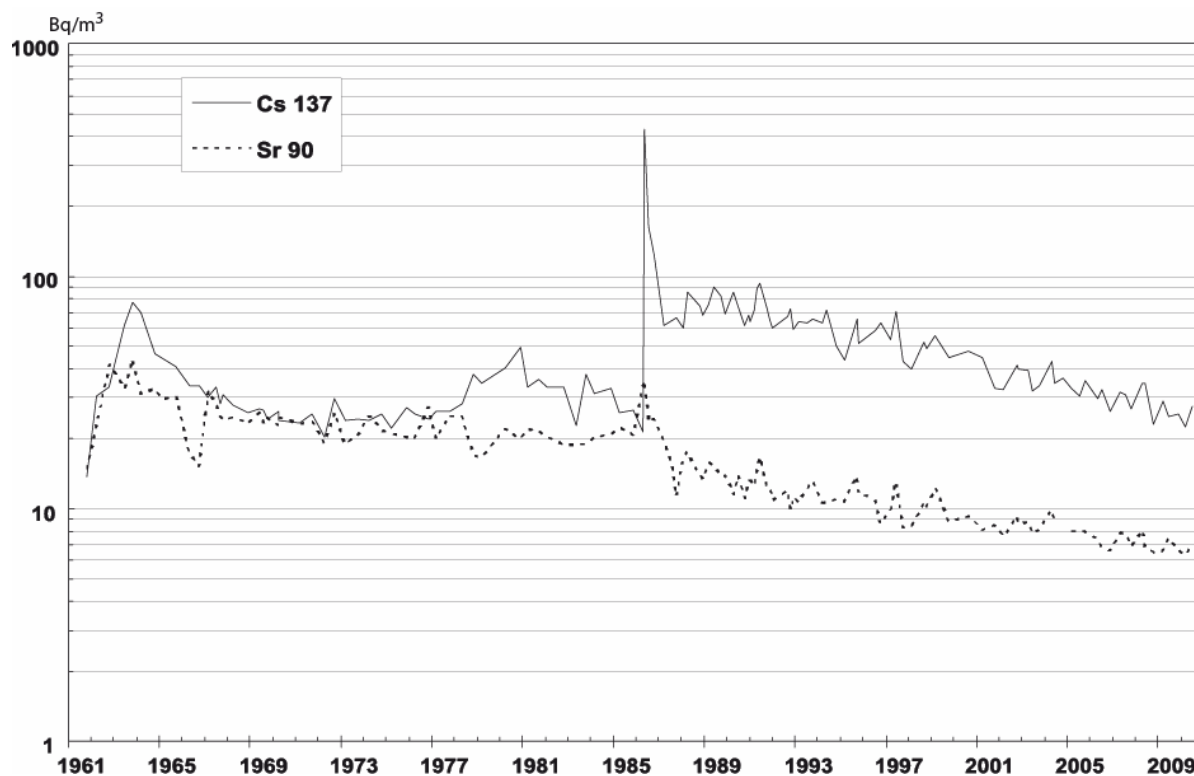


Abbildung 14.3

Zeitliche Verlauf der <sup>137</sup>Cs und <sup>90</sup>Sr -Aktivitätskonzentrationen (Bq/m<sup>3</sup>) an der Position „Schleimündung“ (54°40'N, 010°05'O) seit 1961

# 15 RADIOAKTIVE STOFFE IN FISCHEN

U. Rieth

Johann Heinrich von Thünen-Institut, Institut für Fischereiökologie  
Leitstelle für Fisch und Fischereierzeugnisse, Krustentiere, Schalentiere, Meereswasserpflanzen

Als Folge des Reaktorunfalls von Tschernobyl traten in Fischen unabhängig davon, ob sie aus dem Meer oder aus Binnengewässern stammten, längerfristig praktisch nur  $^{137}\text{Cs}$  und  $^{134}\text{Cs}$  auf<sup>1</sup>. Die Aktivitäten dieser Nuklide nahmen bereits seit Mitte des Jahres 1987 wieder kontinuierlich ab, wobei  $^{134}\text{Cs}$  schon seit Jahren nur noch sehr selten nachgewiesen werden konnte. Im Bericht „Umweltradioaktivität und Strahlenbelastung“ des BMU [49] werden einige charakteristische Zeitreihen der  $^{137}\text{Cs}$ -Aktivitätskonzentrationen von 1986 bis 2009 präsentiert. Die zu Grunde liegenden Daten (jeweils Jahresmittelwerte) stammen von den Messstellen der Bundesländer und der Leitstelle.

## Binnenseen

Den höchsten  $^{137}\text{Cs}$ -Anstieg nach Tschernobyl wiesen Fische aus Binnenseen auf. Der Vergleich der Aktivitätswerte zwischen Süddeutschland (Baden-Württemberg und Bayern) und Norddeutschland (Schleswig-Holstein, Hamburg, Niedersachsen, Bremen, ab 1991 auch Brandenburg und Mecklenburg-Vorpommern). zeigt, dass der Rückgang von  $^{137}\text{Cs}$  in Binnenseefischen beider Regionen ab 1988 nahezu parallel erfolgte. Bis 2009 fielen die  $^{137}\text{Cs}$ -Jahresmittelwerte auf 1,2 Bq/kg Feuchtmasse (FM) in Süddeutschland und 1,5 Bq/kg FM in Norddeutschland.

## Fließgewässer

Auf Grund des Abtransports der Cäsiumnuklide durch die natürliche Fließgeschwindigkeit dieser Gewässer vollzog sich die Abnahme der Aktivität, beginnend Anfang 1987, deutlich schneller als in Binnenseen. Bis 2009 gingen die mittleren  $^{137}\text{Cs}$ -Aktivitätswerte auf 0,32 Bq/kg FM (Süddeutschland), 0,23 Bq/kg FM (Mitteldeutschland) bzw. 0,35 Bq/kg FM (Norddeutschland) zurück.

## Fischteiche

Die zeitliche Entwicklung für  $^{137}\text{Cs}$  in Fischen aus Fischteichen (Fischwirtschaften, Angelteiche, Baggerseen) verhält sich qualitativ ähnlich der Entwicklung in Fließgewässern. Bis 1989 waren die in Fisch-

<sup>1</sup>  $^{134}\text{Cs}$  wurde in wenigen Proben in Ostseefisch mit so großer Unsicherheit gefunden, dass es nicht mehr in die jährliche statistische Auswertung einbezogen wird.

teichen gefundenen Mittelwerte etwa um die Hälfte niedriger als in Fließgewässern. Ab 1990 ist praktisch kein Unterschied mehr zu verzeichnen.

## Karpfen und Forellen

Eine Einzelbetrachtung der beiden wirtschaftlich bedeutendsten Binnengewässer-Fischarten Karpfen und Forelle ergibt, dass die mittleren  $^{137}\text{Cs}$ -Werte seit ihrem Maximum von etwa 16 bzw. 7 Bq/kg in den Jahren 1986 und 1987 kontinuierlich abnehmen. Die im Jahr 2009 ermittelten Werte sind 0,14 Bq/kg (Forellen) bzw. 0,09 Bq/kg (Karpfen). Da für die Auswertung jeweils Forellen und Karpfen aus allen Binnengewässerarten zusammengefasst wurden, lassen sich die in der Zeitreihe in manchen Jahren auftretenden leicht höheren  $^{137}\text{Cs}$ -Werte bei Karpfen auf den Einfluss höher kontaminierter Binnenseekarpfen zurückführen.

## Nord- und Ostsee

Auf Grund von Ableitungen aus den europäischen Wiederaufarbeitungsanlagen waren Nordseefische bereits vor dem Reaktorunfall von Tschernobyl leicht mit  $^{137}\text{Cs}$  kontaminiert. Nach dem Unfall zeigten die  $^{137}\text{Cs}$ -Jahresmittelwerte mit bis zu 3 Bq/kg zunächst keinen deutlichen Trend. Der Tschernobyl-Einfluss kann wegen eines raschen Abtransports des Fallouts im Nordseewasser als sehr gering bezeichnet werden. Ab 1988 ist bis Mitte der neunziger Jahre eine leichte Aktivitätsabnahme zu verzeichnen. Danach stagnierten die  $^{137}\text{Cs}$ -Werte bzw. eine weitere Abnahme trat nur noch sehr langsam auf. Der Jahresmittelwert für 2009 betrug 0,16 Bq/kg FM. Die Abnahme über den gesamten Zeitraum ist im Wesentlichen auf die seit Mitte der siebziger bis Mitte der achtziger Jahre erfolgte, kontinuierliche Reduzierung der  $^{137}\text{Cs}$ -Ableitungen aus der englischen Wiederaufarbeitungsanlage Sellafield zurückführbar. Ab der zweiten Hälfte der neunziger Jahre verzögert das aus dem Sediment der Irischen See remobilisierte und in die Nordsee transportierte  $^{137}\text{Cs}$  eine weitere Abnahme der Aktivität.

Im Gegensatz zur Nordsee war für  $^{137}\text{Cs}$  in Ostseefischen ein deutlicher Anstieg nach Tschernobyl zu verzeichnen. In den Folgejahren nach dem Reaktorunfall lag der mittlere  $^{137}\text{Cs}$ -Wert in Fischen der Ostsee bei etwa 7 Bq/kg. Seit Anfang der neunziger Jah-

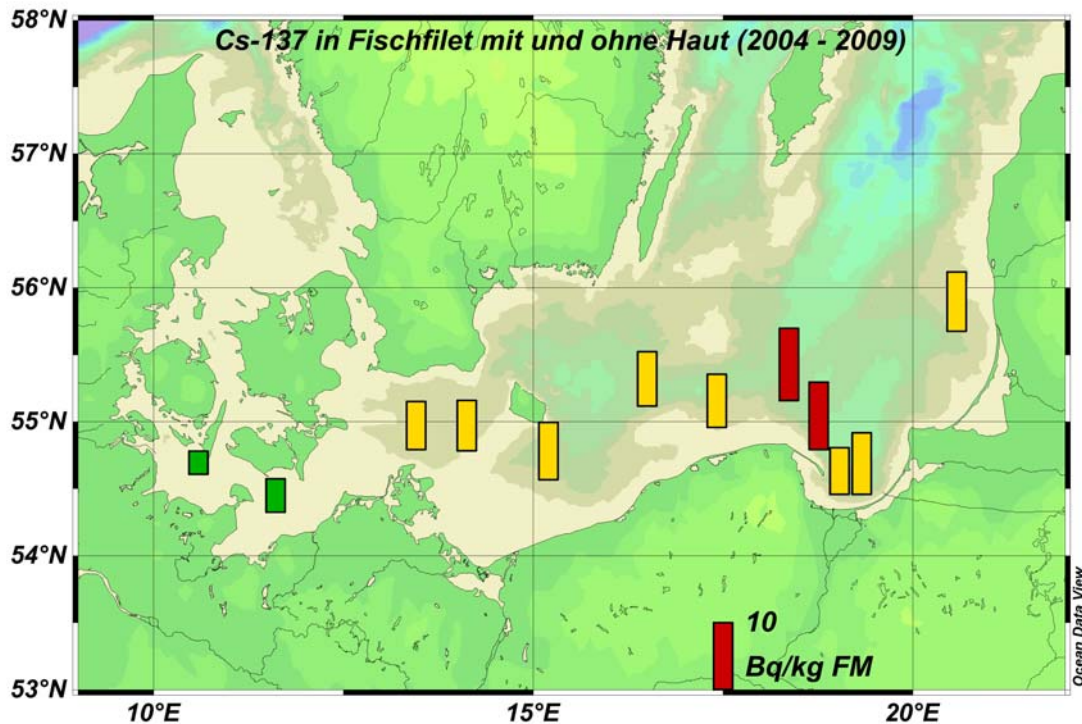


Abbildung 15.1  
 Regionaler Verlauf der  $^{137}\text{Cs}$ -Aktivität in Fischfilet der Ostsee als Gebietsmittelwert aus den Jahren 2004 bis 2009  
 (grün <math>< 6,00 \text{ Bq/kg FM}</math>; gelb = <math>6,00 - 9,99 \text{ Bq/kg FM}</math>; rot <math>> 9,99 \text{ Bq/kg FM}</math>)

re ist dann nur eine geringe Abnahme erkennbar. Eine Ursache hierfür ist der langsame Transport von höher kontaminierten Wassermassen aus der Bottnischen See in die südlicheren Teile der Ostsee. Zusätzlich ist der Wasseraustausch mit der Nordsee erheblich geringer als derjenige der Nordsee mit dem Nordostatlantik, was einen Abtransport von  $^{137}\text{Cs}$  aus der Ostsee stark verzögert. In den östlichen Untersuchungsgebieten wurden von der Leitstelle über die Jahre  $^{137}\text{Cs}$ -Messwerte bis über  $25 \text{ Bq/kg FM}$  (etwa  $10 \text{ Bq/kg FM}$  in 2009) im Fischfilet gefunden, in den westlicheren Gebieten (Kieler Bucht) dagegen etwas niedrigere Werte bis etwa  $9 \text{ Bq/kg FM}$  (etwa  $4 \text{ Bq/kg FM}$  in 2009). Den West-Ost-Trend der zunehmenden  $^{137}\text{Cs}$ -Werte gibt die [Abbildung 15.1](#) sehr anschaulich wieder. Sie zeigt die Daten aller Fischfiletproben von Dorsch, Wittling, Scholle, Flunder und Makrele die in den Jahren 2004 bis 2009 bei Reisen mit dem Fischereiforschungsschiff Walther Herwig III gewonnen wurden.

Einen Eindruck der  $^{137}\text{Cs}$ -Kontaminationsunterschiede zwischen Nord- und Ostsee vermittelt [Abbildung 15.2](#). Hierin sind die Daten aller Gesamtfischproben (z. B. Sprotte, Hering, Kliesche, Stint) der Forschungsreisen mit der Walther Herwig III aus den Jahren 2004 bis 2009 enthalten.

Nimmt man zu den Fischen aus Nord- und Ostsee die nicht geringe Anzahl derjenigen Meeresfische hinzu, für die von den Messstellen andere oder aber keine Herkunftsgewässer angegeben wurden (überwiegend Importe, vor allem aus Dänemark), bewegte sich  $^{137}\text{Cs}$  1986 bis 1991 im jährlichen Mittel zwischen etwa 2 und  $3 \text{ Bq/kg FM}$ . Danach setzte eine langsame Abnahme ein, wobei 2008 und 2009 Mittelwerte von 0,10 und 0,11  $\text{Bq/kg FM}$  erreicht wurden.

### Ergebnisse

Zusammenfassend ist festzustellen, dass der Tschernobyl-Fallout in den Fischen der untersuchten Gewässer die dominierende Quelle der Kontamination mit Radionukliden ist. Einzige Ausnahme davon ist die Nordsee, in der dieser Fallout schon seit vielen Jahren nicht mehr nachzuweisen ist. Die mittleren  $^{137}\text{Cs}$ -Werte in Fischen aus der Ostsee sind 2009 noch immer etwas höher als diejenigen bei Fischen aus Binnengewässern. Die zunächst größte Bedeutung hatte der Fallout für Fische aus den Binnengewässern und dort vor allem für die aus Binnengewässern. Bis 2009 war hier jedoch ein deutlicher Rückgang der mittleren  $^{137}\text{Cs}$ -Aktivität auf unter  $2 \text{ Bq/kg FM}$  zu verzeichnen. In den Teichen und Fließgewässern war die Kontamination der Fische um rund eine Größenordnung niedriger als in den



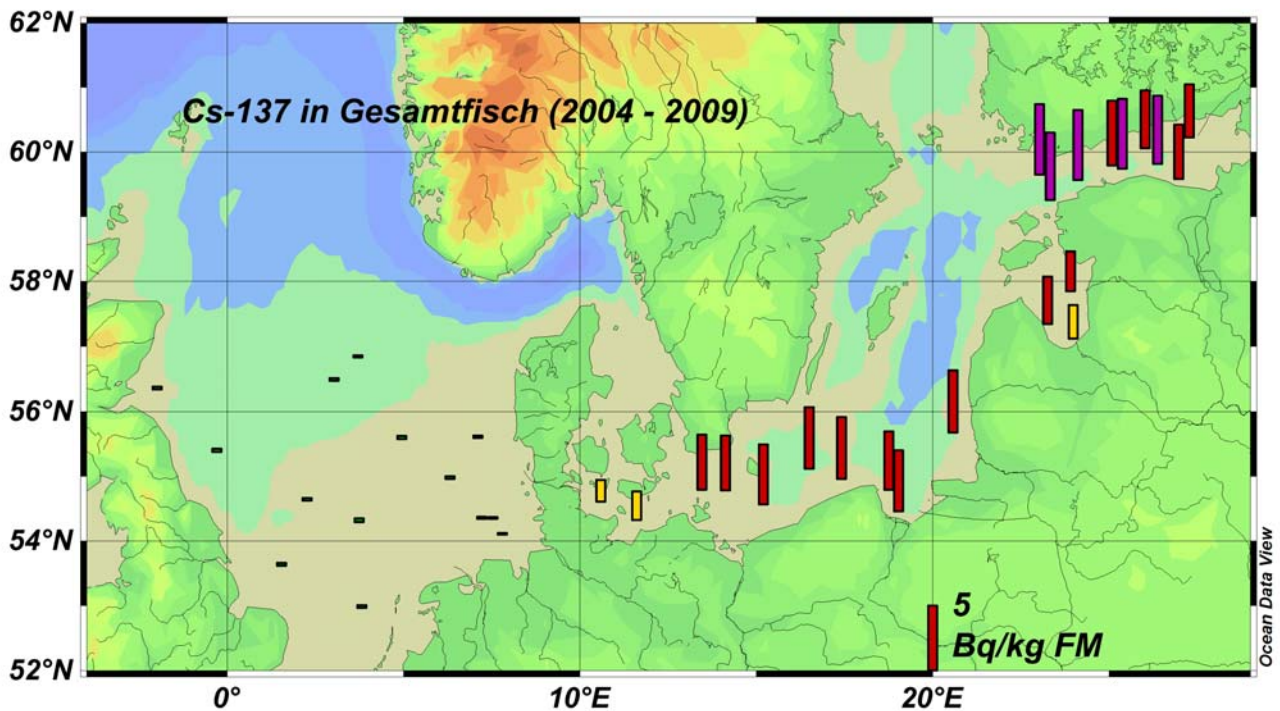


Abbildung 15.2

Gebietsmittelwerte der  $^{137}\text{Cs}$ -Aktivität in Gesamtfischproben aus Nord- und Ostsee aus den Jahren 2004 bis 2009 (grün (Nordsee)  $< 1,00$  Bq/kg FM; gelb =  $1,00 - 2,99$  Bq/kg FM; rot =  $3,00 - 4,99$  Bq/kg FM; violett  $> 4,99$  Bq/kg FM)

Binnenseen. Die Cäsium-Aktivitätswerte bei Fischen aus Fließgewässern und Teichen nahmen von den neunziger Jahren bis 2009 nur noch langsam ab, lagen aber insgesamt auf niedrigem Niveau.

Wie im Vorbericht [52] dargestellt, ergeben sich für die Strahlenexposition der Bevölkerung durch Verzehr von jährlich 5,6 kg Ostseefisch Dosen von etwa  $0,15 \mu\text{Sv}$  im Jahr. Die entsprechende Dosis durch Verzehr von Nordseefisch und von zusätzlich 0,55 kg Krustazeen und Mollusken beläuft sich auf

etwa  $0,066 \mu\text{Sv}$  im Jahr. Die Zahlen für den aktuellen Berichtszeitraum 2008-2009 liegen in vergleichbaren Größen, können aber mangels Verfügbarkeit von aktuellen, detaillierten Verzehrzahlen, nicht exakt quantifiziert werden. Nimmt man den ca. 6-prozentigen Anstieg des Fischkonsums von 2005 auf 2008 als Grundlage, so liegt der dadurch verursachte, zusätzliche Anteil an Strahlenexposition für die Bevölkerung innerhalb der statistischen Genauigkeit der zu Grunde gelegten Aktivitätsmittelwerte.



# 16 BODEN, PFLANZEN, FUTTERMITTEL, MILCH UND GESAMTNAHRUNG

D. Tait

Max Rubner-Institut, Institut für Sicherheit und Qualität bei Milch und Fisch  
Leitstelle für Boden, Bewuchs, Futtermittel und Nahrungsmittel pflanzlicher und tierischer Herkunft

## Boden, Pflanzen und Futtermittel

Die Wanderung der Radionuklide  $^{137}\text{Cs}$  und  $^{90}\text{Sr}$  in den Boden hinein erfolgt nur sehr langsam. Da beide Radionuklide eine lange Halbwertszeit aufweisen, verändert sich ihre spezifische Aktivität im Boden gegenwärtig von Jahr zu Jahr nur geringfügig. Gelegentliche starke Schwankungen der Messwerte an einem Ort gehen auf unvermeidliche Variationen in der Probenahme zurück. Die Kontamination des Bodens mit  $^{137}\text{Cs}$  war auch im Jahr 2010 durch die Deposition nach dem Tschernobyl-Unfall geprägt, während das  $^{90}\text{Sr}$  zum überwiegenden Teil noch aus der Zeit der oberirdischen Kernwaffenversuche stammt. In [Abbildung 16.2](#) und [Abbildung 16.3](#) sind die Landesmittelwerte für die  $^{137}\text{Cs}$ -Aktivitätskonzentration in Ackerböden und die entsprechenden Werte für Böden, die als Weiden und Wiesen genutzt werden, dargestellt.

In den Vegetationsperioden 2008 bis 2010 wurden verschiedene Pflanzenproben  $\gamma$ -spektrometrisch gemessen. Im Vordergrund standen dabei Proben solcher Pflanzen, die als Futtermittel dienen. Der  $^{137}\text{Cs}$ -Gehalt in Weide- und Wiesenbewuchs ist in [Abbildung 16.4](#) dargestellt. In einigen Bundesländern wurden Futtermittelrohstoffe überwacht. Diese Pro-

duktgruppe schließt ein: Mais und Maissilage, Futterrüben, -getreide und -kartoffeln, GÜnfutterpflanzen, Erbsen, Raps, Ölkuchen/Ölschrote und Sonnenblumen. Im Mittel liegen die Werte zwischen  $<0,2$  und  $1,8 \text{ Bq/kg TM}$  für  $^{137}\text{Cs}$  und  $<0,1 \text{ Bq/kg}$  und  $3,2 \text{ Bq/kg}$  für  $^{90}\text{Sr}$ . Im Allgemeinen hat die Kontamination pflanzlichen Materials weiterhin abgenommen. Dies ist vor allem auf Verdünnungs- und Bindunseffekte im Boden sowie den physikalischen Zerfall zurückzuführen. Die Kontamination pflanzlichen Materials ist gegenüber dem Vorbericht wieder etwas zurückgegangen, was vor allem auf Verdünnungs- und Bindunseffekte im Boden zurückzuführen ist.

## Radioaktive Stoffe in Milch und Milchprodukten

Die Kontamination von Milch und Milchprodukten mit  $^{137}\text{Cs}$  aus dem Kernwaffen- und Tschernobylfallout hatte bereits in den Vorjahren ein sehr niedriges Niveau erreicht. Derzeit vermindert sie sich von Jahr zu Jahr nur noch äußerst geringfügig. Die  $^{90}\text{Sr}$ -Aktivitätskonzentration ist in den Jahren 2008 - 2010 auf extrem niedrigem Niveau ebenfalls nahezu konstant geblieben. Andere störfallrelevante Radionuklide wie  $^{131}\text{I}$  und  $^{134}\text{Cs}$ , die nach dem Tschernobylunfall deponiert wurden, werden wegen ihrer kurzen Halbwertszeiten von acht Tagen bzw. zwei Jahren nicht

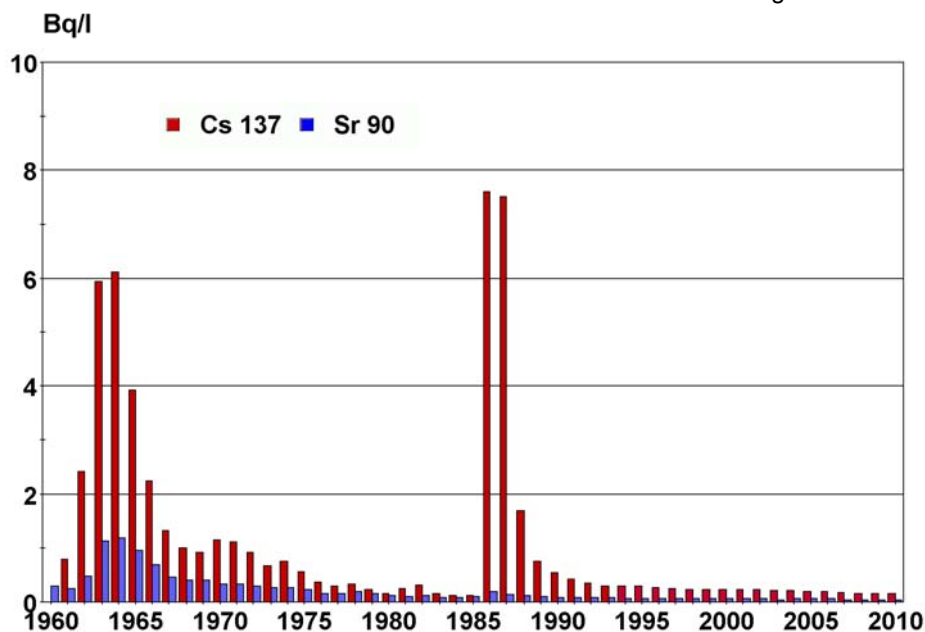


Abbildung 16.1  
Jahresmittelwerte der  $^{90}\text{Sr}$ - und  $^{137}\text{Cs}$ -Konzentrationen in Rohmilch (Bundesgebiet)

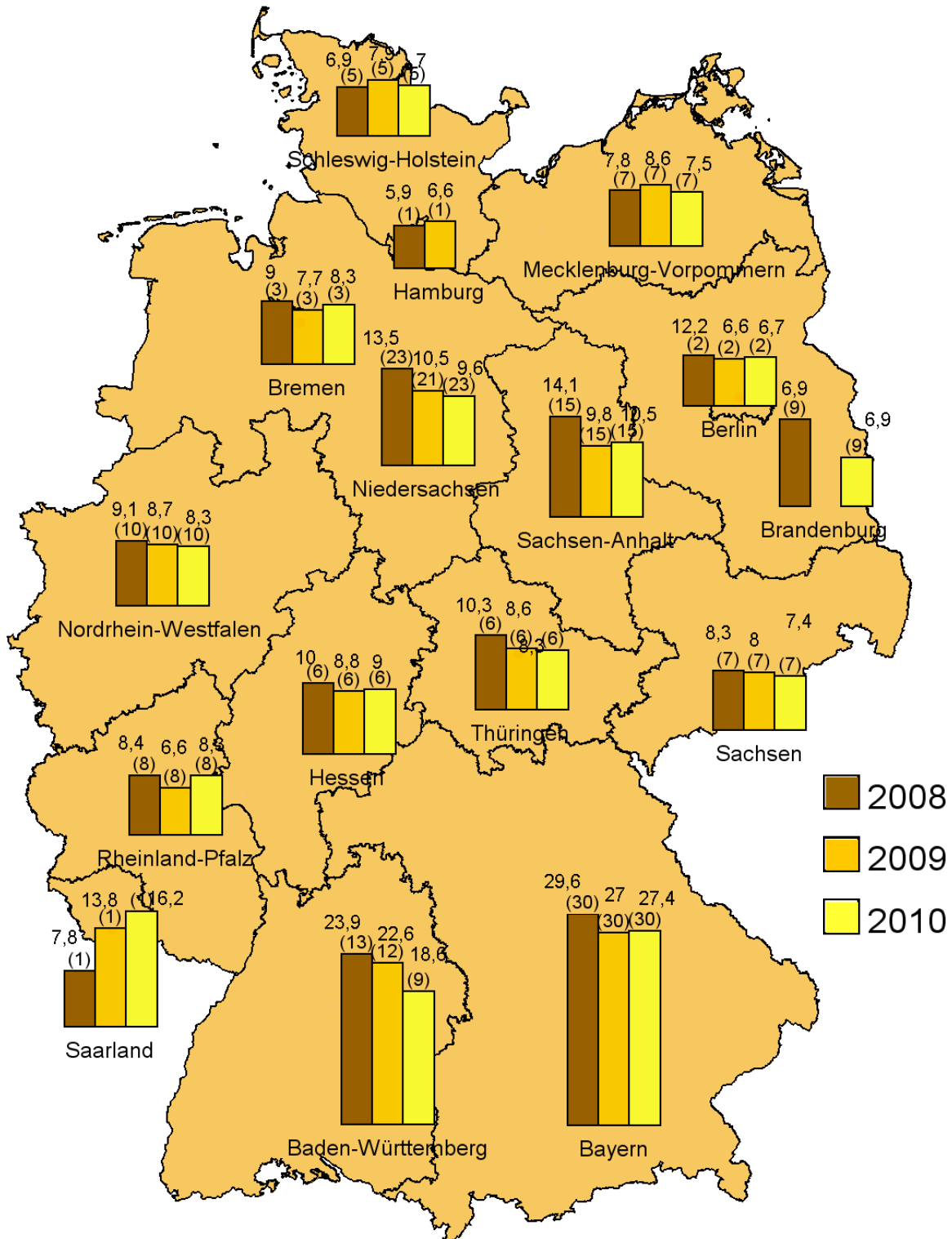


Abbildung 16.2

Radioaktive Kontamination von Ackerböden mit  $^{137}\text{Cs}$  in den Jahren 2008 bis 2010 nach Messungen der Bundesländer (Mittelwerte in Bq/kg TM, Anzahl der Messwerte in Klammern)

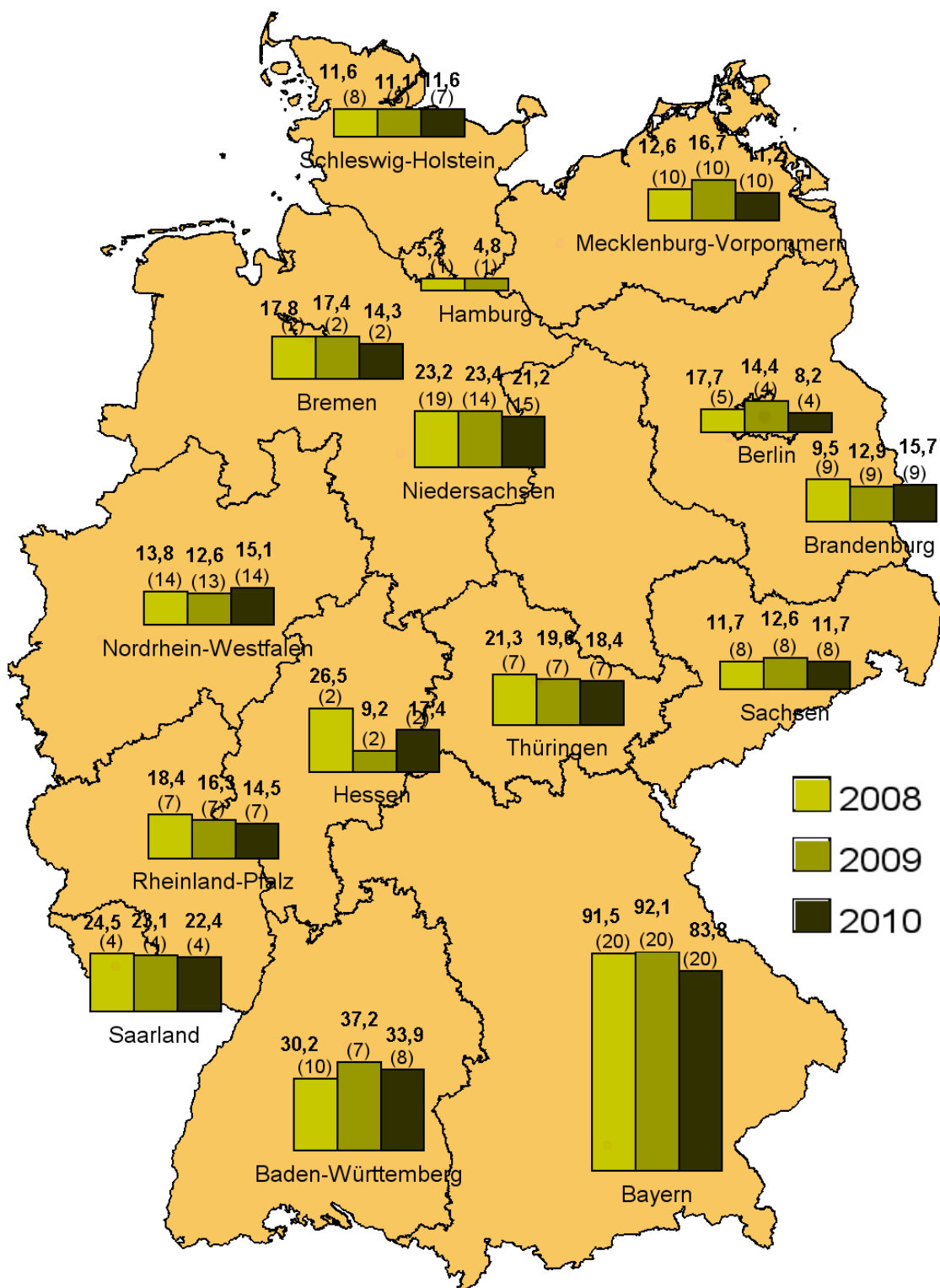


Abbildung 16.3

Radioaktive Kontamination von Weideböden mit <sup>137</sup>Cs in den Jahren 2008 bis 2010 nach Messungen der Bundesländer (Mittelwerte in Bq/kg TM, Anzahl der Messwerte in Klammern)

mehr nachgewiesen. **Abbildung 16.1** zeigt den Verlauf der Jahresmittelwerte der  $^{90}\text{Sr}$ - und  $^{137}\text{Cs}$ -Aktivitätskonzentrationen der Milch für den Zeitraum von 1960 bis 2010. Einen Überblick über den  $^{137}\text{Cs}$ - und  $^{134}\text{Cs}$ -Gehalt in verschiedenen Milchprodukten geben Tabellen in den Jahresberichten über Umweltradioaktivität und Strahlenbelastung [49].

### Gesamtnahrung, Säuglings- und Kleinkindernahrung

Die Beprobung der Gesamtnahrung dient der Abschätzung der ingestionsbedingten Strahlendosis gesunder Erwachsener in der Bundesrepublik Deutschland. Dazu werden verzehrfertige Menüs der Gemeinschaftsverpflegung aus Kantinen, Heimen, Krankenhäusern und Restaurants vermessen. Daraus resultiert eine Mittelung der Verzehrsmenge und der Zusammensetzung. Bei den Gesamtnahrungsprouben handelt es sich um Tagesrationen für gesunde Erwachsene.

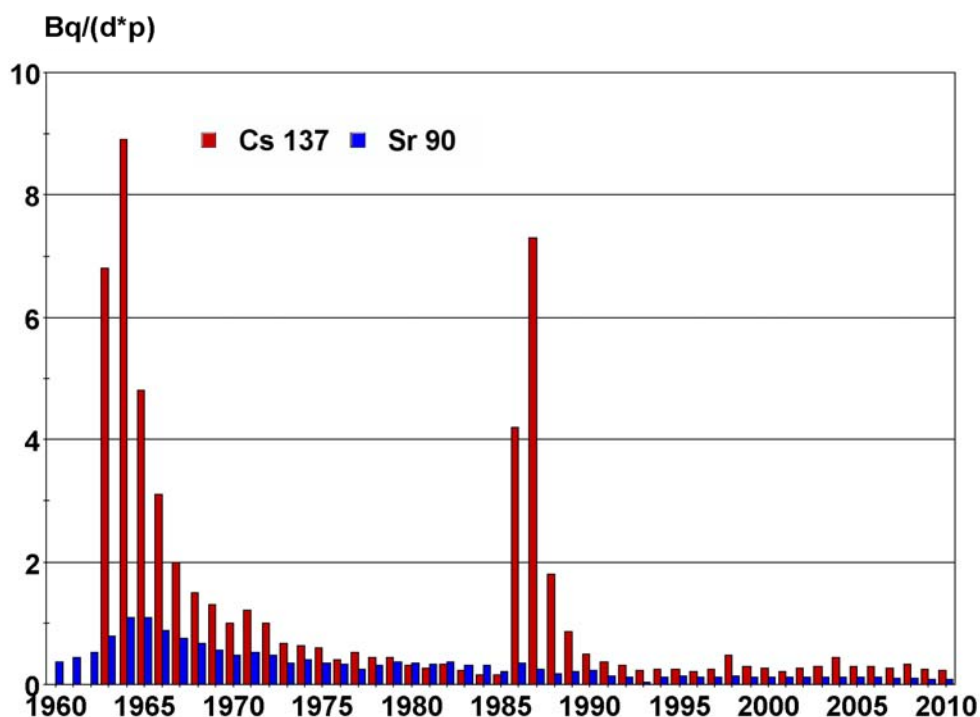
Tabellen über die spezifische Aktivität in Bq/kg FM (Feuchtmasse) für  $^{90}\text{Sr}$  und  $^{137}\text{Cs}$  für einige ausgewählte Lebensmittel sowie für Säuglings- und Kleinkindernahrung finden sich in den Jahresberichten über Umweltradioaktivität und Strahlenbelastung [48,49].

Die mittlere tägliche  $^{137}\text{Cs}$ -Aktivitätszufuhr einer Person über die Nahrung wird in Bq pro Tag und Person

(Bq/d×p) ausgedrückt. Für die Jahre 2008 bis 2010 können diese Werte mit 0,33, 0,25 und 0,23 Bq/(d×p) geschätzt werden und zeigen somit kaum eine Änderung zu den Vorjahren (**Abbildung 16.5**). Da in diese Schätzung ein hoher Prozentsatz von Messwerten unterhalb der Nachweisgrenzen eingeht, wird der Wert der Aktivitätszufuhr überschätzt, was bei einer Interpretation des Wertes berücksichtigt werden muss.

Für  $^{90}\text{Sr}$ , mit einer mittleren Aktivitätszufuhr von 0,08 Bq/(d×p) in den Jahren 2009 und 2010 sowie 0,10 Bq/(d×p) im Jahr 2008, gilt die gleiche Betrachtungsweise wie für  $^{137}\text{Cs}$ , wobei ein wesentlich größerer Anteil der  $^{90}\text{Sr}$ -Messwerte nahe oder unterhalb der Nachweisgrenze liegen. Die mittlere jährliche ingestionsbedingte Aktivitätszufuhr lässt sich somit wie folgt abschätzen:

2008	$^{90}\text{Sr}$	37 Bq/(a · p)
	$^{137}\text{Cs}$	120 Bq/(a · p)
2009	$^{90}\text{Sr}$	29 Bq/(a · p)
	$^{137}\text{Cs}$	91 Bq/(a · p)
2010	$^{90}\text{Sr}$	29 Bq/(a · p)
	$^{137}\text{Cs}$	84 Bq/(a · p)



**Abbildung 16.5**  
 Jahresmittel der Aktivitätszufuhr von  $^{137}\text{Cs}$  und  $^{90}\text{Sr}$  mit der Gesamtnahrung pro Tag und Person

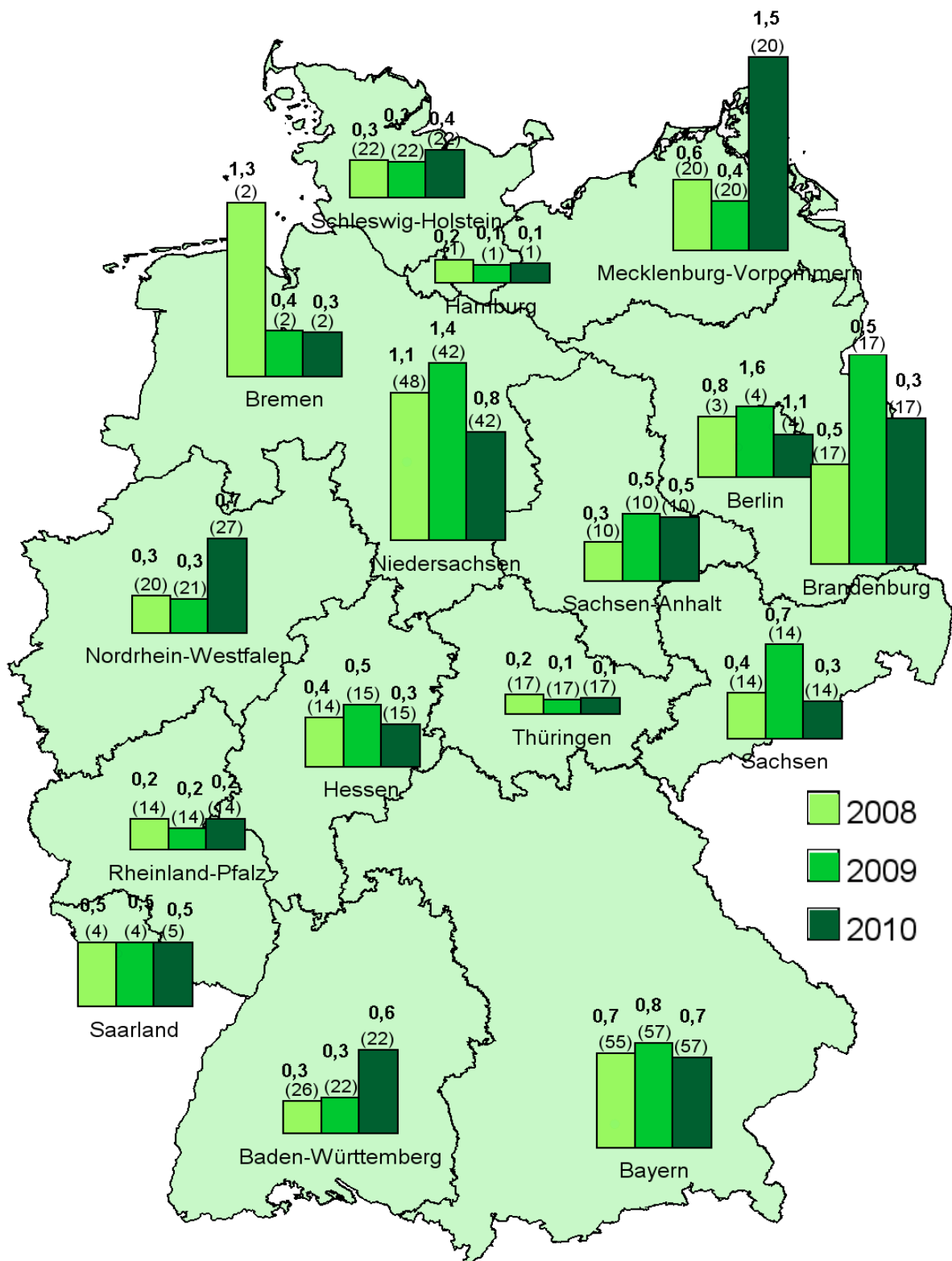


Abbildung 16.4

Radioaktive Kontamination von Weide- und Wiesenbewuchs mit  $^{137}\text{Cs}$  in den Jahren 2008 bis 2010 nach Messungen der Bundesländer (Mittelwerte in Bq/kg TM, Anzahl der Messwerte in Klammern)

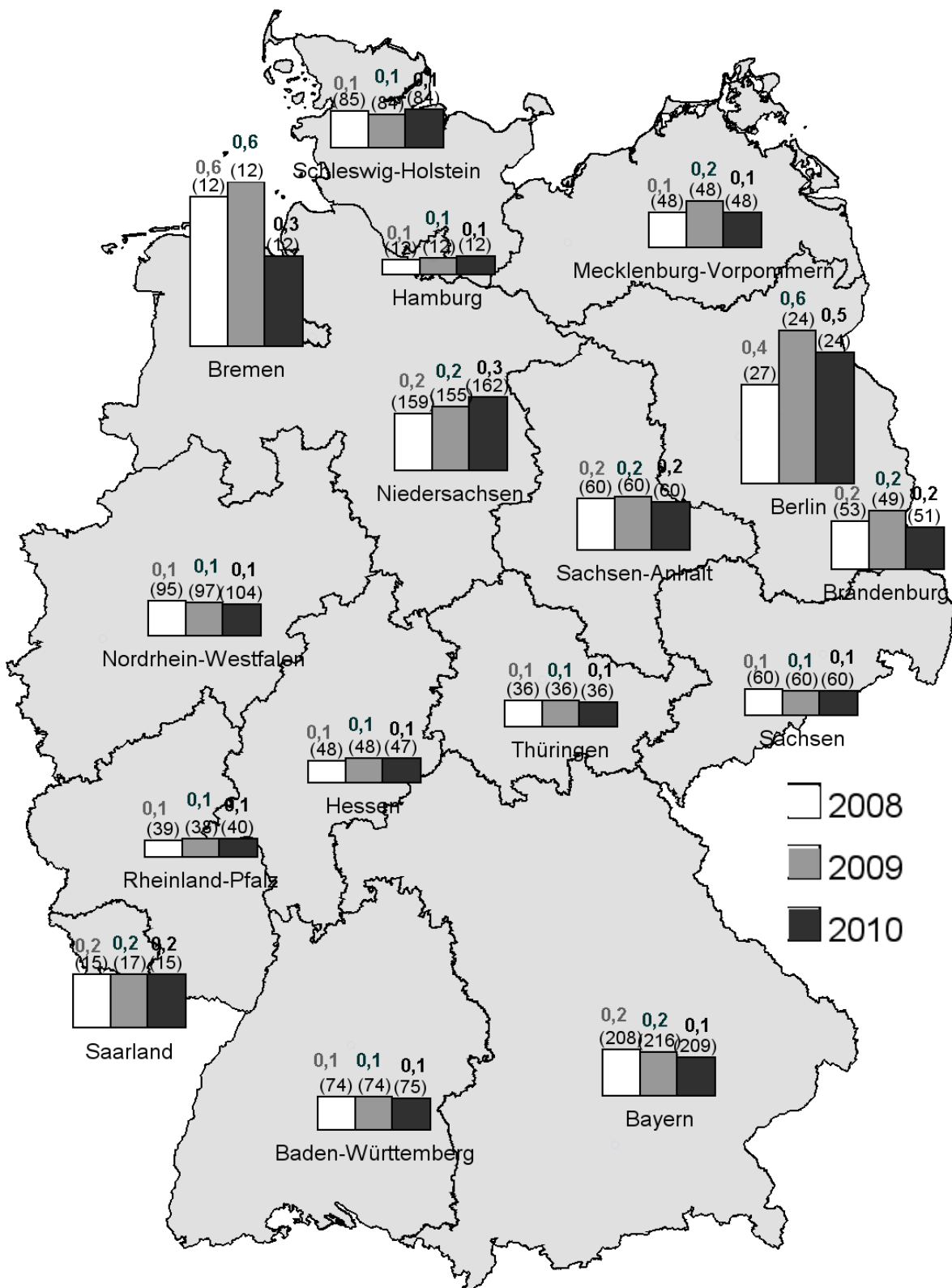


Abbildung 16.6

Radioaktive Kontamination von Rohmilch mit  $^{137}\text{Cs}$  in den Jahren 2008 bis 2010 nach Messungen der Bundesländer (Mittelwerte in Bq/l, Anzahl der Messwerte in Klammern) - nur Routinemessprogramm



# 17 NEUES SCHNELLVERFAHREN ZUR BESTIMMUNG VON PLUTONIUM UND AMERICIUM IN ACKERBÖDEN

D. Tait, B. Kock

Max Rubner-Institut, Institut für Sicherheit und Qualität bei Milch und Fisch  
Leitstelle für Boden, Bewuchs, Futtermittel und Nahrungsmittel pflanzlicher und tierischer Herkunft

Die heute überall im Boden vorhandenen Plutoniumnuklide [57-60]  $^{238}\text{Pu}$  ( $t_{1/2} = 88$  a),  $^{239}\text{Pu}$  ( $t_{1/2} = 24000$  a),  $^{240}\text{Pu}$  ( $t_{1/2} = 6500$  a) und  $^{241}\text{Pu}$  ( $t_{1/2} = 14$  a) [61, 62] stammen hauptsächlich vom Fallout der atmosphärischen Kernwaffentests in den Jahren 1950 bis 1963. Im Jahr 1964 setzte das Verglühen eines Satelliten in der oberen Atmosphäre  $^{238}\text{Pu}$  frei. Zusätzlich zu diesen globalen Pu-Quellen tragen Altlasten aus der Anfangszeit der Kerntechnik einschließlich Unfälle in Plutoniumproduktionsanlagen und sonstigen kerntechnischen Anlagen zu lokalen Erhöhungen der Bodenkontaminationen bei.  $^{241}\text{Am}$  ( $t_{1/2} = 430$  a) ist das Tochternuklid des  $\beta$ -Strahlers  $^{241}\text{Pu}$  [61]. Das Verhältnis der Halbwertszeiten der Nuklide (kurzlebige Mutter- und langlebige Tochternuklid) lässt eine stetige Zunahme der  $^{241}\text{Am}$ -Aktivität über die letzten Jahrzehnte erwarten (Seite 110).

Die Analysen dieser Nuklide in Umweltproben erfordern die elementspezifische Abtrennung aus großen Probenmengen, z. B. aus 100 g Bodenmasse. Herkömmliche Verfahren dafür sind äußerst schwierig, arbeitsintensiv und dauern 4 bis 5 Tage. Sie sind auch relativ unzuverlässig und ergeben häufig nur geringe Nuklid-Ausbeuten. Daher wird ein viel schnelleres, leichteres und zuverlässigeres Verfahren dringend benötigt. Kürzlich wurde ein vielversprechendes Schnellverfahren für die Analyse von "non-refractory" Pu und Am im Boden von Horwitz et al. beschrieben [63]. Die Leitstelle hat dieses Verfahren für die Analyse einer Vielzahl verschiedener Bodenarten geprüft, etwas modifiziert und validiert.

Das Verfahren beruht auf der Anwendung von nuklidspezifischen Trennsäulen (DGA und TEVA) der Fa. Triskem International für die sequenzielle und spezifische Pu- und Am-Abtrennung aus einem Säureextrakt der Bodenmasse. Anschließend werden Pu und Am nach Mikrofällung auf getrennten, speziellen Filterplättchen für die  $\alpha$ -Spektrometrie gesammelt. Die wesentlichen Modifikationen sind 1) die intensive Veraschung der Probe (18 Stunden bei 700 °C), 2) die Unterstützung der Säureextraktion der Probenmasse durch Mikrowellenbestrahlung in einem Druckbehälter bei maximal 10 bar Druck, 3) die Reinigung dieses Säureextraktes durch Filtration durch 3 Glasfaserfilter und 1 Membranfilter in Serie vor der radiochemischen Pu- und Am-Abtrennung, und 4)

der Einsatz einer zusätzlichen TEVA-Säule zur Minimierung von Thoriumkontaminationen des Am-Messpräparates.

Das Prinzip des Verfahrens, die Einzelheiten der Durchführung, die Validierung und die ersten Ergebnisse einer Prüfung mit Ackerbodenproben aus ganz Deutschland sind bereits beschrieben [64]. Hier werden die Ergebnisse einer bundesweiten Studie zur Bestimmung von  $^{(239+240)}\text{Pu}$  und  $^{241}\text{Am}$  in Ackerböden zusammengefasst. Acker wurde als Probenart gewählt, da die landwirtschaftliche Bearbeitung zu einer größeren Durchmischung und Homogenität der Proben führt. Die Ackerbodenproben wurden im Auftrag der amtlichen Messstellen der Länder im Rahmen des Routinemessprogramms des Bundes im Jahr 2008 entnommen. Die vorgeschriebene Einstichtiefe für solche Proben beträgt 30 cm. Diese Proben wurden von den Messstellen bis zur Veraschung bearbeitet und danach mit Angaben zum Probenentnahmeort, Bodenbeschreibung und Aschegehalt der Leitstelle zur Verfügung gestellt.

Viele der Probenentnahmeorte waren die gleichen, die bei einer früheren Untersuchung des  $^{(239+240)}\text{Pu}$  in Ackerboden im Jahr 1996 beprobt wurden [65, 66]. Bei der Studie wurde ein wesentlich schwierigeres, konventionelles Analyseverfahren benutzt. Daher wurden die  $^{(239+240)}\text{Pu}$ -Ergebnisse der jetzigen mit denen der damaligen Studie gegenübergestellt. Bei der früheren Studie wurde jedoch  $^{241}\text{Am}$  nicht bestimmt.

Das Schnellverfahren wurde von Horwitz et al. [63] ausdrücklich zur Bestimmung von "non-refractory" Nukliden beschrieben. Das bedeutet z.B., dass in silikathaltigen Strukturen eingeschlossene Nuklidanteile nicht erfasst werden, da die Nuklide in diesem Zustand säure-unlöslich sind. Daher wurde die Vollständigkeit der mikrowellenunterstützten Säureextraktion der Asche verschiedener Bodenarten geprüft.

## Methoden

In der Leitstelle wurden die von amtlichen Messstellen zugeschickten Bodenmassen homogenisiert und der Feuchtigkeitsgehalt bestimmt. Laut Angaben der Messstellen war der Aschegehalt der ursprünglichen Bodenproben größer als 93%. Dies ist für Ackerböden typisch. 100 g Portionen der Asche wurden für

jede Analyse genommen. Es wurden mindestens Doppelbestimmungen der Pu- und Am-Aktivitäten jeder Asche durchgeführt.

Die mikrowellenunterstützte Säureextraktionen der Ascheproben wurden mit Hilfe des Mikrowellengerätes Ethos 2 oder Ethos Plus von der Fa. MLS (Leutkirch) mit 1-Liter-Probenbehältern ausgestattet und bei 10 bar automatisch öffnenden Sicherheitsventilen durchgeführt.

Die Einzelheiten zur Durchführung der Säureextraktion, der anschließenden Filtration und radiochemischen Abtrennung sowie Fließschemata zum Prinzip der Methode wurden bereits beschreiben [64].

Aufschluss des Rückstandes der Bodenasche nach der mikrowellenunterstützten Säureextraktion: Nach der Säureextraktion wurden einige Probenrückstände mehrmals mit konzentrierter Flusssäure bis zur Gewichtskonstanz behandelt und zur vollständigen

Trocknung eingedampft. Diese Prozedur zerstört die Silikatstrukturen, entfernt Silizium vom Rückstand und erhöht dadurch die Säurelöslichkeit der Nuklide. Diese Prozedur wurde ebenfalls in [64] beschrieben, so dass hier lediglich die Ergebnisse dargestellt werden.

**$\alpha$ -Spektrometrie:** Das Alphamesssystem war der Alpha-Analyst der Fa. Canberra (Dreieich), mit 12  $\alpha$ -Messkammer und PIPS-Detektoren (Auflösung 17 keV) in Low-level-Ausführung ausgestattet. Die Messzeiten betragen 5 bis 7 Tage. Die Resolve-Filterplättchen mit dem Niederschlag wurden auf Edelstahlplättchen geklebt und direkt unterhalb des PIPS-Detektors in die evakuierte Kammer gestellt. Die Auflösung der Spektren war praktisch gleich, egal ob die Nuklide auf diese Filter oder auf Edelstahlplättchen durch Elektrodeposition abgeschieden wurden.

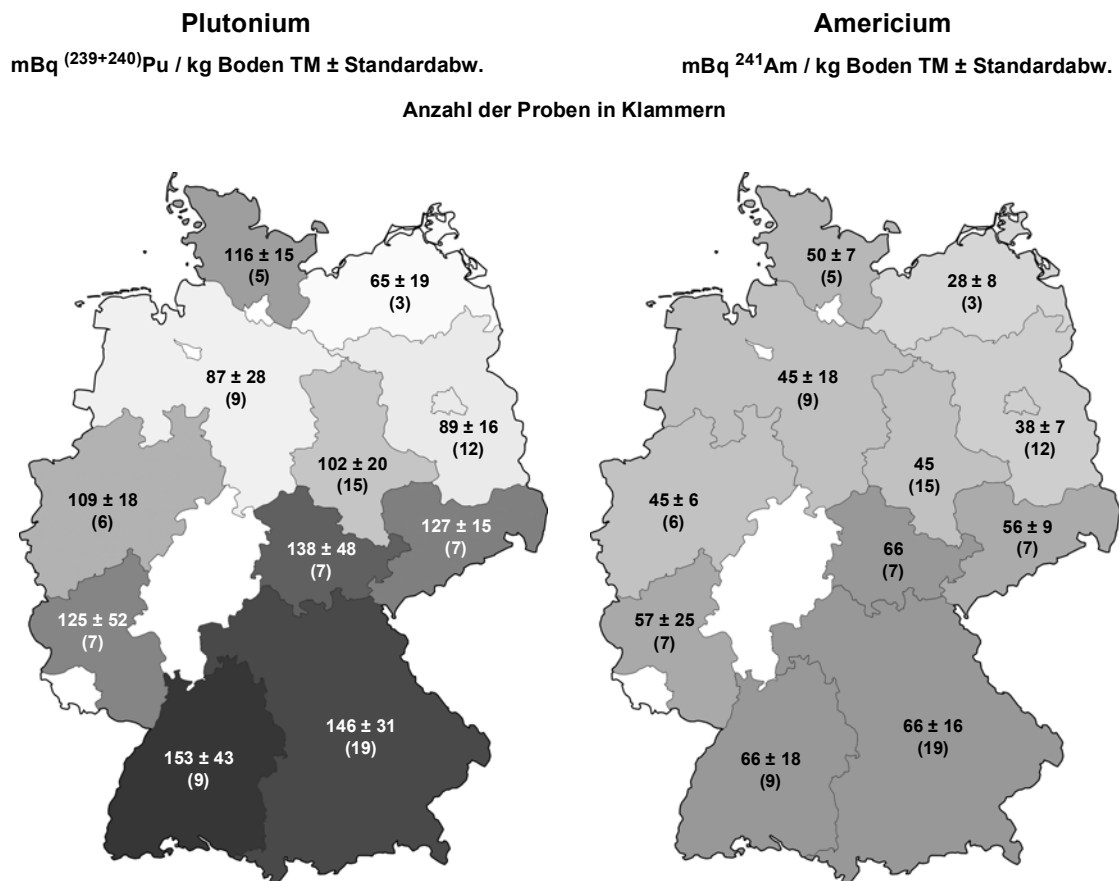


Abbildung 17.1  
Mittelwert der Nuklidaktivität in Boden-Trockenmasse, Standardabweichung und Anzahl der Probenentnahmeorte für jedes Bundesland

## Ergebnisse

Die Karten in [Abbildung 17.1](#) fassen die Ergebnisse für jedes Bundesland (außer Hessen und Saarland) zusammen. Eine vollständige Auflistung der Ergebnisse für jeden Probenentnahmeort mit Bodenbeschreibungen und chemischen Ausbeuten ist in der [Tabelle 17.3](#) gegeben. Die Mittelwerte und Standardabweichungen für diese Nuklide in Deutschland liegen bei 115 mBq  $^{(239+240)}\text{Pu}$  / kg TM, Standardabweichung 25 mBq / kg TM und 52 mBq  $^{241}\text{Am}$  / kg TM, Standardabweichung 11 mBq / kg TM. Das Verhältnis der Aktivitäten des  $^{241}\text{Am}$  und des  $^{(239+240)}\text{Pu}$  liegt im Mittel bei 0,44 mit einer Standardabweichung von 0,05. Dieses Verhältnis ist konstant für alle Bundesländer.

Die [Tabelle 17.1](#) stellt die Werte für das  $^{(239+240)}\text{Pu}$  in Ackerbodenproben von den gleichen Probenentnahmeorten im Jahr 2008 und 2010 gegenüber.

Die Ergebnisse der Prüfung der Vollständigkeit der mikrowellenunterstützten Säureextraktion der Asche verschiedener Bodenarten sind in [Tabelle 17.2](#) zusammengefasst.

## Diskussion / Zusammenfassung

Die spezifische Aktivität des  $^{(239+240)}\text{Pu}$  in Ackerböden aus 98 Probenentnahmeorten in Deutschland im Jahr 2008 schwanken in einem relativ engen Bereich mit einem Mittelwert von 115 mBq / kg TM Boden und Standardabweichung 25 mBq / kg TM. Dieser Wert stimmt mit dem Ergebnis einer früheren Untersuchung von 87 Ackerbodenproben aus der BRD überein (Gesamtmittelwert und Standardabweichung 123 bzw. 66 mBq / kg TM Boden) [65, 66]. Die Studien wurden mit unterschiedlichen Analyseverfahren durchgeführt. Unter Berücksichtigung der Unsicherheiten bei der Bodenprobenentnahme sind die  $^{(239+240)}\text{Pu}$ -Aktivitäten der Proben aus denselben Probenentnahmeorten in 1996 und 2008 fast ausnahmslos gleich geblieben.

Die auffälligste Ausnahme ist bei dem Probenentnahmeort Reinsfeld in Rheinland-Pfalz festzustellen. Die  $^{(239+240)}\text{Pu}$ -Werte sind im Jahr 2008 dreifach größer als 1996. Eine relativ kleine Ascheausbeute von 87 % wurde für diese Probe angegeben. Dieser Wert ist für organischen Böden typisch, und passt zu der Probenbeschreibung der amtlichen Messstelle „Sand/Ackerboden“ nicht. Die Diskrepanz in den Aktivitätswerten könnte daher entweder an einer Verwechslung oder an dem Vorkommen von Böden unterschiedlicher Art und Dichte an diesem Probenentnahmeort liegen.

Die Werte für das  $^{241}\text{Am}$  liegen auch in einem engen Bereich mit einem Mittelwert von 52 mBq / kg TM und Standardabweichung 11 mBq / kg TM Boden. Dieses

Nuklid wurde bei der Erhebung im Jahr 1996 nicht gemessen. Das Verhältnis der spezifischen Aktivitäten des  $^{241}\text{Am}$  und des  $^{(239+240)}\text{Pu}$  ist konstant für alle Proben bei 0,44 mit einer Standardabweichung von 0,05. Dieser Wert ist für den Fallout von den o.g. atmosphärischen Kernwaffenversuchen typisch. Ein möglicher Beitrag als Ergebnis des Unfalls in Tschernobyl im Jahr 1986 ist nicht erkennbar.

In der Kartendarstellung der  $^{(239+240)}\text{Pu}$ - und  $^{241}\text{Am}$ -Werte für die einzelnen Bundesländer in [Abbildung 1](#) deutet sich eine leichte, kontinuierliche Abnahme der Aktivitäten der Nuklide von Süden nach Norden. Dieser Effekt wurde bisher nicht weiter untersucht.

Die Ergebnisse der Prüfung der Vollständigkeit der mikrowellenunterstützten Säureextraktion der Probenaschen ([Tabelle 17.2](#)) zeigen, dass je nach Bodenart unterschiedliche, jedoch relative kleine Anteile der Nuklide nicht extrahierbar sind. Z.B. nach der wiederholten Behandlung des Rückstandes mit Flusssäure konnte beim Tonboden aus Hauchfeld in Thüringen zusätzlich 12,5% des Pu und 9,1% des Am extrahiert werden. Bei den anderen Bodenarten waren die Auswirkungen der Flusssäure-Behandlung deutlich geringer. Dies weist auf geringere nicht-extrahierbare Anteile hin. Es wäre jedoch wichtig dies durch die Untersuchung einer größeren Anzahl von Proben zu prüfen.

Das Schnellverfahren erwies sich als zuverlässig und lieferte reproduzierbar hohe chemische Ausbeuten der Nuklide. Die Mittelwerte der Ausbeuten betragen für Pu 87% (Standardabweichung 11%) und für Am 72% (Standardabweichung 14%). Bei der gleichzeitigen Analyse von vier 100 g Aschen erfordern die radiochemische Abtrennung der Nuklide aus der Asche und die Herstellung eines Messpräparates etwa 8 Stunden. Dies ist deutlich schneller als alle herkömmlichen Verfahren. Die alphaspektrometrische Messung der geringen Aktivitäten in aktuellen Proben jedoch erfordert lange Messzeiten von mindestens 5 bis 7 Tagen.

In dieser Studie wurden  $^{238}\text{Pu}$  und  $^{241}\text{Pu}$  nicht bestimmt. Bei den meisten Messungen lag die Nachweisgrenze des Verfahrens für  $^{238}\text{Pu}$  bei etwa 12 mBq/kg Boden TM. Bei einigen Messungen waren jedoch die Nachweisgrenzen etwas höher wegen kleiner Kontaminationen der Pu-Alphaspektren durch  $^{232}\text{Th}$  und Folgeprodukte die im gleichen Energiebereich wie  $^{238}\text{Pu}$  emittieren. D.h. zur genauen Bestimmung des  $^{238}\text{Pu}$  müsste auf jeden Fall die radiochemische Abtrennung von solchen Störnukliden verbessert werden. Vorversuche zeigten, dass die Bestimmung des  $^{241}\text{Pu}$  mit Hilfe von Low-Level-Flüssigkeitsszintillationsmessungen erfolgen kann. Solche Messungen werden derzeit durchgeführt.

Tabelle 17.1

Vergleich der  $(^{239+240}\text{Pu})$ -Aktivitäten in Ackerbodenproben entnommen von den selben Orten in den Jahren 1996 und 2008

Land	Probenentnahmeort	mBq $(^{239+240}\text{Pu})$ / kg Boden TM	
		im Jahr 1996	im Jahr 2008
Bayern	Abensberg	116 ± 5	106 ± 5
	Alersheim	175 ± 8	166 ± 7
	Elsenfeld	126 ± 7	125 ± 1
	Geiselwind	141 ± 26	131 ± 1
	Haldewang	104 ± 6	128 ± 1
	Hemau-Wollmansdorf	153 ± 4	155 ± 6
	Pföfeld-Gundelshalm	131 ± 13	125 ± 1
	Plech	142 ± 3	169 ± 4
	Poppenhausen	105 ± 9	100 ± 11
	Schillingsfürst	141 ± 18	161 ± 1
	Schleißlitz-Wiesengiech	128 ± 10	161 ± 11
	Schondra-Schönderling	113 ± 8	134 ± 5
	Schwandorf-Neukirchen	101 ± 9	135 ± 1
	Sulzemoos	140 ± 1	155 ± 9
	Traunitz-Söllitz	153 ± 9	196 ± 22
	Brandenburg	Weißdorf-Beuk	183 ± 4
Altüdersdorf		57 ± 2	101 ± 4
Niedersachsen	Karstädt	92 ± 2	78 ± 1
	Ganderkesee	98 ± 4	113 ± 3
	Hornburg	120 ± 2	91 ± 1
	Mariental	83 ± 10	92 ± 2
Rheinland-Pfalz	Salzgitter, Drütte	76 ± 3	111 ± 2
	Dellfeld	132 ± 4	124 ± 1
	Füfelfeld	71 ± 4	75 ± 2
	Holzhausen	131 ± 4	125 ± 1
	Neustadt a. W.	86 ± 1	95 ± 1
	Reinsfeld	67 ± 15	252 ± 13
Sachsen	Schifferstadt	91 ± 3	86 ± 1
	Klipphausen	112 ± 1	108 ± 4
	Markersdorf	114 ± 2	141 ± 22
	Neuensalz	155 ± 6	136 ± 9
Sachsen-Anhalt	Kakerbeck	99 ± 1	83 ± 5
Schleswig-Holstein	Brunsbek	69 ± 5	107 ± 4
	Kükels	108 ± 3	119 ± 10
	Leck	76 ± 3	140 ± 1
Thüringen	Haufeld-Teichröda	235 ± 10	248 ± 9
	Guthmannshausen	98 ± 1	119 ± 3

Tabelle 17.2

Effizienz der mikrowellen-unterstützten Säureextraktion: Durch mikrowellen-unterstützte Säureextraktion gelöste Aktivität aus der Asche verschiedener Böden (A1) / Aktivität extrahiert aus dem Rückstand dieser Säureextraktion nach der wiederholten Flusssäure-Behandlung des Rückstandes (A2)

Probenentnahmeort	Bodenbeschreibung	A 1 / A 2	
		$(^{239+240}\text{Pu})$	$^{241}\text{Am}$
Hauchfeld (Thüringen)	Ton	7	10
Hüde (Niedersachsen)	Moor	16	17
Bornheim (Nordrhein-Westfalen)	Schluff, sandig	16	>12
Karstädt (Brandenburg)	Sand	21	>14
Hemau-Wollmannsdorf (Bayern)	Lehm, schluffig	10	>52

Tabelle 17.3

Spezifische Aktivitäten des  $(^{239+240}\text{Pu})$  und des  $^{241}\text{Am}$  sowie Pu- und Am-chemische Ausbeuten in Ackerboden bestimmt durch mikrowellenunterstützte Säureextraktion aus 100 g Asche und Schnellverfahren nach Horwitz et al.

Land	Probenentnahmeort	Bodenart	mBq / kg Boden TM		Ausbeute (%)	
			$(^{239+240}\text{Pu})$	$^{241}\text{Am}$	Pu	Am
BAW	Bad-Schussenried	keine Angaben	220 ± 10	100 ± 1	95/77	64/40
	Buchholz	Lehm, schluffig	135 ± 6	63 ± 1	73/80	14/56
	Haigerloch	Lehm, schluffig	153 ± 1	66 ± 4	92/81	56/39
	Laufenburg	Lehm, schluffig	202 ± 5	84 ± 1	82/75	27/43
	Leingarten	Lehm, schluffig	108 ± 1	45 ± 1	86/83	57/55
	Leopoldshafen	Lehm, schluffig	178 ± 5	72 ± 2	86/88	68/66
	Löffingen-Reiselfingen	Keine Angaben	282 ± 7	117 ± 5	98/96	67/76
	Munzingen	Lehm, schluffig	85 ± 2	42 ± 2	90/78	59/29
	Ostrach-Burgweiler	Lehm, schluffig	180 ± 2	73 ± 2	94/95	79/54
	Pistellhausen	Lehm, schluffig	116 ± 21	47 ± 2	84/72	49/55
BAY	Abensberg	Sand, lehmig	106 ± 5	45 ± 3	97/96	87/79
	Alerheim	Sand, anlehmig	166 ± 7	77 ± 1	95/95	89/89
	Elsenfeld	Sand, anlehmig	125 ± 1	48 ± 1	97/99	22/86
	Falkenberg-Seidlersreuth	Sand, lehmig	159 ± 8	93----	98/94	70/--
	Geiselwind	Sand, lehmig	131 ± 1	61 ± 2	90/95	64/80
	Haldewang	Schluff, tonig	128 ± 1	55 ± 5	89/96	28/46
	Hemau-Wollmannsdorf	Lehm, schluffig	155 ± 6	70 ± 2	95/95	60/61
	Ochsenfurt-Hopferstadt	Lehm, tonig	80 ± 13	37 ± 1	93/93	59/60
	Pföfeld-Gundelsheim	Sand, anlehmig	125 ± 1	51 ± 3	93/85	78/68
	Plech	Sand, lehmig	169 ± 14	76 ± 2	77/82	38/42
	Poppenhausen	Lehm, tonig	100 ± 11	51 ± 1	68/81	46/57
	Schillingsfürst	Lehm, tonig	161 ± 1	70 ± 1	93/89	54/33
	Schleißitz-Wiesengiech	Lehm, tonig	161 ± 11	73 ± 3	71/63	42/21
	Schondra-Schönderling	Sand, anlehmig	134 ± 5	58 ± 6	79/77	37/32
	Schwandorf-Neukirchen	Sand, anlehmig	135 ± 1	53 ± 7	95/95	67/81
	Sulzemoos	Lehm, sandig	155 ± 8	70 ± 5	85/85	69/69
	Trausnitz-Söllitz	Sand, anlehmig	197 ± 22	91 ± 10	73/85	79/83
Ursensollen	Lehm	198 ± 7	90 ± 7	80/89	13/55	

Tabelle 17.3

Spezifische Aktivitäten des  $^{(239+240)}\text{Pu}$  und des  $^{241}\text{Am}$  sowie Pu- und Am-chemische Ausbeuten in Ackerboden bestimmt durch mikrowellenunterstützte Säureextraktion aus 100 g Asche und Schnellverfahren nach Horwitz et al.

Land	Probenentnahmeort	Bodenart	mBq / kg Boden TM		Ausbeute (%)	
			$^{(239+240)}\text{Pu}$	$^{241}\text{Am}$	Pu	Am
BRA	Weißdorf-Beuk	Sand, anlehmig	185 ± 16	83 ± 2	81/80	79/76
	Altlüdersdorf	Weide	101 ± 4	46 ± 2	92/92	91/84
	Gransee	Sand	102 ± 2	41 ± 1	90/90	69/79
	Karstädt	Sand	78 ± 1	38 ± 2	99/99	98/93
	Küstritzer Vorland	Lehm, sandig	75 ± 1	34 ± 1	75/93	50/39
	Kyritz	Sand	101 ± 6	45 ± 3	96/78	75/44
	Märkische Heide	Sand	60 ± 1	24 ± 1	95/95	85/85
	Mühlenfließ	Sand	81 ± 2	31 ± 5	96/94	70/58
	Rathenow	Keine Angaben	71 ± 2	31 ± 1	99/89	73/72
	Trebbin	Sand	110 ± 3	44 ± 1	90/90	90/90
BER	Werben	Sand	84 ± 2	35 ± 1	90/86	85/80
	Gatow	Sand	89 ± 4	42 ± 1	90/90	77/73
BRE	Lübars	Sand	112 ± 4	49----	90/90	92/--
	Büsum	Sand	161 ± 6	64 ± 6	90/85	90/89
HAM	Hamburg	Lehm, sandig	136 ± 2	62 ± 6	90/90	81/29
MVP	Friedland	Lehm, sandig	87 ± 5	37 ± 1	95/95	89/84
	Banzkow	Sand, anlehmig	66 ± 1	31 ± 1	95/95	81/93
	Kavelstorf	Lehm, sandig	41 ± 1	17 ± 1	94/92	81/57
	Dalumer Moor	Sand	21 ± 2	8 ± 1	99/99	95/92
NDS	Ganderkesee	Sand, schluffig	113 ± 3	80 ± 24	99/68	81/71
	Grabborn	Sand	120 ± 9	51 ± 5	95/95	82/43
	Hornburg	Schluff, tonig	91 ± 1	44 ± 2	85/84	54/53
	Hüde	Torf	1044 ± 74	433 ± 30	95/95	91/90
	Lüder	Sand, anlehmig	66 ± 3	49 ± 16	97/91	88/88
	Mariental	Sand, lehmig	92 ± 2	38 ± 2	97/90	89/57
	Meinersen	Sand	85 ± 3	38 ± 3	83/75	98/80
	Neuhäuserfelde	Schluff, tonig	??	??	93/87	71/63
	Reinshof	Schluff, tonig	80 ± 2	41 ± 3	98/87	69/63
	Salzgitter, Drütte	Schluff, tonig	111 ± 2	52 ± 1	93/89	66/62
NRW	A1 Lauenförde	Keine Angaben	105 ± 1	43 ± 3	93/87	68/68
	Bornheim	Schluff, sandig	84 ± 2	35 ± 1	90/90	46/59
	Düsseldorf	Schluff	131 ± 4	53 ± 5	90/??	84/54
	Essen	Schluff	129 ± 3	52 ± 2	90/94	83/84
	Lauenförde	Keine Angaben	113 ± 3	44 ± 2	87/90	72/73
	Titz / Kreis Düren	Schluff, sandig	90 ± 1	40 ± 1	90/90	69/77
	Altenroda	Lehm, schluffig	109 ± 2	43 ± 4	95/90	59/54
SAH	Arendsee	Lehm, schluffig	107 ± 3	48 ± 1	99/97	85/85
	Cobbelsdorf	Lehm, schluffig	122 ± 4	58 ± 7	95/91	85/27
	Ermsleben	Lehm, schluffig	89 ± 1	39 ± 4	84/84	63/52
	Großalsleben	Lehm, schluffig	146 ± 4	63 ± 1	90/90	59/72
	Hadmersleben	Lehm, schluffig	119 ± 3	53 ± 2	93/90	72/63



Tabelle 17.3

Spezifische Aktivitäten des  $^{(239+240)}\text{Pu}$  und des  $^{241}\text{Am}$  sowie Pu- und Am-chemische Ausbeuten in Ackerboden bestimmt durch mikrowellenunterstützte Säureextraktion aus 100 g Asche und Schnellverfahren nach Horwitz et al.

Land	Probenentnahmeort	Bodenart	mBq / kg Boden TM		Ausbeute (%)	
			$^{(239+240)}\text{Pu}$	$^{241}\text{Am}$	Pu	Am
	Hobeck	Lehm, schluffig	65 ± 3	31 ± 1	96/94	77/66
	Kakerbeck	Lehm, schluffig	83 ± 5	36 ± 2	99/98	69/60
	Kelbra	Lehm, schluffig	99 ± 10	45 ± 1	87/85	57/56
	Oschersleben	Lehm, schluffig	80 ± 5	30 ± 1	87/83	51/50
	Redekin	Lehm, schluffig	89 ± 1	37 ± 1	95/83	95/90
	Rottmersleben	Lehm, schluffig	112 ± 4	50	89/86	57/---
	Sandau	Lehm, schluffig	107 ± 10	45 ± 4	95/90	74/31
	Schollene	Lehm, schluffig	88 ± 6	41 ± 1	97/97	92/91
	Vockerode	Lehm, schluffig	119 ± 2	53 ± 1	98/98	84/55
SAS	Dennkeritz	Sand, tonig	122 ± 2	52 ± 4	85/64	60/46
	Flöha	Ton, sandig	146 ± 2	62 ± 2	93/85	62/55
	Frohburg	Sand, tonig	130 ± 8	52 ± 1	46/98	65/73
	Klipphausen	Lehm, sandig	108 ± 4	47 ± 1	90/81	75/71
	Krostitz	Sand, tonig	106 ± 2	43 ± 3	97/69	69/65
	Markersdorf	Lehm, sandig	141 ± 22	67 ± 4	94/99	76/85
	Neuensalz	Sand, tonig	136 ± 9	69 ± 2	90/58	74/68
SLH	Blekendorf	Sand, lehmig	92 ± 1	38 ± 1	85/85	52/63
	Brunsbek	Sand, lehmig	107 ± 4	47 ± 5	95/60	96/86
	Kükels	Sand, lehmig	119 ± 10	53 ± 7	99/88	96/86
	Leck	Sand	136 ± 11	57 ± 7	95/90	78/71
	Örsberg	Sand, lehmig	124	57	82/---	67/---
RLP	Dellfeld	Keine Angaben	124 ± 1	59 ± 3	96/88	51/42
	Fürfeld	Sand	75 ± 2	30 ± 2	85/84	55/30
	Holzhausen	Sand	125 ± 1	64 ± 5	83/80	29/27
	Neuhemsbach-Heizenthal	Keine Angaben	130 ± 7	55 ± 1	90/90	59/59
	Neustadt a. W.	Sand	95 ± 1	45 ± 3	90/90	69/69
	Reinsfeld	Sand	243 ± 14	111 ± 3	75/85	68/62
	Schifferstadt	Sand	86 ± 1	36 ± 1	90/85	63/52
THÜ	Deuna-Gersterode	Lehm, sandig	136 ± 11	61 ± 1	90/75	69/60
	Großobringen	Lehm	107 ± 10	63 ± 14	92/85	56/31
	Guthmannshausen	Lehm	119 ± 3	56 ± 5	84/80	70/66
	Harth Pöllnitz	Lehm, sandig	110 ± 2	49 ± 1	85/90	80/76
	Haufeld-Teichröda	Ton	248 ± 9	111 ± 1	80/80	56/51
	Hochheim	Lehm	95 ± 4	43 ± 2	84/90	58/60
	Hildburghausen	Ton	152 ± 18	76 ± 2	72/83	50/58

Abkürzungen:

BAW: Baden-Württemberg; BAY: Bayern; BER: Berlin; BRA: Brandenburg; MVP: Mecklenburg-Vorpommern; NRW: Nordrhein Westfalen; SAH: Sachsen-Anhalt; SAS: Sachsen; SLH: Schleswig-Holstein; RLP: Rheinland Pfalz; THÜ: Thüringen; "BRE: Bremen, HAM: Hamburg, NDS: Niedersachsen,"

# 18 RADIOAKTIVE STOFFE IN ABFÄLLEN, IN ABWASSER UND KLÄRSCHLAMM

Th. Bünger, H. Viertel, A. Labahn

Bundesamt für Strahlenschutz

Leitstelle für Trinkwasser, Grundwasser, Abwasser, Klärschlamm, Abfälle und Abwasser aus kerntechnischen Anlagen

## Radioaktive Stoffe in Abfällen

Unter dem Begriff "Abfälle" werden an dieser Stelle nicht nur "Abfälle" (zur Beseitigung) sondern auch wieder verwertbare Reststoffe verstanden, da Abfälle je nach Art der Behandlung auch wieder einer Nutzung zugeführt werden können. Zu überwachen sind folgende Medien:

- Sickerwasser und oberflächennahes Grundwasser von Hausmülldeponien,
- Asche, Schlacke, feste und flüssige Rückstände aus Rauchgasreinigungen von Verbrennungsanlagen für Klärschlamm und Hausmüll, sowie
- in den Handel gelangender Kompost aus Kompostierungsanlagen.

Tabellen mit Messwerten von  $^{60}\text{Co}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{40}\text{K}$ ,  $^{131}\text{I}$  und  $^3\text{H}$  (Tritium) in den genannten Medien sind in den Jahresberichten „Umweltradioaktivität und Strahlenbelastung“ des BMU [49] enthalten.

Tritium im Sickerwasser bzw. oberflächennahen Grundwasser von Hausmülldeponien stammt vorwiegend aus Altlasten der Uhren- und Gerätefertigung. Die Konzentrationsbereiche lagen in den Jahren 2008 bis 2010 zwischen 5,4 und 250 Bq/l, die Mediane lagen bei 22, 28 und 28 Bq/l.

In zahlreichen Proben von Flugasche/Filterstaub aus Verbrennungsanlagen konnte das in der Nuklearmedizin angewandte Nuklid  $^{131}\text{I}$  nachgewiesen werden. Die Messwerte lagen in den Jahren 2008 bis 2010 zwischen 28 bis 640 Bq/kg TM. Die spezifischen Aktivitäten des natürlich vorkommenden Nuklids  $^{40}\text{K}$  lagen in diesem Zeitraum im Bereich von 47 bis 3800 Bq/kg TM. In den festen Rückständen der Rauchgasreinigung (vorwiegend Klärschlammverbrennungsanlagen) findet eine starke Anreicherung von  $^{131}\text{I}$  statt; es wurden Werte von 0,10 bis zu 3000 Bq/kg TM festgestellt.

Abgesehen von diesen Nukliden ist festzustellen, dass der Gehalt an  $^{137}\text{Cs}$  in Reststoffen und Abfällen weiterhin durch den Fallout nach dem Reaktorunfall von Tschernobyl bestimmt wird. Dies kommt wie auch bei Klärschlamm durch höhere Werte östlich bzw. südlich der Linie Radolfzell-Eichstätt-Regensburg-Zwiesel im Vergleich zur übrigen Bundesrepublik Deutschland zum Ausdruck. Die Mediane für Flugasche/Filterstaub aus Verbrennungsanlagen lagen in den Jahren 2008 bis 2010 in den schwächer belasteten Gebieten bei 19, 13 und 15 Bq/kg TM, in den hö-

her belasteten Gebieten bei 300, 280 und 260 Bq/kg TM.

## Radioaktive Stoffe in Abwasser und Klärschlamm

Abwässer wurden nicht in ihrer ursprünglichen Beschaffenheit (Rohabwässer) sondern stets als gereinigte kommunale Abwässer (Klarwässer) aus den Abläufen der Kläranlagen untersucht. Auch die Messwerte für Klärschlämme beziehen sich vorzugsweise auf konditionierte oder stabilisierte Schlämme in der Form, in der sie die Kläranlagen verlassen bzw. in die Klärschlammverbrennung gegeben werden, z.B. auf teilentwässerte Schlämme (Zentrifugenkuchen), Faulschlämme usw.

In **Tabelle 18.1** sind die ausgewerteten Messdaten der amtlichen Messstellen der Bundesrepublik Deutschland exemplarisch für das Jahr 2010 zusammengestellt, für die übrigen Jahre wird auf die Jahresberichte „Umweltradioaktivität und Strahlenbelastung“ des BMU [49] verwiesen. Angegeben wird jeweils die Anzahl der untersuchten Proben, die Zahl der untersuchten Proben mit Werten unterhalb der Nachweisgrenze, die tatsächlich bestimmten Minimal- und Maximalwerte, arithmetische Mittelwerte und zusätzlich die Mediane der Gehalte an  $^{60}\text{Co}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{40}\text{K}$ ,  $^{131}\text{I}$ ,  $^{90}\text{Sr}$  sowie von  $^{234}\text{U}$ ,  $^{235}\text{U}$  und  $^{238}\text{U}$ .

Die Konzentrationen bzw. spezifischen Aktivitäten der natürlichen Radionuklide  $^{40}\text{K}$ ,  $^{234}\text{U}$ ,  $^{235}\text{U}$  und  $^{238}\text{U}$  in Abwasser und Klärschlamm lagen im bekannten Bereich. Anwendernuklide, wie das hauptsächlich in der Nuklearmedizin eingesetzte  $^{131}\text{I}$  wurden nur in einem Teil der Abwasser- und Klärschlammproben festgestellt, in Einzelfällen auch  $^{99\text{m}}\text{Tc}$ ,  $^{201}\text{Tl}$  und  $^{202}\text{Tl}$ . Die Messwerte für  $^{131}\text{I}$  lagen in den Jahren 2008 bis 2010 zwischen 0,079 und 2300 Bq/kg TM (Median für Klärschlamm 2010: 39 Bq/kg TM).

Von den infolge des Kernkraftwerkunfalls in Tschernobyl 1986 in die Umwelt gelangten Spalt- und Aktivierungsprodukten hat für kommunale Abwässer nur noch das (langlebige) Leitnuklid  $^{137}\text{Cs}$  mit der Halbwertszeit von 30 Jahren Bedeutung.  $^{134}\text{Cs}$  mit der Halbwertszeit von 2 Jahren ist in Abwasser und Klärschlamm nicht mehr nachzuweisen. Die Aktivitätskonzentrationen von  $^{137}\text{Cs}$  im Abwasser lagen zu 98% unterhalb der bei den Messungen erreichten Nachweisgrenzen. Als Nachweisgrenze im Abwasser werden im Messprogramm für den Normalbetrieb

**Tabelle 18.1**  
Allgemeine Überwachung von Abwasser und Klärschlamm 2010

Land	Nuklid	Anzahl		Minimalwerte <sup>1</sup>	Maximalwerte <sup>1</sup>	Mittel-/Einzelwerte <sup>1</sup>	Mediane
		Gesamt	<NWG				
<b>Abwasser aus Kläranlagen, Ablauf (Bq/l)</b>							
Bundesrepublik Deutschland	<sup>40</sup> K	364	183	0,13	10		<0,79
	<sup>60</sup> Co	364	364				<0,032
	<sup>131</sup> I	352	204	0,011	1,3		<0,099
	<sup>137</sup> Cs	364	356	0,002	0,18		<0,028
	<sup>90</sup> Sr	74	37	0,00078	0,097	0,0071	<0,0044
	<sup>234</sup> U	71	17	0,00017	0,053	0,0092	0,0051
	<sup>235</sup> U	71	62	0,00013	0,0022		<0,001
	<sup>238</sup> U	71	16	0,0004	0,03	0,0071	0,0043
<b>Klärschlamm (Bq/Kg TM)</b>							
Bundesrepublik Deutschland	<sup>40</sup> K	357	0	33	660	180	140
	<sup>60</sup> Co	357	355	0,21	1,4		<0,49
	<sup>131</sup> I	327	39	0,51	1700	79	39
	<sup>137</sup> Cs	357	35	0,3	59	5	2,6
	<sup>90</sup> Sr	66	10	0,97	5,7	2,1	<2
	<sup>234</sup> U	64	0	3,4	210	52	34
	<sup>235</sup> U	82	11	0,1	9,2	2,7	2
	<sup>238</sup> U	79	0	3,1	200	48	30
Bundesrepublik Deutschland (Nord <sup>2</sup> )	<sup>60</sup> Co	325	323	0,21	1,4		<0,45
	<sup>137</sup> Cs	325	35	0,3	22	3,2	2,4
	<sup>90</sup> Sr	61	10	0,97	5,7	2,1	1,8
Bundesrepublik Deutschland (Süd <sup>3</sup> )	<sup>60</sup> Co	32	32				<0,99
	<sup>137</sup> Cs	32	0	4,7	59	21	16
	<sup>90</sup> Sr	5	0	0,99	2,8	2	2,5
<p>1) Liegen mehr als 50% der gemessenen Werte unterhalb der Nachweisgrenze, werden nur der Minimalwert und der Maximalwert angegeben. Der arithmetische Mittelwert wurde aus den Messwerten ohne Berücksichtigung der Nachweisgrenzen errechnet.</p> <p>2) Nördlich bzw. westlich der Linie Radolfzell-Eichstätt-Regensburg-Zwiesel</p> <p>3) Östlich bzw. südlich der Linie Radolfzell-Eichstätt-Regensburg-Zwiesel</p>							

(Routinemessprogramm nach AVV-IMIS) 0,1 Bq/l gefordert. Die wenigen für <sup>137</sup>Cs ermittelten Messwerte lagen im Jahr 2010 zwischen 0,002 und 0,18 Bq/l und damit im gleichen Bereich wie in den Vorjahren.

In den Kontaminationen der Klärschlämme mit <sup>137</sup>Cs stellt man auf Grund regional unterschiedlichen Eintrags deutliche Unterschiede fest. Als Folge von starken Niederschlägen Anfang Mai 1986 östlich bzw. südlich der Linie Radolfzell-Eichstätt-Regensburg-Zwiesel treten in diesen Gebieten die höchsten spezifischen Aktivitäten auf. Gemäß dieser Trennlinie sind die Werte in der [Tabelle 18.1](#) für die nördliche und die südliche Bundesrepublik aufgeschlüsselt. Die Maximalwerte der spezifischen Aktivitäten (Jah-

resmittelwerte) zeigten 2010 - wie in den Vorjahren - die Klärschlämme aus der Kläranlage Tannheim (Baden-Württemberg). Seit 1999 ergaben sich folgende Jahresmittelwerte für <sup>137</sup>Cs: 180, 140, 140, 110, 110, 98, 86, 71, 65, 56, 56 und 47 Bq/kg TM.

Der zeitliche Verlauf der Jahresmittelwerte für die <sup>137</sup>Cs-Gehalte der Klärschlämme der einzelnen Bundesländer (Jahresmittelwerte) seit 2003 ist in [Abbildung 18.1](#) dargestellt. Die bisherige Tendenz zur Abnahmen der Kontamination der Klärschlämme ist nur noch schwach ausgeprägt und nur in wenigen Fällen zu beobachten, z.B. in Thüringen. Die gleiche Entwicklung ist auch in den höher kontaminierten Gebieten wie z.B. im südlichen Bayern zu erkennen. Im Zeitraum von 1988 bis 2009 wurden anfangs noch

stark, später nur schwach abnehmende Jahresmittelwerte ermittelt: 970, 520, 330, 220, 140, 130, 108, 89, 75, 68, 63, 43, 38, 37, 44, 30, 25, 24, 24, 20, 16, 21 und 15 Bq/kg TM. Bei dem inzwischen erreichten sehr niedrigen Niveau der spezifischen Aktivität der Klärschlämme sind die zu beobachtenden Schwankungen im Wesentlichen durch die natürliche Streuung der Messwerte bedingt.

Zur radiologischen Beurteilung der Klärschlammkontamination kann die landwirtschaftliche Nutzung der Klärschlämme betrachtet werden. Wird z. B. Klärschlamm mit einer spezifischen Aktivität von etwa 47 Bq/kg TM (Jahresmittelwert 2010 der Kläranlage Tannheim) in einer Menge von 0,5 kg auf einer Flä-

che von einem Quadratmeter innerhalb von drei Jahren (gemäß Klärschlammverordnung) ausgebracht, entspricht dies einer mittleren jährlichen Aktivitätszufuhr von unter 10 Bq  $^{137}\text{Cs}$ . Dies bedeutet bei einer für das Einzugsgebiet einer entsprechenden Kläranlage typischen Flächenkontamination von ca. 20000 Bq/m $^2$   $^{137}\text{Cs}$  eine jährliche Aktivitätszufuhr in den Boden von weniger als 0,05%. Hierbei ist aber anzumerken, dass eine solche Aufstockung des  $^{137}\text{Cs}$ -Inventars gegenüber dem radioaktiven Zerfall des bereits im Boden befindlichen Inventars in der Höhe von 2,3% pro Jahr um ein Vielfaches kompensiert wird.

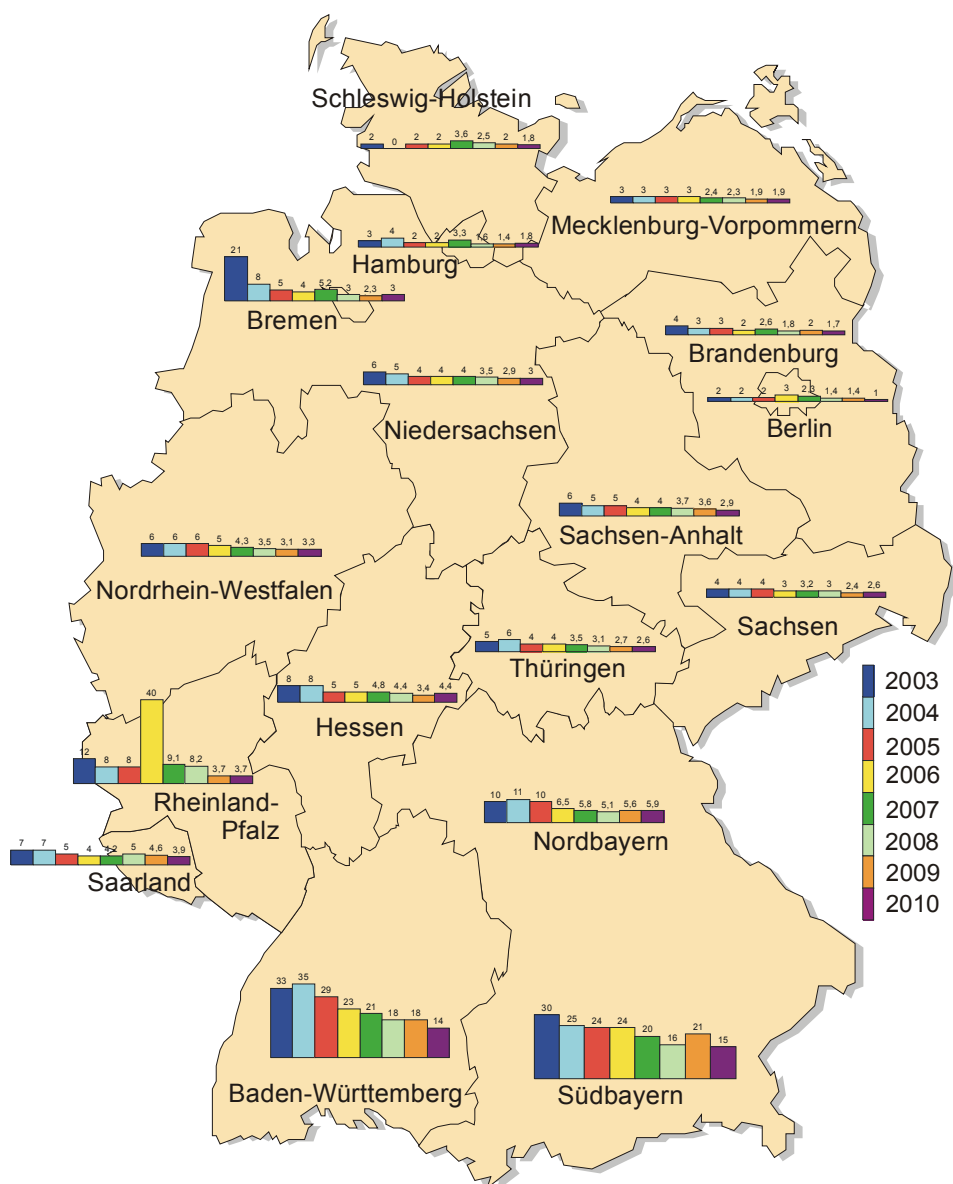


Abbildung 18.1

Zeitlicher Verlauf der Kontamination von Klärschlamm mit  $^{137}\text{Cs}$  in Bq/kg Trockenmasse (Ländermittelwerte)

# 19 ARZNEIMITTEL UND DEREN AUSGANGSSTOFFE SOWIE BEDARFSGEGENSTÄNDE

*E. Kabaj, L. Hiersche*

Bundesamt für Strahlenschutz

Leitstelle für Arzneimittel und deren Ausgangsstoffe sowie Bedarfsgegenstände

Die Leitstelle für Arzneimittel und deren Ausgangsstoffe sowie Bedarfsgegenstände überwacht routinemäßig vor allem Arzneimittelpflanzen bzw. Pflanzen, die als Ausgangsstoffe für Arzneimittel und Tees, sowie Gewürze dienen. Der Schwerpunkt der Überwachung liegt bei gammastrahlenden Radioisotopen, insbesondere  $^{137}\text{Cs}$ , einem Falloutbestandteil der oberirdischen Kernwaffenversuche sowie des Reaktorunfalls von Tschernobyl.

Die untersuchten Ausgangsstoffe für Arzneimittel pflanzlicher Herkunft stammen überwiegend aus osteuropäischen Ländern.

Einen Überblick über die Messergebnisse von pflanzlichen Ausgangsstoffen aus diesen Ländern der Jahre 1998 – 2009 sind in Tabelle B II-2.5-1 des Jahresberichtes 2010 des BMU [51] dargestellt.

Bitterkleeblätter und Island Moos zählten in den vergangenen Jahren zu den pflanzlichen Ausgangsstoffen mit den höchsten  $^{137}\text{Cs}$ -Kontaminationen.

Entsprechend den Tabellen B II-2.5-2 und B II-2.5-3 des Jahresberichtes 2010 wurden die höchsten spezifischen Aktivitäten des  $^{137}\text{Cs}$  mit 220 - 550 Bq/kg (TM) bei Bitterkleeblättern aus Polen und 200 - 460 Bq/kg (TM) bei Island Moos aus Rumänien, bezogen auf die Trockenmasse (TM), gemessen.

In der Tabelle B II-2.5-1 sind auch die spezifischen Aktivitäten des natürlich vorkommenden Radionuklids  $^{40}\text{K}$  erfasst. Die Werte lagen mit minimal 60 Bq/kg (TM) bei Island Moos und maximal 1300 Bq/kg (TM) bei Melissenblättern im Rahmen der natürlichen Schwankungsbreite.

Die Aktivitäten von  $^{40}\text{K}$  schwanken im Wesentlichen entsprechend dem Kaliumgehalt der untersuchten Pflanzenproben, da der Gehalt dieses Elements in der Pflanze geregelt wird.

**TEIL III**  
**ERKENNTNISSE AUS DEN**  
**EREIGNISSEN IN FUKUSHIMA**



## 20 MESSERGEBNISSE AUS DEUTSCHLAND IM ZUSAMMENHANG MIT DEN REAKTORUNFÄLLEN IN FUKUSHIMA

J. Bieringer<sup>3</sup>, M. Bleher<sup>3</sup>, A. Dalheimer<sup>5</sup>, G. Dersch<sup>1</sup>, J. Herrmann<sup>2</sup>, J. Peter<sup>3</sup>, N. Roos<sup>4</sup>, T. Steinkopff<sup>5</sup>, D. Tait<sup>4</sup>, H. Wershofen<sup>6</sup>

<sup>1</sup>Bundesanstalt für Gewässerkunde

Leitstelle für Oberflächenwasser, Schwebstoff und Sediment in Binnengewässern

<sup>2</sup>Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie, Leitstelle für Meerwasser, Meeresschwebstoff und -sediment

<sup>3</sup>Bundesamt für Strahlenschutz

<sup>4</sup>Max Rubner-Institut, Institut für Sicherheit und Qualität bei Milch und Fisch

Leitstelle für Boden, Bewuchs, Futtermittel und Nahrungsmittel pflanzlicher und tierischer Herkunft

<sup>5</sup>Deutscher Wetterdienst, Zentrale Offenbach/Main, Leitstelle für Luft und Niederschlag

<sup>6</sup>Physikalisch-Technische Bundesanstalt, Braunschweig, Spurenmessstelle für Luft



Abbildung 20.1  
Das Epizentrum des Großen Ostjapanischen Erdbebens und die Lage der Kernkraftwerksanlage Fukushima-Daiichi

## Der Unfallhergang

Am 11. März 2011 um 14:46 Ortszeit wurde Japan von einem extrem großen Erdbeben erschüttert, dessen Epizentrum vor der Küste der Präfektur Miyagi lag. Durch das Große Ostjapanische Erdbeben, wie es offiziell bezeichnet wird, wurde ein außerordentlich großer Tsunami ausgelöst. Die Naturkatastrophe forderte über 15000 Todesopfer. 3600 Menschen werden noch vermisst. Ungefähr eine Stunde nach dem Erdbeben erreichte die Flutwelle die Kernkraftwerksanlage Fukushima-Daiichi in der Präfektur Fukushima (Abbildung 20.1). Da sie mit 14 m die Höhe der Schutzdämme von 5,7 m bei weitem überstieg, wurden die Reaktorgebäude überflutet [67]. Dadurch fielen die für die Notstromversorgung benötigten Dieselgeneratoren im Untergeschoß der Reaktorblöcke 1 und 2 aus. Die Kühlung der Brennstäbe wurde dadurch unterbrochen und da die Brennelemente frei lagen, kam es zu Kernschmelzen in den Reaktorblöcken 1, 2 und 3. Das Lagerbecken in Block 4, in dem sich zum Zeitpunkt des Unglücks der ausgelagerte Reaktorkern befand, wurde ebenfalls nicht ausreichend gekühlt.

## Freisetzung und Ausbreitung

Durch Wasserstoffexplosionen in den Blöcken 1, 2 und 4 und durch Maßnahmen zur Druckentlastung wurden radioaktive Stoffe in großem Maße freige-

setzt und je nach vorherrschenden Windverhältnissen meist in östlicher Richtung auf den Pazifik transportiert, aber teilweise auch über Land verfrachtet und deponiert (Abbildung 20.2, ([monitoring.tokyo-eiken.go.jp/monitoring/hourly\\_data.html](http://monitoring.tokyo-eiken.go.jp/monitoring/hourly_data.html))). Auf der achtstufigen Internationalen Bewertungsskala für Nukleare Ereignisse (INES) wurde der Unfall in Stufe 7, das ist die höchste Stufe, eingeordnet. Eine Beschreibung und Bewertung von Ablauf und Ursachen findet sich im BfS-Bericht „Die Katastrophe im Kernkraftwerk Fukushima nach dem Seebeben vom 11. März 2011“[68].

Das Netzwerk zur Überwachung der Einhaltung des Kernwaffenteststoppabkommens (Comprehensive Test-Ban Treaty, CTBT, siehe Kapitel 10) zeigte die weltweite Ausbreitung der luftgetragenen radioaktiven Gase und Partikel. Die Luftmassen erreichten nach zwei Tagen den Osten Russlands und nach weiteren zwei Tagen die Westküste der Vereinigten Staaten. Am 20. März wurden radioaktive Spurenstoffe durch die CTBT-Messstation in Island detektiert und in den folgenden Tagen von den Spurenmessstellen in Deutschland nachgewiesen ([www.bfs.de/de/ion/imis/spurenmessungen.html](http://www.bfs.de/de/ion/imis/spurenmessungen.html)).

Der Äquator bildete zuerst eine Barriere für die Luftmassen, ab Mitte April wurden radioaktive Stoffe aus Fukushima aber auch auf der Südhalbkugel nachgewiesen ([www.ctbto.org](http://www.ctbto.org)).

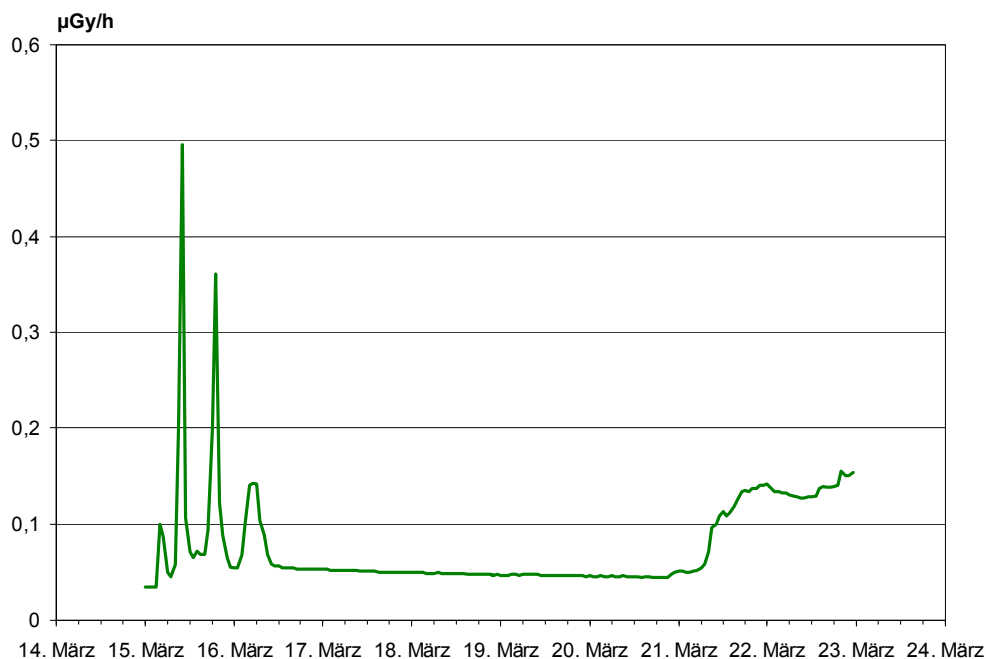


Abbildung 20.2  
Ortsdosisleistung in Tokio-Shinjuku (Messungen des Tokyo Metropolitan Institute of Public Health)

## Messergebnisse

Nach der Freisetzung von – primär leichter flüchtigen – Radionukliden in die Atmosphäre war zu erwarten, dass die internationalen und nationalen Überwachungssysteme diese mit Nachweisempfindlichkeiten bis in den Bereich von Mikrobecquerel pro Kubikmeter erfassen würden [69]:

- Das Radionuklidmessnetz der Comprehensive Test-Ban-Treaty Organisation (CTBTO), mit dem aerosolgebundene Radionuklide und Xenonisotope gemessen werden sowie
- Einrichtungen zur Überwachung der Radioaktivität in der Atmosphäre im Rahmen nationaler und internationaler Regelungen (AVV-IMIS, Sparse Network nach Art. 35/36 EURATOM).

### Spurenmessungen weltweit - das Radionuklidmessnetz der CTBTO

Die Internationale Organisation zur Überwachung des Kernwaffenteststoppabkommens (Comprehensive Nuclear-Test-Ban Treaty Organization, CTBTO) verfügt über ein weltweites Netzwerk von zurzeit 60 in Betrieb befindlichen Radionuklidmessstationen, welches in Tagesproben die an Luftstaub gebundenen  $\gamma$ -Strahlen emittierenden Radionuklide analysiert. Darüber hinaus sind 27 dieser Stationen mit Systemen zur Messung von radioaktiven Xenonisotopen ausgestattet. Die Messstationen der CTBTO zielen nicht auf einen möglichst schnellen Nachweis von Radionukliden ab, sondern sind darauf ausgelegt, kleinste Spuren künstlicher Radionuklide aus Kernwaffenversuchen sicher und belastbar nachweisen zu können. Durch die hierfür eingesetzten zeitaufwändigen Verfahren stehen die Ergebnisse z. B. der Luftstaubmessungen erst mit einem Verzug von ca. drei Tagen nach Ende des Probenentnahmezeitraums zur Verfügung.

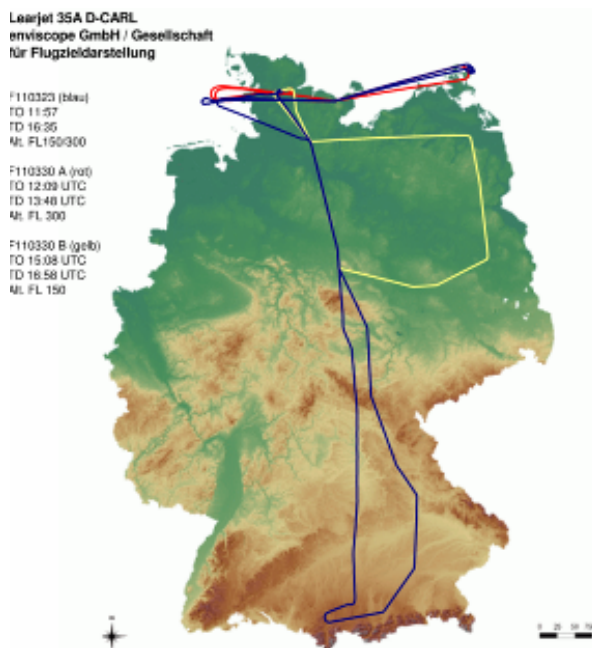
Bereits in den Proben vom 14.03.11 (Station Petropavlovsk, Kamtschatka) und 15.03.11 (Station Takasaki, Japan) wurden künstliche, aus Fukushima freigesetzte Radionuklide nachgewiesen. Der Verlauf der Ausbreitung in der nördlichen Hemisphäre konnte anhand der Daten aus dem Radioaktivitätsmessnetz der CTBTO verfolgt werden. Auf der Südhalbkugel wurden in diesem Zeitraum keine Radionuklide aus Fukushima detektiert, was sich mit dem sehr geringen Austausch von Luftmassen zwischen der Nord- und der Südhemisphäre erklären lässt. Lediglich in Neuguinea und auf den Fidschi-Inseln, die zu dieser Zeit noch im Einflussbereich der Luftmassen der nördlichen Hemisphäre lagen, wurden kurzzeitig auch radioaktive Spuren aus Fukushima nachgewiesen.

Auf Grund der Messergebnisse aus diesem Messnetz und der regelmäßig durchgeführten Ausbreitungsrechnungen war es möglich, das Eintreffen der kontaminierten Luftmassen in Europa für Mitte/Ende der 12. Kalenderwoche recht präzise vorherzusagen. Die Nutzung dieser Daten war von großer Bedeutung für die Einschätzung der radioologischen Lage in Europa und Deutschland sowie zur Information der Entscheidungsträger und der Öffentlichkeit.

### Flugzeugmessungen

Deutschland erreichte die radioaktive Wolke am 21. März, also zehn Tage nach dem Beginn des Unfalls. Auf Grund der meteorologischen Prognosen wurden am 23. und 30. März Messflüge im deutschen Luftraum zur Überwachung der Radioaktivität in der Atmosphäre durchgeführt (Abbildung 20.3). Der erste Messflug ergab für die nuklidspezifischen Messungen keine Werte oberhalb der Nachweisgrenze.

Der zweite Messflug am 30. März wurde gestartet, nachdem an verschiedenen Bodenmessstationen  $^{131}\text{I}$  in der bodennahen Luft nachgewiesen worden war.



**Abbildung 20.3**  
Flugrouten der Messflüge des DWD am 23.3.2011 (blau)  
und am 30.3.2011 (rot und gelb)

Die Messung und Auswertung der Filter des Außenlastkörpers im Zentrallabor in Offenbach lieferte erhöhte Werte des Radionuklids  $^{131}\text{I}$ . Für die beiden Filterproben wurden Aktivitätskonzentrationen von  $1,7 \text{ mBq/m}^3$  und  $2,6 \text{ mBq/m}^3$  Luft festgestellt. Die



Werte lagen damit in einem niedrigen Bereich, aber dennoch deutlich über den Nachweisgrenzen von  $0,3 \text{ mBq/m}^3$  und  $0,2 \text{ mBq/m}^3$ . Die Bodenmessstationen wiesen zum 30. März Aktivitätskonzentrationen in der bodennahen Luft im Bereich von  $2\text{--}7 \text{ mBq/m}^3$  auf.

### Spurenmessungen in Deutschland

Als Teil der Überwachung der Umweltradioaktivität werden zur Bestimmung geringster Aktivitätskonzentrationen in der Luft Systeme zur Spurenanalyse beim Bundesamt für Strahlenschutz (BfS), dem Deutschen Wetterdienst (DWD) und der Physikalisch-Technischen Bundesanstalt (PTB) betrieben. Vier dieser Probenentnahmestellen sind zudem Bestandteil des Sparse Network gem. Art. 35/36 des EURATOM Vertrages (vgl. Kapitel 5, Die Berichterstattung an die Europäische Kommission mit Hilfe von IMIS):

- Braunschweig (PTB) – „Deutschland-Nord“
- Potsdam (DWD) – „Deutschland-Ost“,
- Offenbach (DWD) – „Deutschland-Mitte“ und
- Schauinsland/Freiburg (BfS) – „Deutschland-Süd“.

Der Zeittakt für die Probenentnahme an diesen vier Spurenmessstellen wurde ab dem 23.03.11 von wöchentlicher auf tägliche Probenentnahme der aerosolgebundenen Radionuklide umgestellt, um Ergebnisse mit hoher zeitlicher Auflösung zu erhalten. Die PTB und das BfS verfügen über einen zweiten Hochvolumensammler am jeweiligen Probenentnahmeort, der DWD an seiner Station in Offenbach. Diese wurden weiterhin im wöchentlichen Rhythmus betrieben. Dies hatte den Vorteil, dass neben einer hohen zeitlichen Auflösung mit einer höheren Nachweisgrenze (NWG bezogen auf  $^{60}\text{Co}$ : ca.  $20 \text{ }\mu\text{Bq/m}^3$  bis  $30 \text{ }\mu\text{Bq/m}^3$ ) auch zusätzlich Messergebnisse mit der gewohnten Empfindlichkeit (NGW bezogen auf  $^{60}\text{Co}$ : ca.  $0,3 \text{ }\mu\text{Bq/m}^3$ ) erhoben werden konnten. Vergleichswerte der Routinemessungen finden sich in Kapitel 10, Spurenmessung in der Bodennahen Luft.

Die Messergebnisse wurden von der Leitstelle Spurenanalyse im BfS zusammengefasst und an das BMU, die IAEA sowie an die Europäische Union (EU) berichtet. Daneben wurden sie im System der elektronischen Lagedarstellung des Notfallschutzes (ELAN) bereit gestellt und zentral auf den Internetseiten des BfS veröffentlicht. Dezentral wurden auch die Internetseiten der PTB und des DWD zur Veröffentlichung von Messwerten genutzt.

Ab dem 21.04.2011 wurde der Probenentnahmezeitraum in Absprache mit dem BMU vom täglichen zunächst auf einen zwei- bzw. dreitäglichen Rhythmus

und ab dem 09.05.2011 wieder auf wöchentliche Probenentnahme (Normalbetrieb) umgestellt, da die beobachteten Aktivitätskonzentrationen für  $^{131}\text{I}$  nahe den Nachweisgrenzen bzw. zeitweise schon darunter lagen.

In den Proben vom 23.03.11 wurde zunächst  $^{131}\text{I}$  an den Spurenmessstellen in Braunschweig, Potsdam und Offenbach nachgewiesen, am darauf folgenden Tag dann auch an der Messstation Schauinsland. Die Zeitverläufe der Aktivitätskonzentrationen von  $^{131}\text{I}$ ,  $^{134}\text{Cs}$  und  $^{137}\text{Cs}$  in [Abbildung 20.4](#) zeigen einen ähnlichen Verlauf. Der zeitliche Versatz des ersten Anstiegs der Aktivitätskonzentrationen belegt die Durchzugsrichtung der kontaminierten Luftmasse von Nordwesten nach Südosten und verdeutlicht auch die Auswaschung der an den Luftstaub gebundenen Radionuklide durch Niederschläge auf dem Transportweg. Dem entsprechend variierten die maximalen Aktivitätskonzentrationen in den Proben Ende März für  $^{131}\text{I}$  zwischen  $3,7 \text{ mBq/m}^3$  (Potsdam) und  $1,1 \text{ mBq/m}^3$  (Schauinsland). Für  $^{134}\text{Cs}$  und  $^{137}\text{Cs}$  wurden in Potsdam und Offenbach maximale Aktivitätskonzentrationen von ca.  $0,4 \text{ mBq/m}^3$  gemessen. In Braunschweig und auf dem Schauinsland lagen die Maximalwerte bei ca.  $0,1 \text{ mBq/m}^3$ . Im weiteren zeitlichen Verlauf glichen sich durch die Vermischung der Luftmassen die Zeitverläufe der verschiedenen Standorte weiter an. So wurde ein zweites Maximum der Aktivitätskonzentrationen am 05.04.11 an allen Stationen zeitgleich mit ähnlichen Aktivitätskonzentrationen nachgewiesen. Die Aktivitätskonzentrationen der Radionuklide in der Luft nahmen in der Folge u. a. durch Verdünnung und radioaktiven Zerfall kontinuierlich ab. Der Zeitverlauf für  $^{131}\text{I}$  zeigt, bedingt durch dessen recht kurze Halbwertszeit von 8 Tagen, den steilsten Abfall. Die maximale Aktivitätskonzentration, die nach Tschernobyl am 01.05.1986 im Bayerischen Wald gemessen wurde, betrug  $10 \text{ Bq/m}^3$  für  $^{137}\text{Cs}$  und  $20 \text{ Bq/m}^3$  für  $^{131}\text{I}$ .

Neben den an Luftstaub gebundenen Radionukliden wurden auch größere Mengen radioaktiver Edelgase (z. B.  $^{133}\text{Xe}$ ) freigesetzt, die in der Atmosphäre ungehindert transportiert wurden. [Abbildung 20.5](#) zeigt den Zeitverlauf der Xenonaktivitätskonzentration an den vier Spurenmessstellen (Wochenproben) sowie der CTBT-Messstation auf dem Schauinsland (Tagproben). Auch hier zeigt sich der bereits erläuterte zeitliche Versatz des Eintreffens der kontaminierten Luftmasse an den Spurenmessstellen. Im weiteren Verlauf sind hier jedoch nur noch geringe Unterschiede zwischen den einzelnen Spurenmessstellen zu beobachten. Als Vergleich ist die Aktivitätskonzentration eingezeichnet, die in der Folge der Reak-

torkatastrophe von Tschernobyl in der Wochenprobe vom 28.04. bis 05.05.1986 an der Spurenmessstelle Schauinsland ermittelt wurde. Der Maximalwert wurde in der Tagesprobe vom 01.05.1986 mit  $106 \text{ Bq/m}^3$  bestimmt.

Für die Analyse der Wochenproben für IMIS wird ein integrierendes Messverfahren verwendet (siehe Kapitel 10, Spurenmessung in der Bodennahen Luft), das Messsystem für die CTBT ermöglicht nuklidspezifische Analysen. Auf Grund des langen Transportweges bis Europa trugen nur das Hauptisotop  $^{133}\text{Xe}$  (Halbwertszeit; 5,25 Tage) und das Isomer  $^{131m}\text{Xe}$  (Halbwertszeit: 11,9 Tage) zur Gesamtaktivitätskonzentration bei, so dass ein Vergleich der Ergebnisse beider Verfahren möglich ist und gute Übereinstimmung zeigt (Abbildung 20.5).

### Spurenmessungen in Europa - „Ring of Five“

Eine umfassende, schnelle gegenseitige Information über die Kontamination des europäischen Luftraums wurde insbesondere möglich über ein informelles Netz von Laboratorien zur Spurenmessung, dem sogenannten „Ring of Five“ (Ro5).

Der „Ring of Five“ ist ein informelles Netzwerk zur Information seiner Mitglieder über auffällige Messergebnisse bei der Spurenanalyse von Radionukliden in der bodennahen Luft [70]. Vorrangiges Ziel des Ro5 ist es, so schnell wie möglich alle Partner im Netz über die verfügbaren Messergebnisse zu informieren, auch in Form von Rohdaten. Dadurch wird schnellstmöglich ein Bild der Lage erhalten, wie z. B. auch nach der Freisetzung von  $^{137}\text{Cs}$  aus einem Stahlwerk bei Gibraltar 1998 [71].

Nach der ersten Beobachtung kontaminierter Luftmassen in Island begann ein kontinuierlicher Messdatenaustausch im Ro5 am 23.03.11. Mit dem Durchzug der ersten von zwei „radioaktiven Wolken“ über Mitteleuropa konnten so in den folgenden Tagen sehr schnell deren Zugrichtung von Nordwest nach Südost und der zeitliche und geographische Verlauf der Aktivitätskonzentration in der Luft ermittelt werden.

Eine Zusammenstellung und Diskussion der im Verlauf des Ereignisses im Ro5 erhobenen Daten findet sich in einer gemeinsamen Publikation [72].

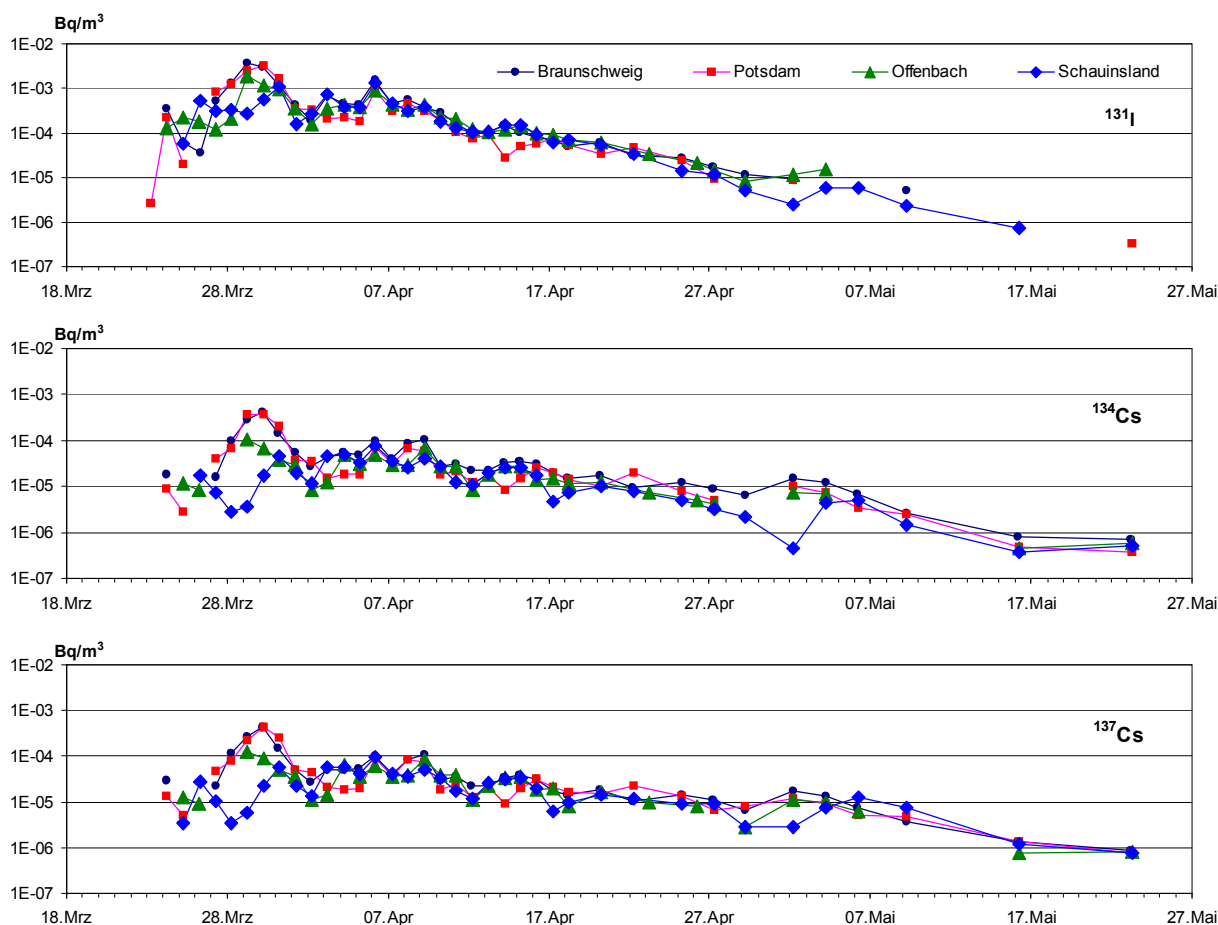
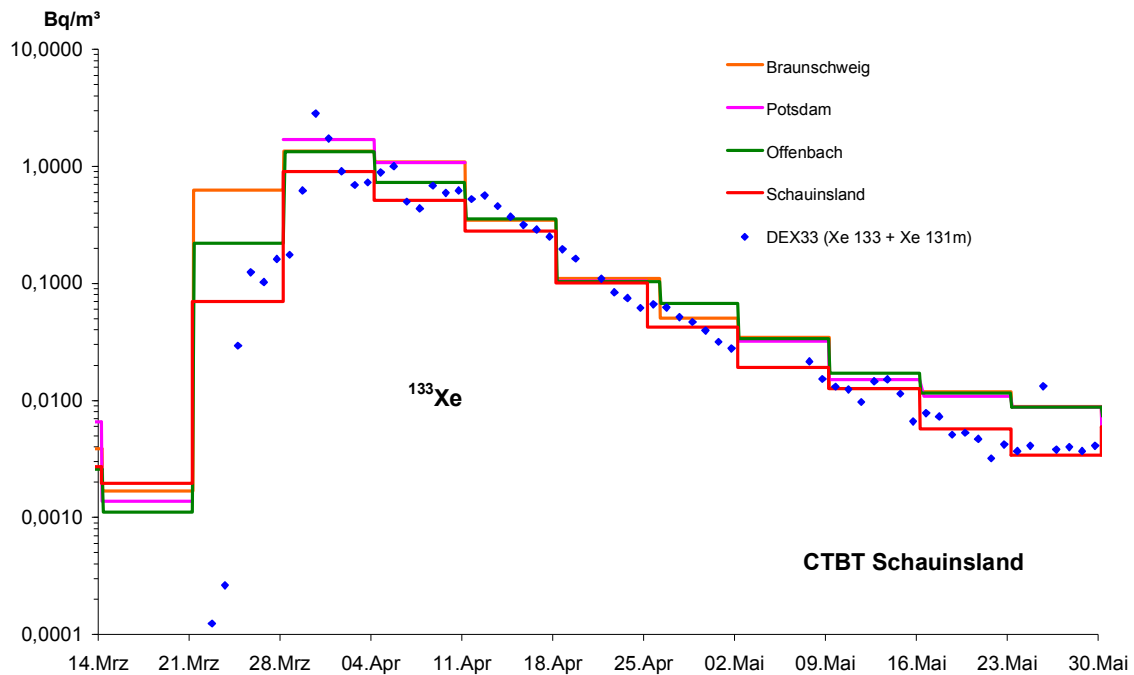


Abbildung 20.4

Zeitverlauf der Aktivitätskonzentration von  $^{131}\text{I}$ ,  $^{134}\text{Cs}$  und  $^{137}\text{Cs}$  an den vier Spurenmessstellen in Deutschland



**Abbildung 20.5**  
**Zeitverlauf der Aktivitätskonzentrationen von Radioxenon an den vier Spurenmessstellen sowie der CTBT-Messstelle auf dem Schauinsland**

### Niederschlag

Aus den vom DWD gemessenen Aktivitätskonzentrationen von  $^{131}\text{I}$  im Niederschlag lässt sich die deponierte Aktivität berechnen, die aus dem Fukushima-Ereignis stammt (siehe [Tabelle 20.1](#)). Vergleichswerte für die dem Erdboden durch Niederschläge zugeführte Gesamtbetaaktivität finden sich in Kapitel 9, Messnetz für Luft und Niederschlag.

### Gewässer

Ausbreitungsberechnungen zeigten, dass von dem Reaktorunfall in Fukushima für Deutschland keine radiologisch relevanten Einträge radioaktiver Stoffe in Gewässer zu befürchten waren. Zu erwarten waren allenfalls Spuren von Radioaktivität. Nachdem über geringe Aktivitätskonzentrationen von  $^{131}\text{I}$  und  $^{137}\text{Cs}$  vom BfS an der Messstation Schauinsland berichtet wurde, wurden mit und nach den ersten Niederschlägen gezielt Wasserproben aus dem Rhein bei Koblenz entnommen und gammaspektrometrisch untersucht.  $^{131}\text{I}$  wurde mit ca. 5 und  $^{137}\text{Cs}$  mit 13 mBq/l gemessen,  $^{134}\text{Cs}$  wurde nicht nachgewiesen. Da  $^{134}\text{Cs}$  nicht nachgewiesen wurde, deutet dies eher darauf hin, dass  $^{131}\text{I}$  und  $^{137}\text{Cs}$  auf die Vorbelastung des Rheinwassers aus Nuklearmedizin

bzw. Tschernobyl-Unfall und Kernwaffenfallout zurückzuführen sind. Die Messwerte liegen in Bereichen, die auch in der Zeit vor dem Fukushima-Unfall gemessen wurden. Die danach im Rahmen des Routinemessprogramms sowohl vom Bundesamt für Gewässerkunde (BfG) als auch von den Ländern ermittelten Aktivitätskonzentrationen an Wasserproben zeigten diesbezüglich keine besonderen Auffälligkeiten (vgl. Kapitel 12, Radioaktive Stoffe in Binnengewässern).

### Ostsee

Im Sommer 2011 wurden an sieben Positionen in der westlichen Ostsee Schwebstoffproben aus jeweils 8 m<sup>3</sup> Seewasser mittels Durchflusszentrifuge entnommen. Das für Kernkraftwerksunfälle, also auch für den Fukushimaunfall, charakteristische Nuklid  $^{134}\text{Cs}$  konnte jedoch nicht nachgewiesen werden. Die gefundenen spezifischen Aktivitäten an  $^{137}\text{Cs}$  von 5 – 30 Bq/kg TM sind für den Schwebstoff in der Ostsee auf Grund der Hinterlassenschaft von Tschernobyl charakteristisch und lassen sich nicht mit Fukushima in Zusammenhang bringen (vgl. Kapitel 14, Radioaktive Stoffe in Nord- und Ostsee).



Tabelle 20.1

Im März 2011 abgelagerte  $^{131}\text{I}$ -Aktivität  $\text{Bq}/\text{m}^2$  (aus Messdaten für Aktivität im Niederschlag und Niederschlagsmenge)

DWD-Messstation	$^{131}\text{I}$ $\text{Bq}/\text{m}^2$	DWD-Messstation	$^{131}\text{I}$ $\text{Bq}/\text{m}^2$
Schleswig	22,18	Görlitz	2,39
Fehmarn	4,24	Aachen	7,49
Arkona	0	Barweiler	2,05
Norderney	6,05	Wasserkuppe	28,9
Hamburg	14,54	Gera	0,73
Rostock	3,43	Zinnwald	5,31
Greifswald	4,76	Trier	12,78
Bremen	0	Offenbach	13,13
Seehausen	7,56	Würzburg	4,45
Angermünde	2,81	Hof	4,66
Lingen	10,16	Saabrücken	17,85
Bad Lippspringe	3,8	Rheinstetten	16,14
Hannover	3,4	Nürnberg	8,47
Magdeburg	2,87	Regensburg	1,74
Potsdam	1,51	Lahr	16,19
Essen	5,3	Stötten	14
Kahler Asten	5,34	München	14,22
Brocken	11,21	Fürstzell	7,46
Artern	0	Konstanz	13,96
Cottbus	3,77	Garmisch-Partenkirchen	11,75

Datenquelle: DWD

### Messungen von repräsentativen Umweltmedien nach dem Durchzug der radioaktiven Wolke aus Fukushima

Nach den ersten Meldungen von Spuren der künstlichen Radionuklide  $^{131}\text{I}$  und  $^{137}\text{Cs}$  in Luftfilterproben der BfS-Messstation Schauinsland, begann die Leitstelle in Kiel repräsentative Umweltmedien aus der Umgebung regelmäßig zu untersuchen. Die repräsentativen Umweltmedien waren Rohmilch (stellvertretend für Nahrungsmittel tierischer Herkunft), Winterlauch (stellvertretend für pflanzliche Nahrungsmittel) bzw. Weidebewuchs (stellvertretend für Futtermittel). Ergebnisse der Routinemessungen finden sich in Kapitel 16, Boden, Pflanzen, Futtermittel, Milch und Gesamtnahrung.

#### Beschreibung der Proben und deren Ursprung:

**Rohmilch:** Ab dem 31.03.2011 wurden 10-Liter-Proben aus der Sammelmilch der Kuhherde (ca. 80 Tiere) der Versuchsstation des MRI in Schaedtbek bei Kiel ein- bis zweimal wöchentlich morgens genommen. Über den gesamten Untersuchungszeitraum (bis 18.05.2011) wurde die Herde in einem über-

dachten aber seitlich offenen sog. Laufstall gehalten und mit Winterfütterung versorgt. Es fand während dieser Periode keine Weidefütterung statt.

**Lauch:** Ab dem 24.03.2011 wurden zweimal wöchentlich und ab dem 29.04.2011 einmal wöchentlich Freiland-Lauchproben von einem Feld in der Nähe von Schinkel (bei Kiel) entnommen. Dies war die einzige zu dieser Jahreszeit in Schleswig-Holstein verfügbare Freiland-Blattgemüsesorte. Die Pflanzen standen an diesem Standort über den Winter und waren bereits zu Beginn des Untersuchungszeitraumes gut entwickelt. Zur Probenentnahme wurden die Pflanzen 1 bis 2 cm oberhalb des Bodens abgeschnitten. Die Probenmengen betragen jeweils 2 bis 4 kg Frischmasse.

**Weidebewuchs:** Ab dem 01.04.2011 wurden zweimal wöchentlich, ab dem 29.04.2011 einmal wöchentlich, vom selben 1 Hektar großen Areal einer Dauerweide der Versuchsstation des MRI (s.o.) an 14 zufällig ausgewählten Stellen Bewuchsproben genommen. Bei der Wahl der 14 Stellen wurde darauf

geachtet, dass sie im Laufe des Untersuchungszeitraums nicht bereits probiert waren.

Zu Beginn des Untersuchungszeitraumes hatte die Wachstumsphase der Weidepflanzen noch nicht begonnen. Die Proben wurden daher durch Rupfen statt durch Schneiden entnommen und die Gesamtprobenmenge war etwas kleiner (ca. 2 kg Frischmasse) als die ab 08.04.2011 während der Wachstumsphase genommenen Proben (2 bis 5 kg Frischmasse).

#### Probenvorbereitung vor der gammasspektrometrischen Untersuchung:

**Milch:** Die Milchprobe wurde in der Meierei des MRI bei 55 °C homogenisiert und konserviert. Da nur äußerst geringe Aktivitäten zu erwarten waren, wurde die gesamte 10 l-Probe über mit Anionenaustauscherharz gefüllte Säulen gegeben, um das gesamte Iod der Milch auf dem Harz zu binden und aufzukonzentrieren. Bei der Gammasspektrometrie ergab die Messung des Harzes eine deutlich kleinere Nachweisgrenze für das  $^{131}\text{I}$  im Vergleich zur direkten Messung der flüssigen Milchprobe. Zur Prüfung ob weitere Radionuklide vorhanden waren, wurde zusätzlich ein 1-Liter-Aliquotenteil der flüssigen, eluierten Milch gammasspektrometrisch untersucht.

**Weidebewuchs und Lauch:** Die Proben wurden frisch und sofort nach Ankunft im Labor, ohne Zwischenlagerung oder Vorbehandlung (z.B. Waschen) bearbeitet. Nach Entfernung von verwelkten Teilen oder Fremdmaterial u. ä. wurden Teilproben (etwa 1 kg) dieser Probenarten mit ca. 25 ml wässriger 10 mol/l NaOH in einem Küchenhomogenisator zu einem Brei zerkleinert. (Die NaOH-Lösung wurde hinzugefügt um Iodverluste durch Verflüchtigung während der Messung zu vermeiden). Das Homogenisat wurde dann in 1-Liter-Marinellibecher für die gammasspektrometrischen Untersuchungen überführt.

#### Ergebnisse der Messungen:

Die Ergebnisse der Messreihen sind in den Abbildungen 20.6 bis 20.10 dargestellt. In Milch wurde  $^{131}\text{I}$  in den Proben vom 31.03. bis zum 11.04.2011 nachgewiesen. Am 14.04. und 18.04.2011 lagen die Werte bereits unterhalb der Nachweisgrenze von 2 mBq pro Liter. Die später genommenen Proben wurden sogar bis zum Erreichen einer  $^{131}\text{I}$  Nachweisgrenze von 1 mBq pro Liter gemessen. Bei den direkt gemessenen Milchproben lagen die Aktivitätskonzentrationen der Cäsium-Radionuklide  $^{134}\text{Cs}$  und  $^{137}\text{Cs}$  unterhalb der Nachweisgrenzen von 30 bis 40 mBq pro Liter.

Bei den Lauchproben wurden in dem Zeitraum vom 31.03. bis zum 26.04.2011 Aktivitätskonzentrationen

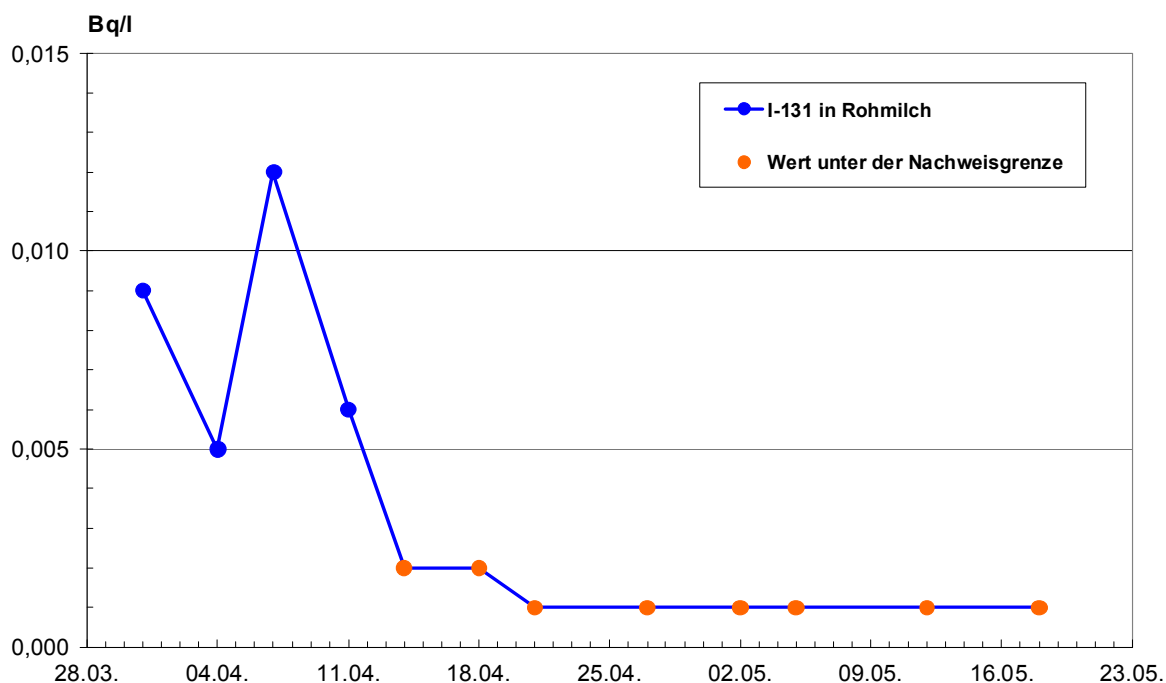


Abbildung 20.6

Zeitlicher Verlauf der Aktivitätskonzentrationen des Radionuklids  $^{131}\text{I}$  in der Milch von Kühen der Versuchsstation Schädtkbek im Jahr 2011 (keine Weidefütterung!)

für  $^{131}\text{I}$  deutlich oberhalb der Nachweisgrenze von 40 mBq pro kg Frischmasse gemessen. Vom 30.03. bis 08.04.2011 blieben die Messwerte nahezu konstant, bevor sie entsprechend der physikalischen

Halbwertszeit dieses Radionuklids abnahmen. Aktivitäten von  $^{134}\text{Cs}$  und  $^{137}\text{Cs}$  wurden lediglich in den Proben vom 08.04. und 11.04.2011 knapp oberhalb der Nachweisgrenzen gefunden.

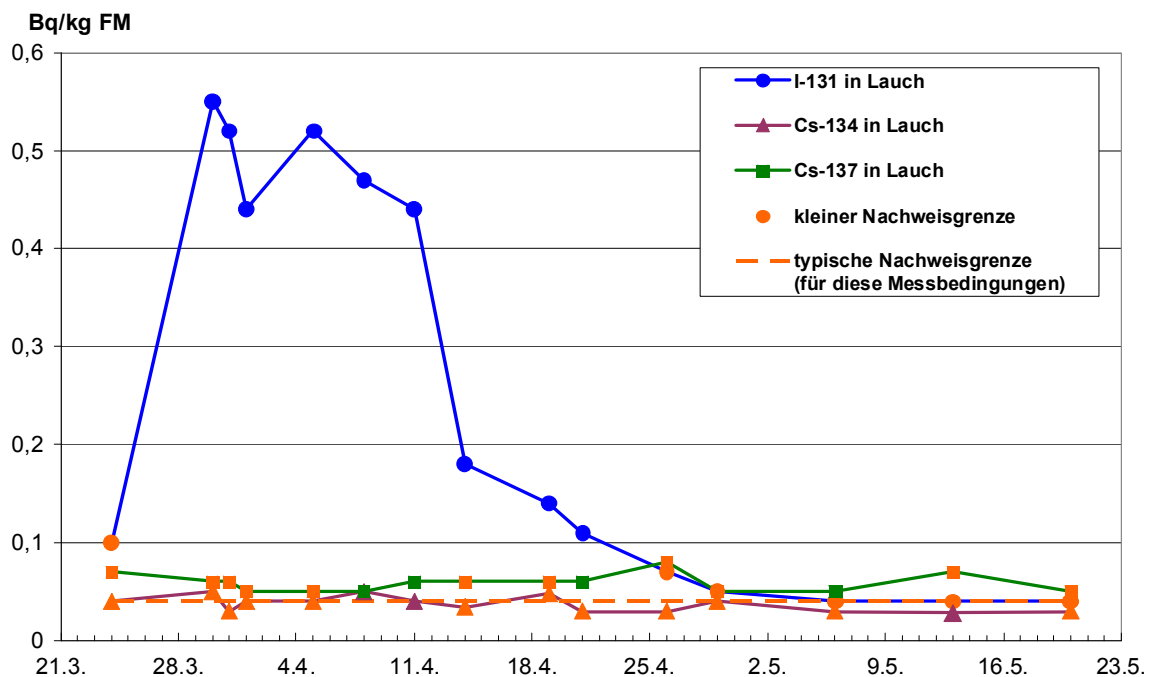


Abbildung 20.7

Zeitlicher Verlauf der Aktivitätskonzentrationen der Radionuklide  $^{131}\text{I}$ ,  $^{134}\text{Cs}$  und  $^{137}\text{Cs}$  in Freiland-Lauch von einem Feld bei Schinkel (Schleswig-Holstein) im Jahr 2011

Die Weidebewuchsproben wiesen die größten Aktivitätskonzentrationen der drei Nuklide auf. Auch in dieser Probenart nahmen die Werte erst ab dem 08.04.2011 mehr oder weniger kontinuierlich ab und blieben bis etwa Mitte Mai oberhalb der respektiven Nachweisgrenzen. Die Interpretation des zeitlichen Verlaufes der Werte wird durch einige Faktoren erschwert:

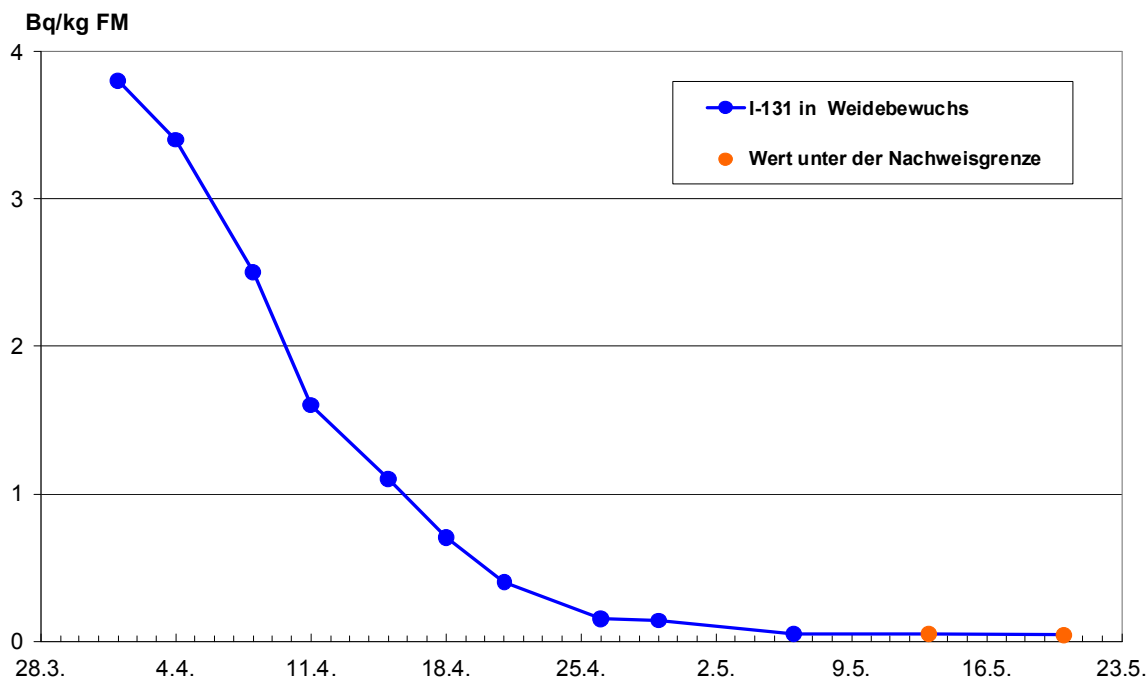
1. Das unterschiedliche und nicht bekannte Depositionsmuster am Probenentnahmestort. Die nahegelegene DWD-Messstelle in Schleswig (etwa 35 km nördlich von Kiel) berichtete von zwei  $^{131}\text{I}$ -haltigen Niederschlägen (1,16 bzw. 1,19 Bq/l) am 31.03. und am 05.04.2011. Laut DWD wurden die Niederschlagsmessungen vom 30.03. bis zum 18.04.2011 durchgeführt und dann eingestellt, da keine Spuren von  $^{131}\text{I}$  mehr zu erkennen waren.
2. Die zunehmende Verdünnung der Aktivitätskonzentrationen der Radionuklide durch das Einsetzen der Wachstumsperiode der Weidepflanzen ab etwa der ersten Aprilwoche.
3. Der Einfluss von anderen radioökologisch relevanten Variablen wie Auswaschungen oder Resuspension von Nukliden (nach z. B. heftigen

Regenfällen) oder Verdunstungseffekte insbesondere bei Iodnukliden.

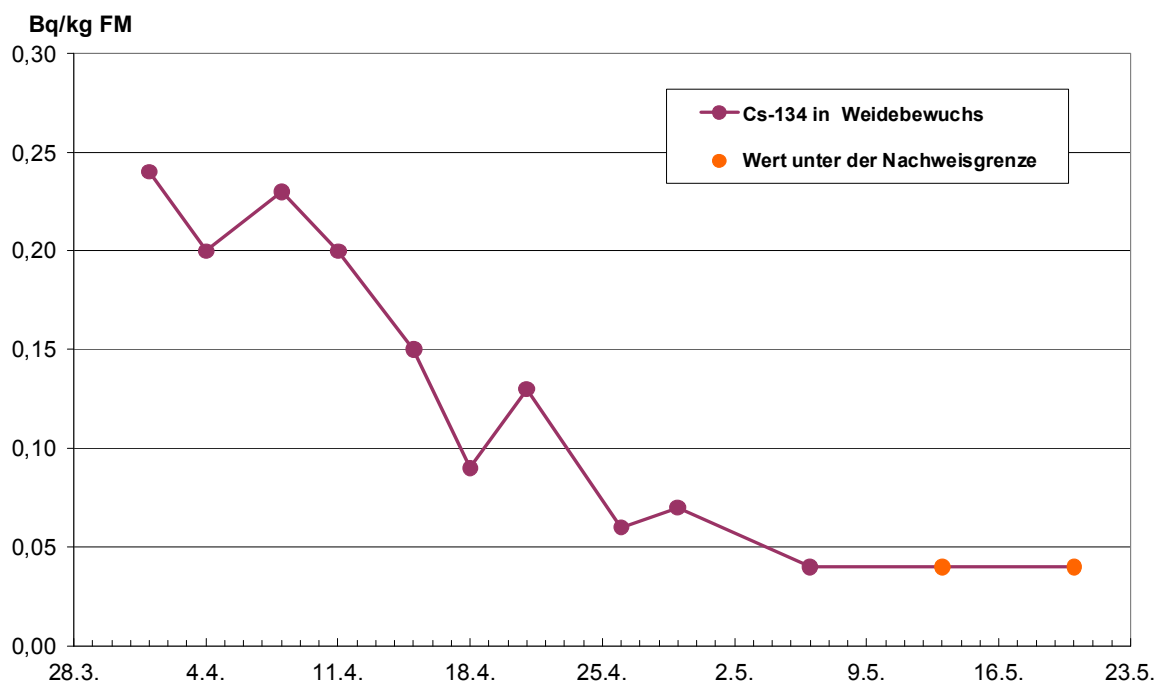
4. Der o.g. physikalische Zerfall des kurzlebigen  $^{131}\text{I}$  innerhalb des Untersuchungszeitraumes.

Jedoch stimmen die beobachteten Aktivitätskonzentrationen über den Zeitraum 01. bis 08.04. 2011 insbesondere für  $^{131}\text{I}$  und  $^{137}\text{Cs}$  mit der Beobachtung von kontaminiertem Niederschlag am 31.03. und am 05.04.2011 der DWD-Messstellen in Schleswig zeitlich überein.

Die kurzlebigen Spaltprodukte  $^{131}\text{I}$  und  $^{134}\text{Cs}$  werden in Pflanzen- und Nahrungsmittelproben in Deutschland seit vielen Jahren nicht mehr nachgewiesen. Die  $^{137}\text{Cs}$ -Aktivitätskonzentrationen in Weidebewuchs in Schleswig-Holstein liegen im Mittel unterhalb 0,30 Bq/kg FM mit Maximalwerten bis 1,6 Bq/kg FM. Die hier beobachteten Werte wären daher für sich allein genommen nicht untypisch. Die Zunahme der Werte für  $^{137}\text{Cs}$  vom 01. bis 08.04.2011 jedoch sowie die spätere Abnahme unter die Nachweisgrenze von 20 mBq/kg FM deuten darauf hin, dass sich in der ersten April-Woche auch zusätzliches  $^{137}\text{Cs}$  auf dieser Weide niedergeschlagen hat.



**Abbildung 20.8**  
 Zeitlicher Verlauf der Aktivitätskonzentrationen des Radionuklids  $^{131}\text{I}$  in Weidebewuchs der Versuchsstation Schädtkbek im Jahr 2011



**Abbildung 20.9**  
 Zeitlicher Verlauf der Aktivitätskonzentrationen des Radionuklids  $^{134}\text{Cs}$  in Weidebewuchs der Versuchsstation Schädtkbek im Jahr 2011

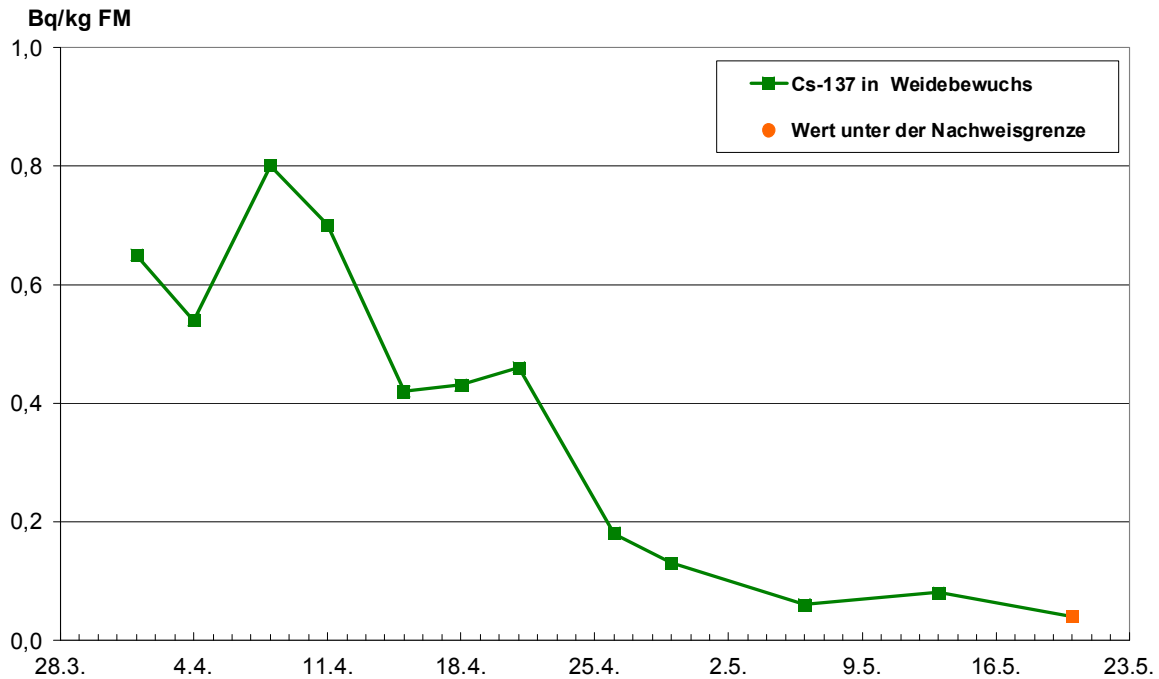


Abbildung 20.10

Zeitlicher Verlauf der Aktivitätskonzentrationen des Radionuklids  $^{137}\text{Cs}$  in Weidebewuchs der Versuchsstation Schödtbek im Jahr 2011

Wegen der zeitlichen Übereinstimmung mit dem Durchzug der radioaktiven "Wolke" aus den havarierten Kernreaktoren in Fukushima liegt es nahe, diese als die einzige Quelle der hier berichteten Kontaminationen anzunehmen. Andererseits ist es nicht auszuschließen, dass geringe Beiträge zu den  $^{131}\text{I}$ -Kontaminationen von gasförmigen Leckagen aus einer  $^{131}\text{I}$ -Produktionsanlage in Budapest (Ungarn) stammt<sup>1</sup>. Störfälle als mögliche Quelle in diesem Zeitraum sind jedoch nicht bekannt. Die hier berichteten Messwerte spiegeln den direkten Niederschlag auf der Oberfläche von Pflanzen wider. Die zu einem späteren Zeitpunkt zu erwartenden Aufnahme von den Cs-Nukliden aus dem Boden über die Wurzeln

<sup>1</sup> Nach Spuren-Nachweisen von  $^{131}\text{I}$  in der 44. KW in mehreren Ländern in Zentraleuropa wurden u.a von der IAEA Recherchen zur Herkunft dieses Radionuklids durchgeführt. In der Folge gaben im November 2011 ungarische Behörden bekannt, dass von Januar bis Mai 2011 ca. 300 GBq  $^{131}\text{I}$  aus einer Radionuklidproduktionsanlage in Budapest wegen Problemen mit der Filteranlage in die Luft freigesetzt wurden. Die Hauptfreisetzung fand vom 5. bis 12. April statt. Im September und Oktober gab es zusätzliche Freisetzungen von insgesamt 324 GBq. Es ist bisher unklar, ob ein Teil des im Frühjahr freigesetzten  $^{131}\text{I}$  nach Deutschland gelangen und sich hier niederschlagen konnte.

der Pflanzen wird jedoch vernachlässigbar und im Rahmen der routinemäßigen Überwachung gemäß IMIS nicht nachweisbar sein. Im Sinne einer Strahlenexposition der Menschen in Deutschland ist diese zusätzliche Kontamination der Umwelt unbedeutend.

Bedingt durch die lange Wegstrecke der radioaktiven Wolke erreichte Deutschland lediglich ein äußerst geringer Anteil der in Fukushima freigesetzten radioaktiven Stoffe. Die Ergebnisse der hier beschriebenen Untersuchungen zeigen jedoch eindrucksvoll, dass selbst so kleine Spuren davon mit der im Rahmen des IMIS installierten Messkapazität schnell nachgewiesen werden. Zudem wird die Tauglichkeit des Weidebewuchses als empfindlicher Indikator von radioaktivem Fallout bestätigt.

### Arzneimittel und Bedarfsgegenstände

Nach dem 11. März dieses Jahres wurden in der Arbeitsgruppe zur Inkorporationsüberwachung des Bundesamtes für Strahlenschutz Rückkehrer aus Japan untersucht. Parallel zu diesen Untersuchungen wurden in der Leitstelle für Arzneimittel und deren Ausgangsstoffe sowie Bedarfsgegenstände Kleidungsstücke einiger untersuchter Personen gamma-spektrometrisch gemessen. Abhängig davon, wann sich diese Personen in Japan aufgehalten hatten,

konnten die Isotope:  $^{131}\text{I}$ ,  $^{132}\text{I}$ ,  $^{133}\text{I}$ ,  $^{134}\text{Cs}$ ,  $^{136}\text{Cs}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{132}\text{Te}$  mit geringen Aktivitäten in den gemessenen Proben nachgewiesen werden. Insgesamt wurde festgestellt, dass die Hauptkontamination an der Kleidung haftete und nicht am bzw. im Körper zu finden war.

In IMIS sind in den geprüften Proben aus Japan keine Auffälligkeiten aufgetreten. Hierbei wurden Bedarfsgegenstände wie z. B. Verpackungsmaterialien für Lebensmittel und Kosmetika sowie Ausgangsstoffe für die Kosmetikherstellung erfasst (vgl. Kapitel 19, Arzneimittel und deren Ausgangsstoffe sowie Bedarfsgegenstände).

## Bewertung der radiologischen Lage in Deutschland

Die gemessenen Werte stellten keine gesundheitliche Gefährdung für die Menschen und die Umwelt in Deutschland und Europa dar, da sie ein Vielfaches unterhalb der Strahlenbelastung durch natürliche Radionuklide lagen. Die Messergebnisse, die bei den unterschiedlichen Messverfahren unabhängig voneinander erreicht wurden, lagen für die künstliche Strahlung durch radioaktive Partikel im Bereich von wenigen tausendstel Becquerel je Kubikmeter Luft und können nur mit den Methoden der Spurenanaly-

se ermittelt werden. Ebenfalls nur mit Methoden der Spurenanalyse war die Ermittlung der Aktivitätskonzentrationen radioaktiver Xenonisotope möglich, deren Beitrag zur Strahlenbelastung, auch bei den kurzzeitig erreichten Konzentrationen von einigen Becquerel pro Kubikmeter Luft, nicht von radiologischer Bedeutung war.

Zum Vergleich: Durch das natürlich vorkommende Edelgas Radon und dessen an Luftstaub gebundenen Folgeprodukte liegen die Aktivitätskonzentrationen dieser natürlich vorkommende Radionuklide in Deutschland im Freien kontinuierlich bei einigen Becquerel je Kubikmeter Luft. Standortabhängig schwanken diese Werte, weil die Radonkonzentration vom geologischen Ausgangsgestein und der Wetterlage beeinflusst wird. Der 24-stündige Aufenthalt in einem Bereich mit einer  $^{131}\text{I}$ -Aktivitätskonzentration von beispielsweise  $5 \text{ mBq/m}^3$  Luft (in dieser Größenordnung lagen die höchsten Ergebnisse der Messstationen Braunschweig und Potsdam am 29.03.2011) führt für einen Erwachsenen zu einer zusätzlichen Strahlenbelastung von etwa einem milliardstel Sievert. Dies entspricht in etwa der natürlichen Strahlenbelastung bei einer Minute Aufenthalt im Freien.



# ANHANG

## LITERATUR

- [1] Umweltradioaktivität und Strahlenbelastung im Jahr 2010. Unterrichtung durch die Bundesregierung. Bundestagsdrucksache (im Druck).
- [2] Der aktuelle Katalog ist auf der Internetseite der PTB [www.ptb.de](http://www.ptb.de) verfügbar. Pfad: PTB > Fachabteilungen > Abteilung 6 > Fachbereich > 6.1 > Fachlabor 6.11 > Katalog Aktivitätsnormale
- [3] Calibration and Measurement Capabilities - Ionizing Radiation, Germany, PTB: [kcdb.bipm.org/appendixC/RI/DE/RI\\_DE.pdf](http://kcdb.bipm.org/appendixC/RI/DE/RI_DE.pdf)
- [4] Schötzig U, Schrader H: Halbwertszeiten und Photonen-Emissionswahrscheinlichkeiten von häufig verwendeten Radionukliden. Bericht PTB-Ra-16/5, 2000, ISSN 0341-6747, ISBN 3-89701-279-0
- [5] Jörg G, Bühnenmann R, Hollas S, Kivel N, Kossert K, Van Winckel S, Lierse v. Gostomski Ch: Preparation of radiochemically pure  $^{79}\text{Se}$  and highly precise de-termination of its half-life. Applied Radiation and Isotopes, in press, doi:10.1016/j.apradiso.2010.05.006
- [6] Broda R, Cassette P, Kossert K: Radionuclide metrology using liquid scintillation counting. Metrologia 44 (2007) S36-S52
- [7] Kossert K: Activity standardization by means of a new TDCR-Cherenkov counting technique. Applied Radiation and Isotopes 68 1116-1120, 2010
- [8] Röttger A et al: Radon activity concentration - a Euromet and BIPM supplementary comparison. Applied Radiation and Isotopes 64 1102-1107, 2006
- [9] COOMET.RI(II)-S1.Rn-222 (169/UA/98): Rn-222 volume activity comparison. V Skliarov et al (2009) Metrologia 46 06006, doi: 10.1088/0026-1394/46/1A/06006
- [10] Röttger A, Arnold D, Honig A, Dersch R, Ott O: A primary standard for the thoron activity concentration, In: Applied radiation and isotopes 68, S.1292-1296, 2010
- [11] Sima O., Arnold D: Accurate computation of coincidence-summing corrections in low level gamma-ray spectrometry. Appl. Radiat. Isot. Vol. 53 No. 1-2, S. 51-56, 2000
- [12] Arnold D, Sima O: Calculation of coincidence summing corrections for X-ray peaks and for sum peaks with X-ray contributions. Applied Radiation and Isotopes 64 1297-1302, 2006
- [13] EURDEP: European Radiological Data Exchange Platform, European Union Council Decision 87/600 and Recommendation 2000/473/ EURATOM. For more information see <http://eurdep.jrc.ec.europa.eu/>
- [14] ICRU Report 47. Measurement of Dose Equivalents from External Photon and Electron Radiations. ICRU, Bethesda, 1992
- [15] Wissmann F, Rupp A, Stöhlker U: Characterization of Dose Rate Instruments for Environmental Radiation Monitoring. Kerntechnik 73, 2007, S. 193-198
- [16] PTB-A 23.3 PTB-Anforderung Strahlenschutzmessgeräte - Ortsdosimeter <http://www.ptb.de/de/org/q/q3/q31/ptb-a/pa23-3.pdf>
- [17] Selected radionuclides. Environmental Health Criteria 25. World Health Organization, Geneva p.68, 1983
- [18] Bachner D, Friedrichs HG, Haider G, Morlock G, Ullrich W: Ermittlungen der Spaltproduktfreisetzung. Deutsche Risikostudie Kernkraftwerke. Köln, TÜV Rheinland. Fachband 6 8-22, 1980.
- [19] Bekanntmachungen der Dosiskoeffizienten zur Berechnung der Strahlenexposition, vom Juli 2001, Band 1. Bundesanzeiger Nr. 160a 53 (1), 2001
- [20] Moderne Routine und Schnellmethoden zur Bestimmung von  $^{89}\text{Sr}$  und  $^{90}\text{Sr}$  bei der Umweltüberwachung, Bericht einer Ad-hoc-Arbeitsgruppe des Arbeitskreises Umweltüberwachung im Fachverband Strahlenschutz, Publikationsreihe Fortschritte im Strahlenschutz, ISBN 978-3-8249-1119-6, TÜV Rheinland, Köln, 2008.
- [21] Vajda N, Kim CK: Determination of radiostrontium isotopes: A review of analytical methodology, Applied Radiation and Isotopes, 68 (2010) 2306-2326, 2010.
- [22] Magill J, Pfennig G, Galy J: Karlsruher Nuklidkarte, European Commission-DG Joint Research Centre, Institute for Transuranium Elements, 7. Auflage, Karlsruhe, 2006.
- [23] Keller C: Radiochemistry, Publisher Ellis Horwood, Chichester (1988), p. 43, 1988
- [24] Dombrowski H, Neumaier S, Thompson IMG, Wissmann F: EURADOS Intercomparison 2006 to Harmonise European Early Warning Dosimetry Systems. Radiat. Prot. Dosim. 135, 2009, S. 20
- [25] Bleher M, Stöhlker U: Die Interkalibrationsplattform Schauinsland und ihr Beitrag zur Harmonisierung der Ortsdosisleistungsmessnetze auf europäischer Ebene. Strahlenschutzpraxis 2009, Heft 2, S 56

- [26] Stöhlker U, Conen F, Bänniger D, Bleher M: Harmonization of ambient dose rate monitoring provides for large-scale estimates of radon flux density and soil moisture changes. In: IAEA / WMO, Technical Meeting on Sources and Measurements of Radon and Radon Progeny Applied to Climate and Air Quality Studies, IAEA, TECDOC, Vienna (2010)
- [27] SO 5725-2: Genauigkeit (Richtigkeit und Präzision) von Messverfahren und Messergebnissen - Teil 2: Grundlegende Methode für Ermittlung der Wiederhol- und Vergleichpräzision eines vereinheitlichten Messverfahrens (ISO 5725-2:1994 einschließlich Technisches Korrigendum 1:2002)
- [28] DIN 38402-42: September 2005. Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung - Allgemeine Angaben (Gruppe A) - Teil 42: Ringversuche zur Verfahrensvalidierung, Auswertung (A 42)
- [29] SO Guide 43 Annex A: Proficiency testing by interlaboratory comparisons – Part 1: Development and operation of proficiency testing schemes. International Organisation for Standardisation, Geneva 1996
- [30] Uhlig P, Henschel P: Limits of tolerance and z-scores in ring tests. *Fresenius J. Anal. Chem.* 358, 761-766 (1997)
- [31] Hartmann R, Tait D, Haase G: Bestimmung von Gammanuklid und Sr-90 in Babynahrung. (2005) [ftp://134.110.128.19/Ringversuche/Leitstelle\\_Kiel/2005/](ftp://134.110.128.19/Ringversuche/Leitstelle_Kiel/2005/)
- [32] Papastefanou C, Joannidou A: Beryllium-7 and solar activity. *Applied Radiation and Isotopes* 61:1493-1495, 2004
- [33] World Health Organization: Air Quality Guidelines for Europe, 2nd Ed., WHO Regional Publ. No. 91, 2001
- [34] Schaffrath-Rosario A, Heid IM, Kreienbrock, L., Heinrich J, Wellmann J, Gerken M, Kreuzer M, Steinwachs A, Langer B, Brüske-Hohlfeld I, Wichmann HE: Bewertung des Lungenkrebsrisikos durch Radon in Wohnungen in Deutschland mit Hilfe statistisch-epidemiologischer Modelle. Abschlussbericht an das Bundesamt für Strahlenschutz und den Bundesminister für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit im Vorhaben StSch 4237, Neuherberg, Hannover, 2004
- [35] Darby S, Hill D, Auvinen A, Barros-Dios JM, Baysson H, Bochicchio F, Deo H, Falk R, Forastiere F, Hakama M, Heid I, Kreienbrock L, Kreuzer M, Lagarde F, Mäkeläinen I, Muirhead C, Oberaigner W, Pershagen G, Ruano-Ravina A, Ruosteenoja E, Schaffrath-Rosario A, Tirmarche M, Tomásek L., Whitley E, Wichmann HE, Doll R: Radon in homes and risk of lung cancer: collaborative analysis of individual data from 13 European case-control studies; *BMJ (British Medical Journal)* Januar 2005
- [36] WHO Handbook on Indoor Radon: A Public Health Perspective, 2009
- [37] Hoffmann B, Meyer W: Strahlenexposition in Gebäuden. In: Trugenberg-Schnabel A, Peter J, Kanzliwius R, Bernhard-Ströl C (Hrsg.): Umweltradioaktivität in der Bundesrepublik Deutschland 2006 und 2007, Daten und Bewertung, [www.bmu.de/files/pdfs/allgemein/application/pdf/umweltradioaktivitaet\\_leitstellenbericht.pdf](http://www.bmu.de/files/pdfs/allgemein/application/pdf/umweltradioaktivitaet_leitstellenbericht.pdf), 2008
- [38] Kemski J, Klingel R., Siehl A, Stegemann R: Konzeption und Erstellung eines DV-Projektes zur Bewertung des Radonpotentials im Boden und Prognose der Radonkonzentration in Gebäuden. Kurzbericht zum Forschungsvorhaben StSch 4251 „Bodenluftmessungen in Deutschland“, Juli 2003
- [39] Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit; Bundesamt für Strahlenschutz: Radon-Handbuch Deutschland, Bremerhaven 2001
- [40] Kemski J, Klingel R, Siehl A, Stegemann R: Die aktuelle Karte des geogenen Radonpotentials in Deutschland. In: Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit: Forschung zum Problemkreis „Radon“. Vortragsmanuskripte des 14. Statusgespräches, Berlin, 23./24. Oktober 2001
- [41] Conrady J, Guhr A, Leißring B, Nagel M: Modelllösung für die Vermeidung erhöhter Werte von Wohnungsradon durch bauliche Energieeinsparmaßnahmen. Deutsche Bundesstiftung Umwelt, Aktenzeichen 17349, April 2004
- [42] Verordnung über den Schutz vor Schäden durch ionisierende Strahlen (Strahlenschutzverordnung - StrlSchV) vom 20. Juli 2001 (BGBl. I S. 1714)
- [43] Gehrcke K, Wichterey K: Radioaktive Stoffe in der Umwelt als Folge des Bergbaus in den neuen Bundesländern. In: Trugenberg-Schnabel A, Peter J, Kanzliwius R, Bernhard-Ströl C (Hrsg.): Umweltradioaktivität in der Bundesrepublik Deutschland 2006 und 2007, Daten und Bewertung, [www.bmu.de/files/pdfs/allgemein/application/pdf/umweltradioaktivitaet\\_leitstellenbericht.pdf](http://www.bmu.de/files/pdfs/allgemein/application/pdf/umweltradioaktivitaet_leitstellenbericht.pdf), 2008
- [44] Wolf F, Mättig I: Die Sanierung des ehemaligen Uranerzbergbaus durch die Wismut GmbH – Voraussetzung für die Entwicklung der Regionen, Publikationsreihe „Fortschritte im Strahlen-

- schutz“ des Fachverbandes für Strahlenschutz e.V., FS-06-141-T, Dresden, 2006
- [45] Verordnung über den Schutz vor Schäden durch ionisierende Strahlen (StrlSchV) vom 20. Juli 2001 (BGBl. I S. 1714), zuletzt geändert durch Art. 2, § 3 Abs. 31 des Gesetzes vom 01.09.2005 (BGBl. I S. 2618)
- [46] Umweltradioaktivität und Strahlenbelastung im Jahr 2008. Unterrichtung durch die Bundesregierung. Bundestagsdrucksache 17/770, Berlin 2010.
- [47] Umweltradioaktivität und Strahlenbelastung im Jahr 2009. Unterrichtung durch die Bundesregierung. Bundestagsdrucksache 17/5170, Berlin
- [48] Bericht "Umweltradioaktivität und Strahlenbelastung - Jahresbericht 2008", Hrsg: Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU), Bonn, 2009
- [49] Bericht "Umweltradioaktivität und Strahlenbelastung - Jahresbericht 2009", Hrsg: Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU), Bonn, 2011
- [50] Radioactivity in Food and the Environment, RIFE-15, S.99 ff. ISSN 13656414, 2010
- [51] Bericht "Umweltradioaktivität und Strahlenbelastung - Jahresbericht 2010", Hrsg: Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU), Bonn, im Druck
- [52] Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (Hrsg), Umweltradioaktivität in der Bundesrepublik Deutschland 2006 und 2007. Daten und Bewertung. Bericht der Leitstellen des Bundes und des Bundesamtes für Strahlenschutz. ISSN 1864-2810, 2008
- [53] Viertel H, Bünger Th, Obrikat D: Radioaktive Stoffe in Trink- und Grundwasser. In: Trugenberg-Schnabel A, Peter J, Kanzliwius R, Bernhard C, Bergler I (Hrsg.): Umweltradioaktivität in der Bundesrepublik Deutschland 1998 bis 2001, Daten und Bewertung, BfS-Schrift 27/2003, Salzgitter 2003
- [54] Beyermann M, Bünger T, Gehrcke K, Obrikat D: Strahlenexposition durch natürliche Radionuklide im Trinkwasser in der Bundesrepublik Deutschland, BfS-SW-Bericht, BfS-SW-06/09, urn:nbn:de:0221-20100319945, Salzgitter, 2009
- [55] Bundesministerium für Gesundheit: Erste Verordnung zur Änderung der Trinkwasserverordnung vom 3. Mai 2011, Bundesgesetzblatt, Jahrgang 2011, Teil I Nr. 21, S. 748-774
- [56] Kanisch G, Nagel G, Krüger A, Kellermann, HJ: Radiological implications from the temporal development of radioactivity in marine food from the North Sea. *Kerntechnik* 65. pp. 183-189, 2000
- [57] Kudo A (Ed.): *Plutonium in the Environment*, Elsevier, Amsterdam, 2001
- [58] WHO, *Environmental Health Criteria 25, Selected Radionuclides (Plutonium)*, World Health Organization, Geneva (1983) p. 169-196
- [59] United Nations. *Sources and Effects of Ionizing Radiation. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation, 1993 Report to the General Assembly, with scientific annexes. United Nations sales publication E.94.IX.2.* United Nations, New York, 1993
- [60] United Nations. *Ionizing Radiation: Sources and Biological Effects. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation, 1982 Report to the General Assembly, with annexes. United Nations sales publication E.82.IX.8.* United Nations, New York, 1982
- [61] Kromphorn G, Kocak U, Wershofen H, Arnold D: Bestimmung der Plutoniumisotope  $^{238}\text{Pu}$ ,  $^{239}\text{Pu}$ - und  $^{240}\text{Pu}$  in Umweltproben mittels Alpha-Spektrometrie, in PTB-Bericht PTB- $^{38}\text{Ra}$ , Hrsg. Physikalisch-Technische Bundesanstalt, Braunschweig p. 3., 1995
- [62] Kanisch G: Kapitel IV.6 Kernphysikalische Daten. In: Der Bundesminister für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (Hrsg.): *Messanleitungen für die Überwachung der Radioaktivität in der Umwelt und zur Erfassung radioaktiver Emissionen aus kerntechnischen Anlagen*, , Elsevier Verlag GmbH, München p. ERKLÄR/ KERNDAT-01bis 08, 2006
- [63] Horwitz EP, Thakkar AH, McAlister DR: A rapid method for the preconcentration of non-refractory Am and Pu from 100 g soil samples. In: Warwick P (Ed.): *Environmental Radiochemical Analysis III*, Royal Society of Chemistry (RSC Publishing), Cambridge (UK) p. 77 – 85, 2007
- [64] Tait D, Jelinski Hartmann MR, Kock B: Entwicklung eines Schnellverfahrens zur Bestimmung des Plutoniums und des Americiums im Boden, 14. Fachgespräch zur Überwachung der Umweltradioaktivität, 24. - 26. März 2009, Freiburg, 2009
- [65] Wiechen A: *Plutoniumbestimmungen in Bodenproben aus der Bundesrepublik Deutschland*, Kieler Milchwirtschaftliche Forschungsberichte 50: 147-152, 1998
- [66] Wiechen A, Tait D, Haase G: Die alphaspektrometrische Bestimmung von Plutoniumisotopen in Böden aus Deutschland, *Kieler Milchwirtschaftliche Forschungsberichte* 51: 225-236, 1999

- [67] Coulmas F, Stalpers J: *Fukushima. Vom Erdbeben zur atomaren Katastrophe*, München 2011
- [68] Bejdakic E et al: *Die Katastrophe im Kernkraftwerk Fukushima nach dem Seebeben vom 11. März 2011*, BfS-SK-Bericht BfS-SK-18/12, urn:nbn:de:0221-20120302761, Salzgitter, März 2012
- [69] Bieringer, J., Katzlberger, C., Steinkopff, T., Steinmann, P., Wershofen, H.: *Weiträumige Ausbreitung von Radioaktivität als Folge des Störfalls von Fukushima Daiichi*, *Strahlenschutz Praxis*, Heft 3/2011, S. 34, G13638, ISSN 0947-434 X
- [70] Wershofen, H.: *Der „Ring of 5“: Internationaler Austausch von Daten zur Spurenanalyse in Luft*. Textbeitrag zum Tagungsband des 12. Fachgespräches zur Umweltüberwachung, Bonn, April 2003
- [71] Bieringer, J., Dalheimer, A., Dyck, W., Steinkopff, T., Wershofen, H.: *Die Radioaktivitätsfreisetzung in Algeciras. Beitrag zum Bericht „Umweltradioaktivität und Strahlenbelastung in der Bundesrepublik Deutschland 1998 bis 2001“ der Leitstellen des Bundes und des Bundesamtes für Strahlenschutz*. Bundesamt für Strahlenschutz, Salzgitter, BfS-Schriften 27/2003, ISBN 3-89701939-6 (2003)
- [72] Masson, O., Baeza A., Bieringer, J., Brudecki, K., Bucci, S., Cappai, M., Carvalho, F.P., Connan, O., Cosma, C., Dalheimer, A., Depuydt, G., De Geer, L.E., De Vismes, A., Gini, L., Groppi, F., Guðnason, K., Gurriaran, R., Hainz, D., Halldórsson, O., Hammond, D., Holý, K., Homoki, Zs., Ioannidou, A., Isajenko, K., Katzlberger, C., Kettunen, M., Kierepko, R., Kontro, R., Kwakman, P.J.M., Lecomte, M., Leppänen, A.-P., Lind, B., Lujanienne, G., Mc Ginnity, P., Mc Mahon, C., Malá, H., Manenti, S., Manolopoulou, M., Mattila, A., Mairing, A., Mietelski, J.W., Møller, B., Nielsen, S.P., Overwater, R.M.W., Pálsson, S.E., Papastefanou, C., Penev, I., Pham, M., Povinec, P.P., Ramebäck, H., Reis, M.C., Ringer, W., Rodriguez, A., Rulík, P., Saey, P.R.J., Samsonov, V., Schlosser, C., Sgorbati, G., Silobritiene, B.V., Söderström, C., Sogni, R., Solier, L., Sonck, M., Steinhäuser, G., Steinkopff, T., Steinmann, P., Stoulos, S., Sýkora, I., Tooloutalaie, N., Tositti, L., Tschiersch, J., Ugron, A., Vagena, E., Vargas, A., Wershofen, H., Zhukova, O.: *Tracking of airborne radionuclides from the damaged Fukushima Dai-ichi nuclear reactors by European networks*. *Environ. Sci. Technol.*, 45 (18), pp 7670–7677, 2011 (DOI: 10.1021/es2017158).



## VERWENDETE ABKÜRZUNGEN

AtG	Atomgesetz	ICRP	Internationale Strahlenschutzkommission
AVV	Allgemeine Verwaltungsvorschrift	ICRU	Internationale Kommission für radiologische Einheiten
BFEL	Bundesforschungsanstalt für Ernährung und Lebensmittel	IMIS	Integriertes Mess- und Informationssystem
BFAFi	Bundesforschungsanstalt für Fischerei	KFÜ	Kernkraftwerks-Fernüberwachungssystem
BfG	Bundesanstalt für Gewässerkunde	KKW	Kernkraftwerk
BfS	Bundesamt für Strahlenschutz	N	Zahl der Einzelmessungen
BGA	Bundesgesundheitsamt	n.n.	nicht nachgewiesen / nachweisbar
BGBI	Bundesgesetzblatt	NWG	Nachweisgrenze
BGR	Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe	ODL	Ortsdosisleistung
BMU	Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit	PTB	Physikalisch-Technische Bundesanstalt
BSH	Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie	R $\beta$	Rest-Beta-Aktivität
/d-p	pro Tag und Person	RMP	Routinemessprogramm
DWD	Deutscher Wetterdienst	REI	Richtlinie zur Emissions- und Immissionsüberwachung kerntechnischer Anlagen
EURATOM	Europäische Gemeinschaft für Atomenergie	SSK	Strahlenschutzkommission
EUROMET	Organisation der meteorologischen Staatsinstitute in Europa	StrlSchV	Strahlenschutzverordnung
FM	Feuchtmasse	StrVG	Strahlenschutzvorsorgegesetz
G $\alpha$	Gesamt-Alpha-Aktivität	TM	Trockenmasse
G $\beta$	Gesamt-Beta-Aktivität	UBA	Umweltbundesamt
HWZ	Halbwertszeit	UNSCEAR	Wissenschaftliches Komitee der Vereinten Nationen über die Wirkung von atomarer Strahlung
IAR	Institut für Atmosphärische Radioaktivität (heute: Fachbereich für Strahlenschutz und Umwelt)	VOAS	Verordnung über die Gewährleistung von Atomsicherheit und Strahlenschutz
		WAA	Wiederaufarbeitungsanlage
		ZdB	Zentralstelle des Bundes zur Überwachung der Umweltradioaktivität



## EIGENSCHAFTEN DER IM TEXT ERWÄHNTEN RADIONUKLIDE

Radionuklid	Element	Strahlungsart	Halbwertszeit	Bemerkungen
H-3, <sup>3</sup> H, Tritium	Wasserstoff	$\beta^-$	12,32 a	
Be-7, <sup>7</sup> Be	Beryllium	$\epsilon, \gamma$	53,3 d	durch kosmische Strahlung
C-14, <sup>14</sup> C	Kohlenstoff	$\beta^-$	5730 a	durch kosmische Strahlung
F-18, <sup>18</sup> F	Fluor	$\beta^+$	1,83 h	Verwendung in der Medizin
K-40, <sup>40</sup> K	Kalium	$\beta^-, \gamma$	$1,3 \times 10^9$ a	natürlich
Co-58, <sup>58</sup> Co	Kobalt	$\epsilon, \beta^+, \gamma$	70,9 d	
Co-60, <sup>60</sup> Co	Kobalt	$\beta^-, \gamma$	5,27 a	
Se-79, <sup>79</sup> Se	Selen	$\beta^-, \gamma$	$3,27 \times 10^5$ a	Uran-Spaltprodukt
Kr-85, <sup>85</sup> Kr	Krypton	$\beta^-, \gamma$	10,76 a	Edelgas
Kr-85 m, <sup>85m</sup> Kr	Krypton	$\beta^-, \gamma$	4,48 h	Edelgas
Rb-85, <sup>85</sup> Rb	Rubidium		stabil	Ausgangsstoff für <sup>85</sup> Sr-Erzeugung
Sr-85, <sup>85</sup> Sr	Strontium	$\beta^-$	65 d	Tracer
Sr-89, <sup>89</sup> Sr	Strontium	$\beta^-, \gamma$	50,5 d	
Sr-90, <sup>90</sup> Sr	Strontium	$\beta^-$	28,6 a	Uran-Spaltprodukt
Y-88, <sup>88</sup> Y	Yttrium	$\epsilon$	107 d	Uran-Spaltprodukt
Y-90, <sup>90</sup> Y	Yttrium	$\beta^-$	64 h	Uran-Spaltprodukt
Tc-99, <sup>99</sup> Tc	Technetium	$\beta^-$	213000 a	
Tc-99 m, <sup>99m</sup> Tc	Technetium	R	6,01 h	Verwendung in der Medizin
Sb-125, <sup>125</sup> Sb	Antimon	$\beta^-$	2,7582 a	
Te-132, <sup>132</sup> Te	Tellur	$\beta^-$	3,20 d	
I-129, <sup>129</sup> I	Jod	$\beta^-, \gamma$	$1,57 \times 10^7$ a	
I-131, <sup>131</sup> I	Jod	$\beta^-, \gamma$	8,02 d	Uran-Spaltprodukt
I-132, <sup>132</sup> I	Jod	$\beta^-$	2,295 h	
I-133, <sup>133</sup> I	Jod	$\beta^-$	20,8 h	
Xe-127, <sup>127</sup> Xe	Xenon	$\epsilon, R$	36,4 d	Edelgas
Xe-131m, <sup>131m</sup> Xe	Xenon	R	11,92 d	Edelgas
Xe-133, <sup>133</sup> Xe	Xenon	$\beta^-, R$	5,25 d	Edelgas

Radionuklid	Element	Strahlungsart	Halbwertszeit	Bemerkungen
<b>Xe-133m</b> , <sup>133m</sup> Xe	Xenon	R	2,19 d	Edelgas
<b>Xe-135</b> , <sup>135</sup> Xe	Xenon	β <sup>-</sup> , γ	9,1 d	Edelgas
<b>Cs-134</b> , <sup>134</sup> Cs	Cäsium	β <sup>-</sup> , γ	2,06 a	
<b>Cs-137</b> , <sup>137</sup> Cs	Cäsium	β <sup>-</sup> , γ	30,17 a	Uran-Spaltprodukt
<b>Cs-136</b> , <sup>136</sup> Cs	Cäsium	β <sup>-</sup>	13,2 d	
<b>Ba-133</b> , <sup>133</sup> Ba	Barium	ε, γ	10,5 a	Uran-Spaltprodukt
<b>Ce-139</b> , <sup>139</sup> Ce	Cer	ε, γ	137,6 d	
<b>Tl-201</b> , <sup>201</sup> Tl	Thallium	ε, R	73,1 h	
<b>Tl-202</b> , <sup>202</sup> Tl	Thallium	ε, γ	12,2 d	
<b>Tl-208</b> , <sup>208</sup> Tl	Thallium	β <sup>-</sup> , γ	3,1 min	Thorium-Zerfallsreihe
<b>Pb-210</b> , <sup>210</sup> Pb	Blei	β <sup>-</sup>	22,3 a	Uran-Radium-Zerfallsreihe
<b>Pb-212</b> , <sup>212</sup> Pb	Blei	β <sup>-</sup> , γ	10,6 h	Thorium-Zerfallsreihe
<b>Bi-212</b> , <sup>212</sup> Bi	Wismut	β, γ	60,6 min	Thorium-Zerfallsreihe
<b>Bi-214</b> , <sup>214</sup> Bi	Wismut	β	19,9 min	Uran-Radium-Zerfallsreihe
<b>Po-210</b> , <sup>210</sup> Po	Polonium	α	138,4 d	Uran-Radium-Zerfallsreihe
<b>Po-212</b> , <sup>212</sup> Po	Polonium	α	304 nsec	Thorium-Zerfallsreihe
<b>Po-214</b> , <sup>214</sup> Po	Polonium	α	164 μsec	Uran-Radium-Zerfallsreihe
<b>Po-218</b> , <sup>218</sup> Po	Polonium	α	3,05 min	Uran-Radium-Zerfallsreihe
<b>Rn-220</b> , <sup>220</sup> Rn	Radon	α	55,6 sec	Thorium-Zerfallsreihe, Edelgas
<b>Rn-222</b> , <sup>222</sup> Rn	Radon	α	3,82 d	Uran-Radium-Zerfallsreihe, Edelgas
<b>Ra-226</b> , <sup>226</sup> Ra	Radium	α, γ	1600 a	Uran-Radium-Zerfallsreihe
<b>Ra-228</b> , <sup>228</sup> Ra	Radium	β <sup>-</sup>	5,75 a	Thorium-Zerfallsreihe
<b>Th-228</b> , <sup>228</sup> Th	Thorium	α, γ	1,9 a	Thorium-Zerfallsreihe
<b>Th-230</b> , <sup>230</sup> Th	Thorium	α	7,54 x 10 <sup>4</sup> a	Uran-Radium-Zerfallsreihe
<b>Th-232</b> , <sup>232</sup> Th	Thorium	α	1,4 x 10 <sup>10</sup> a	Thorium-Zerfallsreihe
<b>Th-nat</b> , Th <sub>nat</sub>	Thorium			
<b>U-234</b> , <sup>234</sup> U	Uran	α	2,45 x 10 <sup>5</sup> a	
<b>U-235</b> , <sup>235</sup> U	Uran	α, R	7,04 x 10 <sup>8</sup> a	

Radionuklid	Element	Strahlungsart	Halbwertszeit	Bemerkungen
U-238, $^{238}\text{U}$	Uran	$\alpha$	$4,47 \times 10^9$ a	
U-nat, $\text{U}_{\text{nat}}$	Uran			
Pu-238, $^{238}\text{Pu}$	Plutonium	$\alpha$ , R	87,74 a	
Pu-239, $^{239}\text{Pu}$	Plutonium	$\alpha$ , R	$2,4 \times 10^4$ a	
Pu-240, $^{240}\text{Pu}$	Plutonium	$\alpha$ , R	6563 a	
Pu-241, $^{241}\text{Pu}$	Plutonium	$\alpha$ , R	14,35 a	
Am-241, $^{241}\text{Am}$	Americium	$\alpha$ , R	432 a	
Cm-244, $^{244}\text{Cm}$	Curium	$\alpha$ , R	18,1 a	

$\alpha$ = Alphastrahlung  
 $\beta^-$ = Betastrahlung  
 $\beta^+$ = Positronenstrahlung

$\gamma$ = Gammastrahlung  
 $\varepsilon$ = Elektroneneinfang  
R= Röntgenstrahlung

## SI-EINHEITEN IM STRAHLENSCHUTZ

Phys. Größe	SI-Einheit	alte Einheit	Umrechnung
Aktivität	Becquerel (Bq) 1 Bq = 1/s	Curie (Ci)	1 Ci = $3,7 \cdot 10^{10}$ Bq 1 Bq = $2,7 \cdot 10^{-11}$ Ci = 27 pCi
Energiedosis	Gray (Gy) 1 Gy = 1 J/kg	Rad (rd)	1 rd = 0,01 Gy 1 Gy = 100 rd
Äquivalentdosis	Sievert (Sv) 1 Sv = 1 J/kg	Rem (rem)	1 rem = 0,01 Sv 1 Sv = 100 rem
Ionendosis	Coulomb pro Kilogramm (C/kg)	Röntgen (R)	1 R = $2,58 \cdot 10^{-4}$ C/kg = 0,258 mC/kg 1 C/kg = 3876 R
Energiedosisleistung	Gray pro Sekunde (Gy/s)	Rad pro Sekunde (rd/s)	1 rd/s = 0,01 Gy/s 1 Gy/s = 100 rd/s

## PRÄFIXE

Präfix	Kurzbezeichnung	Faktor
Exa	E	$10^{18}$
Peta	P	$10^{15}$
Tera	T	$10^{12}$
Giga	G	$10^9$
Mega	M	$10^6$
Kilo	k	$10^3$
Hekto	h	$10^2$
Deka	da	$10^1$

Präfix	Kurzbezeichnung	Faktor
Dezi	d	$10^{-1}$
Zenti	c	$10^{-2}$
Milli	m	$10^{-3}$
Mikro	$\mu$	$10^{-6}$
Nano	n	$10^{-9}$
Piko	p	$10^{-12}$
Femto	f	$10^{-15}$
Atto	a	$10^{-18}$

## GLOSSAR

<b>Aerosol</b>	feste oder flüssige Schwebeteilchen in Luft
<b>Aktivität</b>	Anzahl der je Sekunde zerfallenden Atomkerne eines radioaktiven Stoffes
<b>Alphastrahler</b>	Radionuklide, die Alphateilchen (Heliumatomkerne) aussenden
<b>anthropogen</b>	durch den Menschen verursacht
<b>Äquivalentdosis</b>	Produkt aus Energiedosis und einem u.a. von der Strahlenart abhängigen Bewertungsfaktor. Die Äquivalentdosis ist das Maß für die Wirkung einer ionisierenden Strahlung auf den Menschen
<b>Becquerel</b>	SI-Einheit der Aktivität. Die Aktivität von 1 Becquerel (Bq) liegt vor, wenn 1 Atomkern je Sekunde zerfällt.
<b>Betastrahlung</b>	Teilchenstrahlung, bestehend aus beim radioaktiven Zerfall oder bei der Spaltung von Atomkernen ausgesandten Elektronen
<b>Dekontamination</b>	Beseitigung oder Verminderung von radioaktiven Verunreinigungen
<b>Deterministisch</b>	Nicht-stochastisch; deterministische Strahlenschäden sind solche, bei denen die Schwere des Schadens mit der Dosis variiert und ein Schwellenwert bestehen kann, z.B. Hautrötung, Augenlinsentrübung (siehe auch stochastisch)
<b>Dosis</b>	Siehe Energiedosis und Äquivalentdosis
<b>Effektive Dosis</b>	Summe der gewichteten mittleren Äquivalentdosen in den einzelnen Organen und Geweben des Körpers. Der Wichtungsfaktor bestimmt sich aus den relativen Beiträgen der einzelnen Organe und Gewebe zum gesamten Strahlenrisiko des Menschen bei Ganzkörperbestrahlung
<b>Energiedosis</b>	Quotient aus der Energie, die durch ionisierende Strahlung auf das Material in einem Volumenelement übertragen wird, und der Masse in diesem Volumenelement
<b>Ereignisfall</b>	Ein Ereignis wie z.B. ein Unfall in einem Atomkraftwerk mit „möglichen, nicht unerheblichen radiologischen Auswirkungen“ (§1, Abs. 2 StrVG)
<b>Fallout</b>	Aus der Atmosphäre auf die Erde in Form kleinster Teilchen abgelagertes radioaktives Material, das zum Beispiel bei Kernwaffenversuchen entstanden ist
<b>Gammastrahlung</b>	Energiereiche elektromagnetische Strahlung, die bei der radioaktiven Umwandlung von Atomkernen oder bei Kernreaktionen auftreten kann
<b>Gammasubmersion</b>	Strahlenexposition durch Gammastrahlung von radioaktiven Gasen in der Atmosphäre
<b>Ganzkörperdosis</b>	Mittelwert der Äquivalentdosis über Kopf, Rumpf, Oberarme und Oberschenkel als Folge einer als homogen angesehenen Bestrahlung des ganzen Körpers
<b>Gray</b>	SI-Einheit der Energiedosis
<b>Ingestion</b>	Aufnahme radioaktiver Stoffe mit der Nahrung
<b>Inhalation</b>	Aufnahme radioaktiver Stoffe mit der Atemluft
<b>Inkorporation</b>	Aufnahme radioaktiver Stoffe in den menschlichen Körper
<b>Intensivbetrieb</b>	Betrieb von IMIS im Ereignisfall mit verkürzten Messintervallen und erweiterten Messprogrammen (Intensivmessprogrammen)
<b>Ionisierende Strahlen</b>	Elektromagnetische- oder Teilchenstrahlen, welche die Bildung von Ionen bewirken können (z.B.z.B. Alphastrahlen, Betastrahlen, Gammastrahlen, Röntgenstrahlen)

<b>In-situ-Messung</b>	Messung im Freien mit mobilen Messeinrichtungen (Feldmessung)
<b>Isotop</b>	Atomart eines chemischen Elements mit gleichen chemischen Eigenschaften (gleicher Ordnungszahl), aber verschiedener Massenzahl
<b>Kontamination</b>	Verunreinigung mit radioaktiven Stoffen
<b>Kosmische Strahlung</b>	Sehr energiereiche Strahlung aus dem Weltraum
<b>Median</b>	Mittelwert, unterhalb dessen ebensoviele kleinere Werte wie oberhalb größere Werte liegen
<b>Nuklearmedizin</b>	Anwendung radioaktiver Stoffe in der Medizin zu diagnostischen und therapeutischen Zwecken
<b>Nuklid</b>	Durch Protonenzahl (Ordnungszahl) und Massenzahl charakterisierte Atomart
<b>Organdosis</b>	Mittelwert der Äquivalentdosis über ein Organ
<b>Ortsdosis</b>	Äquivalentdosis für Weichteilgewebe, gemessen an einem bestimmten Ort
<b>Ortsdosisleistung</b>	In einem kurzen Zeitintervall erzeugte Ortsdosis, geteilt durch die Länge des Zeitintervalls
<b>Radioaktive Stoffe</b>	Stoffe, die Radionuklide enthalten
<b>Radioaktivität</b>	Eigenschaft bestimmter chemischer Elemente bzw. Nuklide, ohne äußere Einwirkung Teilchen- oder Gammastrahlung aus dem Atomkern auszusenden
<b>Radiojod</b>	Radioaktive Jodisotope
<b>Radionuklide</b>	Instabile Nuklide, die unter Aussendung von Strahlung in andere Nuklide zerfallen
<b>SI-Einheiten</b>	Einheiten des Internationalen Einheitensystems (SI). Die Anwendung der Einheiten im Strahlenschutzmesswesen ist durch die Ausführungsverordnung zum Gesetz über Einheiten im Messwesen vom 13.12.1985 (BGBl.I S.2272) geregelt
<b>Sievert</b>	SI-Einheit der Äquivalentdosis 1 Sievert = 1 000 Millisievert (mSv) = 1 000 000 Mikrosievert (µSv)
<b>Stochastisch</b>	Zufallsbedingt; stochastische Strahlenschäden sind solche, bei denen die Wahrscheinlichkeit des Auftretens mit der Dosis variiert, nicht jedoch deren Schwere (siehe auch deterministisch)
<b>Strahlenbelastung</b>	Siehe Strahlenexposition
<b>Strahlenexposition</b>	Einwirkung ionisierender Strahlung auf den menschlichen Körper oder seine Teile
<b>Terrestrische Strahlung</b>	Strahlung der natürlich radioaktiven Stoffe, die überall auf der Erde vorhanden sind

# SACHVERZEICHNIS

## A

Abfälle 87  
    mittelradioaktive 43  
    schwachradioaktive 43  
Ableitung 41, 48, 60, 63  
Abluft 42  
Abwasser 43, 46, 87  
Abwetter 42  
Ackerböden 75  
Aerosole 45  
Aktivitätsnormale 15  
Alpha-Aktivität 59  
Alpha-Spektrometrie 81  
Alpha-Strahler 42, 46  
Americium 80–81  
Americium-241 16, 80, 82, 84  
Antimon-125 16  
Arzneimittel 90, 92  
Asse 43  
Atomkraftwerk siehe Kernkraftwerk  
atomrechtliche Genehmigungsverfahren 43

## B

Barium-133 16  
Baumaterialien 39  
Bergbau 41  
Berlin 53  
Beryllium-7 36–37, 51, 54  
Biblis 46  
Binnengewässer 59–61  
Binnenseen 71  
Bismut-214 49  
Blei 29  
Boden 74  
Bodenluft 38  
Bodenoberfläche 58  
Bundesamt für Gewässerkunde 59  
Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie 67  
Bundesamt für Strahlenschutz 17, 38, 41, 47, 49,  
    53, 64, 90  
Bundesforschungsanstalt für Ernährung und  
    Lebensmittel 74, 80  
Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und  
    Reaktorsicherheit 6, 43  
Bundesministeriums für Bildung und Forschung 43

## C

Cäsium-134 16, 29–30, 32–33, 37, 67–68, 71, 77,  
    87, 95–97, 99–101, 111  
Cäsium-136 103  
Cäsium-137 6–7, 15, 17, 29–30, 32–33, 36–37, 49,  
    51, 54–56, 58–65, 67–72, 74–79, 87–90, 95–  
    97, 99–100, 102, 111  
Cobalt-60 61–62  
Cs-13z 87

## D

DENSE-Network 36  
Deutsche Bucht 67  
Deutscher Wetterdienst 49, 53  
Donau 60, 62

## E

Edelgase 43, 45  
effektive Dosis 5, 48–50, 54  
Elbe 41, 60–62  
Emissionsüberwachung 43  
Ems 59–61  
Endlager 43  
Entsorgung 43  
EU-Berichterstattung 35, 49  
EURATOM 35  
EU-Ringversuche 36  
EUROMET-Vergleich 15  
European Radiation Dosimetry Group 17  
European Radiological Data Exchange Platform 17,  
    105  
EU-Trinkwasserrichtlinie 36  
Expositionspfad  
    Trinkwasser 60

## F

Fallout 67  
Fische 71  
Fischeiche 71  
Fließgewässer 71  
Flugpersonal 37  
Fluor-18 15  
Flüssigkeitsszintillationszähler 22–23  
Fortluft 43, 45  
Fukushima 1, 5, 7, 36, 91–94, 97–98, 102  
Futtermittel 74

## G

Gamma-Ortsdosisleistung 17, 19, 56–57  
Genehmigungswert 43, 48  
Gesamt-Beta 36, 49  
Gesamtnahrung 36, 77  
Granit 38  
Grundwasser 64

## H

Helmholtz-Zentrum München 43, 47, 49

## I

IMIS 16, 35–36, 49  
Industrieprodukte 39  
Iod-131 6, 29–30, 32–33, 37, 43, 45–46, 49, 54–55,  
    59–60, 74, 87–88, 94–103, 110  
Iod-132 103



## J

Jadebusen 60  
Jod-132 103  
Johann Heinrich von Thünen-Institut 71

## K

Kalium-40 29–30, 32, 51, 54, 60, 87–88, 90  
Kernkraftwerk 43–46, 48  
    Biblis 45  
    Brokdorf 45, 47  
    Brunsbüttel 45–46  
    Emsland 46–47  
    Grafenrheinfeld 45–46  
    Grohnde 45, 47  
    Gundremmingen 45–46  
    Isar 45–47  
    Krümmel 45–46  
    Neckarwestheim 45–47  
    Philippsburg 45–47  
    Stade 45  
    Unterweser 45–46  
kerntechnische Anlagen 43, 60  
Kernwaffenteststoppabkommen 53, 93  
Kernwaffenversuche 63, 67  
Klärschlamm 87, 89  
Kobalt-58 60  
Kobalt-60 60, 63, 65, 87–88  
Kohlenstoff-14 36, 45  
Krypton-85 53

## L

La Hague 67  
Luft 38, 41

## M

Main 63  
Max-Rubner-Institut 22, 29, 74, 80  
Messprogramm 65  
Milch 36, 74  
Mosel 60–63  
Mulde 41  
Mutual Recognition Arrangement 15

## N

Natursteine 39  
Neckar 61–62  
Niederschlag 49–52  
Nordsee 67, 71

## O

Oberflächenwasser 59, 61, 92  
ODL siehe Gamma-Ortsdosisleistung  
ODL-Messnetz 56  
ODL-Tagesmittelwerte 56  
Offenbach 53  
Ortsdosisleistung 36  
Ostsee 67, 69, 71

## P

Pb-210 65  
Pelletheizung 55  
Pflanzen 74  
Physikalisch-Technische Bundesanstalt 15, 18, 30,  
    37, 49, 53, 55  
Pleiße 41  
Plutonium 80–81  
Plutonium-238 68, 80, 82  
Plutonium-239 68–69, 80, 82–84  
Plutonium-240 68–69, 80, 82–84  
Plutonium-241 80, 82  
Polonium-210 65  
Probenahme siehe Probenentnahme  
Probenentnahme 7, 16, 52–53, 67, 80–84

## Q

Qualitätsmanagement 15

## R

Radium-226 41, 65  
Radium-228 65  
Radon 15, 38  
Radon-220 16  
Radon-222 15, 42, 65  
Radonfolgeprodukte 38  
Referenzmaterialien 16  
Referenzperson 43  
REI 64  
REM-Datenbank 36  
Rhein 60–63  
Ringversuch 29  
Ringversuchsmaterialien 16  
Rohmilch 74, 79  
Routinemessprogramm 59  
Rubidium-85 110

## S

Säuglingsnahrung 77  
Schaalsee 60  
Schauinsland 53  
Schilddrüsendosis 5, 48  
Schnellverfahren 22, 80, 82  
Schollener See 60  
Schwebstoff 59–62, 92  
Sediment 59–60, 62–63, 69, 92  
Selen-79 15, 110  
Sellafield 67  
Sonnenflecken-Relativzahl 37  
SPARSE-Network 37  
Spurenanalyse 53  
Starnberger See 60  
Steinhuder Meer 60  
Strahlenexposition  
    aus Endlagern 48  
Strahlenschutzverordnung 15, 39, 60, 106–107  
Strahlenschutzvorsorgegesetz 16  
Stromerzeugung 43–44

Strontium-85 16, 26  
Strontium-89 22–27, 30, 32  
Strontium-90 16, 22–27, 29–30, 36, 60, 67–68, 74,  
77, 87–88

## T

Technetium-99m 87  
Tellur-132 37, 103, 110  
Thallium-201 87  
Thallium-202 87  
Thorium 63  
Thorium-232 82  
Thoron 15  
Trinkwasser 36, 64–65  
Tritium 36, 45–46, 52, 59–60  
Tschernobyl 51–52, 58, 67, 69, 71, 74

## U

Umgebungs-Äquivalentdosis 17  
Uran 41, 63

Uran-234 54, 59, 65, 87–88  
Uran-235 59, 65, 87–88  
Uran-238 54, 59, 65, 87–88  
Uranerzbergbau 41

## W

Weideböden 76  
Weiße Elster 41  
Weser 60, 62  
Wiesenbewuchs 78  
Wismut GmbH 29, 42

## X

Xeneon-131m 96  
Xenon 53  
Xenon-133 53, 95–96

## Y

Yttrium-88 16, 110  
Yttrium-90 22–26, 110