

# Umweltradioaktivität in der Bundesrepublik Deutschland

Bericht der Leitstellen des Bundes und des  
Bundesamtes für Strahlenschutz

Stand 2017

Daten und Bewertung



## Impressum

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

Redaktion: Bundesamt für Strahlenschutz  
Postfach 10 01 49  
38201 Salzgitter

Josef Peter  
Angela Trugenberger-Schnabel  
Claudia Hachenberger  
Angelika Löbke-Reinl

Stand: 2017

**ISSN 1864-2810**

## VORWORT

Die Strahlenbelastung der Bevölkerung als Folge des nuklearen Wettrüstens nach dem Zweiten Weltkrieg erweckte bereits in den 50er Jahren Besorgnis und gab Anlass zu detaillierten Untersuchungen und ersten Berichten „über die Radioaktivität der Luft, des Wassers und des Bodens“. Im „ersten Bericht“ des Sonderausschusses Radioaktivität (Stuttgart, Januar 1958) heißt es: „Die über größere Zeiträume ermittelten Minimalwerte der spezifischen Aktivität der ‘bodennahen Atmosphäre’ . . . zeigten von 1955 bis 1957 eine Zunahme um den Faktor 5. Die mittlere spezifische Strontium 90-Aktivität der Milch nahm von 1955 bis 1957 etwa um den Faktor 3 zu.“. Im Euratom-Vertrag von 1957 verpflichtete sich die Bundesrepublik gleichzeitig zur routinemäßigen Überwachung der Umweltradioaktivität und jährlichen Berichterstattung.

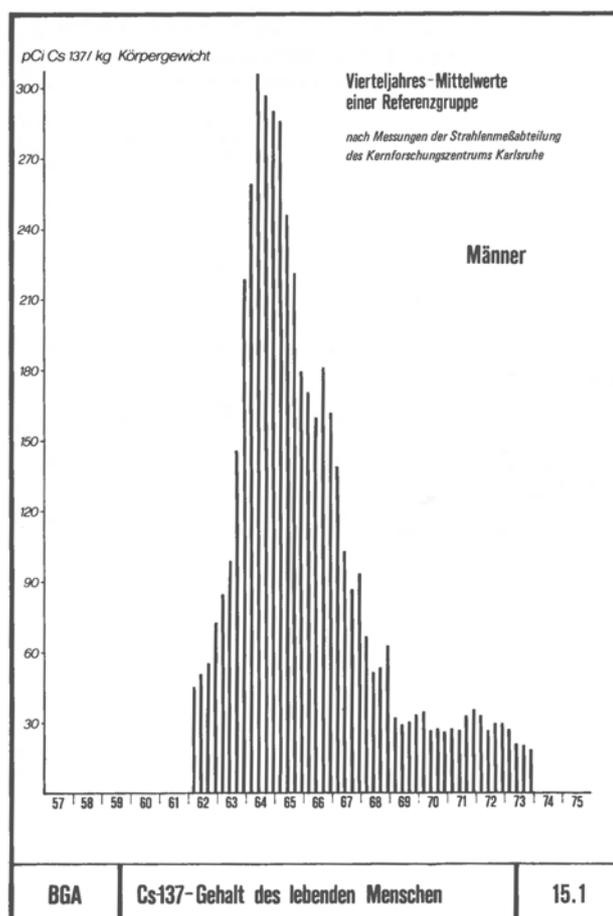
Die Abbildung aus „Umweltradioaktivität und Strahlenbelastung – Jahresbericht 1973“ des BMI zeigt die Ganzkörperaktivität von Männern über die Jahre 1962 bis 1973, 300 pCi/kg entsprechen dabei etwa 11 Bq/kg.

Durch die spätere Entwicklung mit dem Abschluss des Vertrags „über das Verbot von Kernwaffenversuchen in der Atmosphäre, im Welt- und unter Wasser“ im Jahr 1963 entspannte sich die Situation zunächst, die großtechnische friedliche Nutzung der Kernenergie erforderte aber weiterhin eine umfassende Überwachung der externen Strahlung und Radionuklide in der Umwelt. Im Zuge dessen wurden obere Bundesbehörden als „Leitstellen“ etabliert. Sie sind jeweils verantwortlich für die Überwachung der spezifischen Aktivitäten in bestimmten Umweltbereichen, z. B. Luft, Gewässer, Lebensmittel bzw. für bestimmte Überwachungsaufgaben bei kerntechnischen Anlagen, z. B. Abluft und Abwasser. Letztere wird geregelt durch die Richtlinie zur Emissions- und Immissionsüberwachung kerntechnischer Anlagen (REI) von 1979. Die Leitstellen sind jeweils in den Einrichtungen des Bundes angesiedelt, deren Aufgaben ohnehin in diesen Umweltbereichen liegen.

Mehrere Ereignisse rückten das Problem der radioaktiven Stoffe in der Umwelt, ihrer Quantifizierung und ihrer Bewertung in den Mittelpunkt des öffentlichen Interesses. Dabei haben der Unfall im Kernkraftwerk Tschernobyl im Jahr 1986 und die Reaktorkatastrophe in Fukushima 2011 besondere Bedeutung. Die Konsequenzen aus diesen Ereignissen fanden auch in gesetzlichen Regelungen ihren Niederschlag. Das 1986 verabschiedete Strahlenschutzvorsorgegesetz (StrVG) und in Folge das 2017 verabschiedete Strahlenschutzgesetz (StrlSchG) regeln die Überwachung der radioaktiven Stoffe in der Umwelt.

Um belastbares Datenmaterial zu erhalten, ist nicht nur die Ermittlung von Messwerten selbst, sondern auch deren Qualitätssicherung unerlässlich. Hierzu organisieren die Leitstellen Ringversuche bzw. Vergleichsmessungen, in der Regel unter Verwendung von Referenzmaterialien. Die Teilnahme daran dient den teilnehmenden Laboren bzw. Institutionen zur Überprüfung bzw. Validierung der jeweils angewandten Verfahren. Die Ergebnisse spiegeln die hohe Qualität der Analysen und Messungen wider. Auch beim Austausch von Messergebnissen im internationalen Rahmen ist diese Art der Qualitätssicherung wichtig, um eine direkte Vergleichbarkeit der Daten sicher zu stellen.

Der vorliegende Bericht enthält die Beiträge der Leitstellen für die Jahre 2014 bis 2016. 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.



## INHALTSVERZEICHNIS

	Vorwort .....	3
	Inhaltsverzeichnis .....	4
	Zusammenfassung .....	5
<b>1</b>	Aktivitätsnormale und Spurenstoffe .....	13
<b>2</b>	Radon im Freien .....	17
<b>3</b>	Ableitung radioaktiver Stoffe aus Kernkraftwerken, Auswirkung der bisherigen Stilllegungen .	25
<b>4</b>	Messnetz für Luft und Niederschlag .....	32
<b>5</b>	Spurenmessung in der bodennahen Luft .....	37
<b>6</b>	Radioaktive Stoffe in Binnengewässern .....	44
<b>7</b>	Radioaktive Stoffe in Trink- und Grundwasser .....	51
<b>8</b>	Radioaktive Stoffe in Nord- und Ostsee .....	54
<b>9</b>	Radioaktive Stoffe in Fischen .....	58
<b>10</b>	Boden, Pflanzen, Futtermittel, Milch und Gesamtnahrung .....	64
<b>11</b>	Bestimmung der ökologischen Halbwertszeiten für $^{137}\text{Cs}$ und $^{90}\text{Sr}$ in Böden .....	70
<b>12</b>	Radioaktive Stoffe in Abwasser, Klärschlamm und Abfällen .....	81
<b>13</b>	Arzneimittel und deren Ausgangsstoffe sowie Bedarfsgegenstände .....	85
<b>Anhang</b>		
	Literatur .....	88
	Verwendete Abkürzungen .....	90
	Eigenschaften der im Text erwähnten Radionuklide .....	91
	Glossar .....	94
	Sachverzeichnis .....	96

## ZUSAMMENFASSUNG

Im vorliegenden Bericht werden Daten zur Radioaktivität in der Umwelt und in der Umgebung kerntechnischer Anlagen aus den Jahren 2014 bis 2016 in einem größeren zeitlichen Rahmen zusammengestellt und bewertet. Die mittlere Strahlenexposition der Bevölkerung betrug im Jahr 2016 etwa 3,8 mSv. Davon entfielen ca. 2,1 mSv auf die natürliche Strahlenexposition sowie etwa 1,7 mSv auf die zivilisatorische Strahlenexposition. Ausführlicheres Datenmaterial für die einzelnen Jahre ist den Jahresberichten des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit über „Umweltradioaktivität und Strahlenbelastung“ zu entnehmen [17].

### Aktivitätsnormale und Spurenstoffe (Kapitel 1)

Eine wichtige Aufgabe des Fachbereichs „Radioaktivität“ der Physikalisch-technischen Bundesanstalt (PTB) ist die Bestimmung von Radionuklidkonzentrationen, insbesondere von Emissionswahrscheinlichkeiten und Halbwertszeiten. Im Berichtszeitraum wurden neue Primärnormalmessmethoden zur genauen Aktivitätsbestimmung von  $^{227}\text{Ac}$  und  $^{223}\text{Ra}$  entwickelt. Das Radionuklid  $^{223}\text{Ra}$  wird in der Medizin bei Patienten mit Knochenmetastasen in Folge von Prostatakarzinomen eingesetzt und ist insbesondere für Strahlenschutzaspekte in medizinischen Betrieben von Bedeutung.

Die Kalibrierung von Radon- bzw. Thoronmessgeräten sowie von Folgeproduktmessgeräten ist in der PTB seit 2015 eingestellt. Für die Bearbeitung dieser Aufgaben ist nun das DAkkS-akkreditierte Kalibrierlaboratorium des BfS in Berlin-Karlshorst zuständig.

Die PTB unterstützt die Leitstellen des Bundes bei der Durchführung von Ringvergleichen im Rahmen des Messprogrammes nach dem Strahlenschutzvorsorgegesetz durch die Aktivitätsbestimmung an Ringversuchsmaterialien. Im Berichtszeitraum hat die PTB neun Ringversuchsmaterialien der Leitstellen untersucht. Hervorzuheben ist die sehr gute Zusammenarbeit mit der Leitstelle im Max-Rubner-Institut (MRI) in Kiel bei der Durchführung des Ringversuchs Rohmilch 2015 und dem BfS in Berlin bei den Ringversuchen Trinkwasser und Modellwasser/Realwasser der vergangenen Jahre.

Im Rahmen der Mitwirkung der PTB an der Zertifizierung internationaler Referenzmaterialien wurde 2015 ein weiterer Ringversuch für Zwecke der Lebensmittelüberwachung in Japan abgeschlossen. In Fischmehl und Fischgräten-Asche wurden die spezifischen Aktivitäten der Radionuklide  $^{40}\text{K}$ ,  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{134}\text{Cs}$  und  $^{137}\text{Cs}$  von japanischen Instituten bestimmt.

Auch hat die PTB im Jahr 2015 mit der „Turkish Atomic Energy Authority, Sarayköy Nuclear Research and Training Center (TAEA-SNRTC)“ in Ankara und dem „Joint Research Center-Institute for Reference Materials and Measurements (JRC-IRMM)“ in Geel in einem Ringversuch zusammengearbeitet. Dabei wurden die Referenzwerte der spezifischen Aktivitäten von  $^{40}\text{K}$ ,  $^{90}\text{Sr}$  und  $^{137}\text{Cs}$  in einem Pulver aus Schwarztee-Blättern bestimmt. Das Rohmaterial war 2014 hergestellt und mit kontaminiertem Tee gemischt worden, der nach dem Unfall im Kernkraftwerk Tschernobyl 1986 vom türkischen Markt genommen worden war.

Im Oktober 2013 konnte die PTB auf 50 Jahre regelmäßige Spurenmessungen zurückblicken. Aus diesem Anlass erschien ein Schwerpunktthema „Spurensuche: Radioaktive Stoffe in der Luft“ in Heft 1/2014 der PTB-Mitteilungen. Autoren vom BMUB, von der Leitstelle beim BfS, vom DWD und vom Institut für Radioökologie und Strahlenschutz der Universität Hannover wirkten bei der Darstellung der Aufgaben, der Organisation und Durchführung der Arbeiten sowie der eingesetzten Verfahren mit. Es werden die Historie der Spurenmessstellen, Langzeitmessreihen und einige nicht-alltägliche Messergebnisse vorgestellt sowie typische radioökologische Zusammenhänge erläutert.

### Radon im Freien (Kapitel 2)

Zur Schließung der bestehenden Kenntnislücken und zur Aktualisierung der zu Beginn der 1980er Jahre gewonnenen Ergebnisse wurde vom Bundesamt für Strahlenschutz (BfS) im Herbst 2003 ein mehrjähriges Messprogramm gestartet, das das gesamte Gebiet der Bundesrepublik Deutschland einschließt. Mit Unterstützung des Deutschen Wetterdienstes (DWD) wurden in einem nahezu quadratischen Gitter insgesamt 173 Messpunkte eingerichtet und die Radonkonzentration über einen Zeitraum von drei Jahren mit dem Ziel gemessen, für das Gesamtgebiet repräsentative Übersichten zu erhalten.

Für das Gesamtgebiet der Bundesrepublik Deutschland ergibt sich eine mittlere Radonkonzentration im Freien von  $9,5 \text{ Bq/m}^3$  mit einer Variationsbreite der Dreijahresmittelwerte zwischen  $4 \text{ Bq/m}^3$  und  $31 \text{ Bq/m}^3$  an den einzelnen Messstellen. Der aus dem Messprogramm abgeleitete Mittelwert der Radonkonzentration im Freien liegt damit deutlich unterhalb des früher für die Abschätzung der natürlichen Strahlenexposition verwendeten Mittelwertes von  $14 \text{ Bq/m}^3$ , der im Ergebnis mehrjähriger Messungen in den Jahren 1981 bis 1983 in den alten Bundesländern ermittelt wurde.

Mit einer mittleren Radonkonzentration im Freien von  $9,5 \text{ Bq/m}^3$ , Aufenthaltsdauer von 2000 h/a, einem Gleichgewichtsfaktor von 0,5 und einem Dosisfaktor von  $9 \text{ nSv(Bq h m}^{-3})$  nach UNSCEAR ergibt sich eine effektive Dosis von  $0,09 \text{ mSv/a}$ . Dieser Wert korrespondiert sehr gut mit der weltweiten mittleren Dosis durch Radon im Freien von  $0,095 \text{ mSv/a}$ .

### Ableitung radioaktiver Stoffe aus Kernkraftwerken, Auswirkung der bisherigen Stilllegungen (Kapitel 3)

Die Nutzung der Kernenergie zur gewerblichen Erzeugung von Elektrizität ist in Deutschland - zeitlich gestaffelt - bis Ende 2022 befristet. Die Genehmigungswerte für die Ableitung radioaktiver Stoffe mit der Fortluft und dem Abwasser aus Kernkraftwerken wurden 2013 bis 2016 nur zu einem geringen Teil ausgeschöpft. Die mit den ungünstigen Annahmen, die für die Referenzperson vorgegeben sind, berechneten Expositionswerte in der Umgebung der Kernkraftwerke liegen in der Regel unter  $0,01 \text{ mSv pro Jahr}$ ; mit realistischeren Annahmen ergeben sich deutlich kleinere Dosiswerte.

Bereits seit 1975 zeigt sich ein Trend zurückgehender Ableitungen in der Summe über alle Kernkraftwerke, der sich durch die Reduzierung der in Betrieb befindlichen KKW verstärkt. Die zum Ende des Berichtszeitraums noch in Betrieb befindlichen 8 Kernkraftwerksblöcke mit insgesamt  $12,7 \text{ GW}$  Leistung trugen  $15 \text{ Prozent}$  zur Stromerzeugung bei.

### Messnetz für Luft und Niederschlag und Spurenmessung in der bodennahen Luft (Kapitel 4, 5)

Die Messungen der langlebigen Gesamt- $\beta$ -Aktivität in der Luft wurden zum Jahresende 2014 eingestellt (2014: 8 Stationen) und durch ein gammaspektrometrisches Messverfahren ersetzt, das bei gleichem Aufwand mehr Informationen erbringt. Der arithmetische Mittelwert über die Werte an diesen Stationen betrug  $0,7 \text{ mBq/m}^3$ . Der Wert ist vergleichbar mit den Werten vor dem Reaktorunfall von Tschernobyl und spiegelt im Wesentlichen die Aktivität des langlebigen Radionuklids  $^{40}\text{K}$  wider. Die Messungen der langlebigen Gesamt- $\beta$ -Aktivität im Niederschlag ergaben für die Deposition einen über 40 Messstationen gemittelten Wert aus den stationsspezifischen Jahressummen von  $34 \text{ Bq/m}^2$  für das Jahr 2014,  $34 \text{ Bq/m}^2$  für das Jahr 2015 und  $32 \text{ Bq/m}^2$  für das Jahr 2016. Dies entspricht ebenfalls dem langjährigen Mittel.

Die beim BfS in Freiburg durchgeführten Messungen des radioaktiven Xenons und Kryptons ergaben im Berichtszeitraum keine auffälligen Ergebnisse. Der Medianwert der  $^{85}\text{Kr}$ -Aktivitätskonzentration an der Messstation Schauinsland lag in den letzten Jahren bei ca.  $1,5 \text{ Bq/m}^3$ . Im Sammelzeitraum vom 04.07. - 11.07.2016 wurden in Freiburg  $4,1 \text{ Bq/m}^3$   $^{85}\text{Kr}$  gemessen. Vom 01.08. - 08.08.2016 wurden im gesamten Bundesgebiet erhöhte  $^{85}\text{Kr}$ -Aktivitätskonzentrationen festgestellt, mit maximalen Konzentrationen von  $4,5 \text{ Bq/m}^3$  in Freiburg und auf dem Schauinsland. In beiden Fällen konnte La Hague als Quelle zugeordnet werden. In der Sammelperiode vom 12.09. bis 19.09.2016 wurde bei der PTB in Braunschweig eine  $^{133}\text{Xe}$ -Aktivitätskonzentration von  $21 \text{ mBq/m}^3$  nachgewiesen, wofür ggf. eine lokale Quelle als Ursache in Frage kommt.

Im Oktober 2016 wurden über den europäischen Zusammenschluss der Spurenmessstellen, dem sogenannten „Ring of Five“, in Nord- und Osteuropa Spuren von  $^{131}\text{I}$  mit Aktivitätskonzentrationen von einigen Mikrobecquerel pro Kubikmeter nachgewiesen, andere künstliche Radionuklide wurden nicht detektiert. In Deutschland lagen die Messwerte unterhalb der Nachweisgrenze.

Während einer fehlerhaften Reparaturmaßnahme einer hochradioaktiven Strahlenquelle in Haan / Nordrhein-westfalen im Dezember 2016 wurde deren Hülle beschädigt und etwa  $1 \text{ GBq } ^{75}\text{Se}$  großräumig verteilt. Die Strahlenquelle hatte bei der Anlieferung eine Aktivität von  $1,35 \text{ TBq } ^{75}\text{Se}$ .

Im Zeitraum vom 12.12.2016 - 19.12.2016 wurden daraufhin anhand der gammaspektrometrischen Messungen von Wochenfiltern an insgesamt 6 Stationen des DWD geringe Aktivitäten von  $^{75}\text{Se}$  im Luftstaub festgestellt. Bereits in der folgenden Kalenderwoche war kein  $^{75}\text{Se}$  im Luftstaub mehr messbar. Die Messergebnisse und die Ergebnisse von Ausbreitungsrechnungen stimmen gut überein.

## Radioaktive Stoffe in Binnengewässern (Kapitel 6)

Zur Radioaktivität in **Binnengewässern** tragen natürliche und künstliche Radionuklide bei. Von den künstlichen Radionukliden sind heutzutage nur mehr  $^{137}\text{Cs}$  und  $^{90}\text{Sr}$  von Bedeutung. Die mittleren Aktivitätskonzentrationen von  $^{90}\text{Sr}$  und  $^{137}\text{Cs}$  in Oberflächenwasser blieben meist unter 0,01 Bq/l. Die spezifischen  $^{137}\text{Cs}$ -Aktivitäten in Schwebstoff und Schlamm betragen meist weniger als 100 Bq/kg. Höhere mittlere Gehalte mit vereinzelt über 200 Bq/kg Trockenmasse (TM) wurden wiederum in einigen Seen gemessen.

Der radiologische Gütezustand der Binnengewässer unterlag im Berichtszeitraum 2014/2015 keinen signifikanten Veränderungen im Vergleich zu den 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 zurück, die über die Fallouts der Kernwaffenversuche und des Reaktorunfalls von Tschernobyl in die Gewässer gelangten.

## Radioaktive Stoffe in Trink- und Grundwasser (Kapitel 7)

Nahezu alle Messwerte für  $^{137}\text{Cs}$  in **Trink- und Grundwasser** liegen unterhalb der Nachweisgrenze. Die vier für  $^{137}\text{Cs}$  ermittelten Messwerte reichten im Jahr 2015 von 2,3 bis 3,4 mBq/l und lagen damit weit unter den geforderten Nachweisgrenzen von 50 mBq/l bezogen auf  $^{60}\text{Co}$ . Legt man die Maximalwerte des Jahres 2015 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 0,031 bzw. 0,55  $\mu\text{Sv/a}$ .

## Radioaktive Stoffe in Nord- und Ostsee sowie in Fischen (Kapitel 8, 9)

Die Probenentnahme zur Überwachung der Deutschen Bucht bzw. Nordsee erfolgte in den Jahren 2014 und 2015 auf jährlichen Fahrten im August, die den gesamten Seeraum zwischen dem Englischen Kanal und den Shetlandinseln abdecken. Die Aktivitätskonzentration von  $^{137}\text{Cs}$  in der Deutschen Bucht lag im Berichtszeitraum zwischen 1,3 Bq/m<sup>3</sup> an der Elbemündung bis 3,0 Bq/m<sup>3</sup> in der äußeren Deutschen Bucht.

In Folge des Unfalls im Kernkraftwerk Tschernobyl im April 1986 wurde das Aktivitätsinventar radioaktiver Stoffe in der Ostsee, hauptsächlich durch den Eintrag von  $^{137}\text{Cs}$ , wesentlich verändert. Die Aktivitätskonzentration von  $^{137}\text{Cs}$  an der Wasseroberfläche in der westlichen Ostsee lag in den Jahren 2015 und 2016 etwa zwischen 15 Bq/m<sup>3</sup> im westlichen und 28 Bq/m<sup>3</sup> im östlichen Teil des überwachten Gebietes. In den Sedimenten der westlichen und zentralen Ostsee findet sich die höchste Konzentration vielfach nicht mehr an der Sedimentoberfläche, sondern je nach Ort in Tiefen von 2 bis 8 cm. Hier finden sich spezifische Aktivitäten von bis 105 Bq/kg TM.

In der Ostsee liegen deshalb auch die gemessenen  $^{137}\text{Cs}$ -Aktivitätswerte in **Fischen** höher als in der Nordsee; im Berichtszeitraum waren das bis zu 7 Bq/kg. Bei Fischen aus Binnengewässern werden vor allem in Seen noch erhöhte Aktivitätskonzentrationen gemessen. In Süddeutschland sind diese von über 200 Bq/kg Feuchtmasse 1986 inzwischen auf 1 Bq/kg zurückgegangen.

## Radioaktive Stoffe in Boden, Pflanzen, Futtermitteln, Gesamtnahrung sowie Milch- und Milchprodukten (Kapitel 10)

Während die Kontamination des **Bodens** mit  $^{137}\text{Cs}$  auf den Tschernobyl-Unfall zurückgeht, stammt das deponierte  $^{90}\text{Sr}$  zum überwiegenden Teil noch aus der Zeit der oberirdischen Kernwaffenversuche. Bei **Futtermitteln** wurden Mittelwerte von <0,2 Bq/kg bis 0,9 Bq/kg für  $^{137}\text{Cs}$  gemessen. Für Mais und Maissilage wird ein Maximalwert von 14,1 Bq/kg TM für  $^{137}\text{Cs}$  angegeben. Die Kontamination von **Milch** bleibt konstant auf einem niedrigen Niveau. Mit der **Gesamtnahrung** wurden 2016 im Mittel 84 Bq  $^{137}\text{Cs}$  pro Jahr und Person aufgenommen, während die  $^{90}\text{Sr}$ -Zufuhr 29 Bq betrug.

## Bestimmung der ökologischen Halbwertszeiten von $^{137}\text{Cs}$ und $^{90}\text{Sr}$ in Böden (Kapitel 11)

In der vorliegenden Untersuchung wurden die spezifischen Aktivitätswerte der Radionuklide  $^{137}\text{Cs}$  und  $^{90}\text{Sr}$ , die die 16 Bundesländer im Zeitraum 1994-2013 an das IMIS-System übermittelt haben, ausgewertet. Aus den Daten wurden ökologische Halbwertszeiten ermittelt, so dass die in der Zukunft liegende Entwicklung der Radioaktivität abgeschätzt werden kann. Im Ergebnis reduzieren die Prozesse in der Umwelt die physikalischen Halbwertszeiten ( $^{137}\text{Cs}$  30,17 Jahre,  $^{90}\text{Sr}$  28,78 Jahre) um 30-40%. Die Reduktion ist bei Weideböden

größer, da hier die Aktivität unbeeinflusst durch Bodenbearbeitung in tiefere Bodenschichten verlagert werden kann.

### Radioaktive Stoffe in Abwasser, Klärschlamm und Abfällen (Kapitel 12)

Abgesehen von  $^{131}\text{I}$ , das in zahlreichen Proben von Flugasche/Filterstaub nachgewiesen werden konnte und das vermutlich aus nuklearmedizinischen Anwendungen stammt, war nach wie vor  $^{137}\text{Cs}$  aus dem Tschernobylunfall nachweisbar. Die Mediane für Flugasche/Filterstaub aus Verbrennungsanlagen lagen im gesamten Bundesgebiet in den Jahren 2014 und 2015 bei 15 und 14 Bq/kg TM.

### Arzneimittel und deren Ausgangsstoffe sowie Bedarfsgegenstände (Kapitel 13)

Als Konsequenz des Tschernobylunfalls waren auch 2015 noch erhöhte  $^{137}\text{Cs}$ -Aktivitäten in Pflanzenproben nachweisbar, die für **Arzneimittel** oder Tees verwendet werden. Sie bewegen sich zwischen maximal 56 Bq/kg (TM) bei schwarzem Tee aus der Türkei und Werten unterhalb der Nachweisgrenze, wie z. B. bei Gänsefingerkraut aus Ungarn.

## SUMMARY

This report is a compilation and evaluation of data on radioactivity in the environment and in the vicinity of nuclear facilities in Germany from 2014 to 2016. The mean radiation exposure of the public in Germany was about 3.8 mSv in 2016, of which natural radiation exposure accounted for about 2.1 mSv and man-made radiation exposure for 1.7 mSv [17].

### Activity standards and trace substances (Chapter 1)

A key task of the PTB department "Radioactivity" is the determination of radionuclides, in particular of emission probabilities and half-lives. In the period under report, new primary standard measuring methods were developed for the exact activity determination of  $^{227}\text{Ac}$  and  $^{223}\text{Ra}$ . In medicine, the radionuclide  $^{223}\text{Ra}$  is used for patients with bone metastases as a result of prostate carcinomas and is of particular importance in terms of radiation protection aspects at medical facilities.

In 2015, the PTB stopped the calibration of radon- and thoron measuring devices as well as decay product measuring devices. The DAkkS accredited calibration laboratory of the BfS situated in Berlin-Karlshorst is now responsible for this task.

By determining the activity of materials used in interlaboratory comparisons, the PTB supports the co-ordinating units of the federal government in performing these intercomparisons within the framework of the measuring program under the Precautionary Radiation Protection Act. In the period under report, the PTB examined nine materials used by the co-ordinating units in interlaboratory comparisons. A point of particular note is the very good co-operation with the co-ordinating office at the Max-Rubner-Institut (MRI) in Kiel in the interlaboratory comparison of raw milk in 2015 and with the BfS in Berlin in the interlaboratory comparison of drinking water and model water/real water in the past years.

In the context of the PTB's participation in the certification of international reference materials, another interlaboratory comparison was carried out in 2015 for the purpose of food monitoring in Japan. The specific activities of the radionuclides  $^{40}\text{K}$ ,  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{134}\text{Cs}$ , and  $^{137}\text{Cs}$  in fishmeal and fish bone ash were determined by Japanese institutes.

In addition, the PTB collaborated with the Turkish Atomic Energy Authority, Sarayköy Nuclear Research and Training Center (TAEA-SNRTC) in Ankara and the Joint Research Center-Institute for Reference Materials and Measurements (JRC-IRMM) in Geel in an interlaboratory comparison. In this comparison, the reference values of the specific activities of  $^{40}\text{K}$ ,  $^{90}\text{Sr}$ , and  $^{137}\text{Cs}$  contained in a powder from black tea leaves were determined. The raw material had been produced in 2014 and mixed with contaminated tea that had been taken off the Turkish market after the accident in the Chernobyl nuclear power plant in 1986.

In October 2013, the PTB could look back on 50 years of regular trace measurements. On this occasion, a main topic "Search for traces: Radioactive substances in the air" was issued in Volume 1/2014 of PTB-Mitteilungen. Authors of the BMUB, the co-ordinating office at the BfS, the DWD and the Institut für Radioökologie und Strahlenschutz (Institute for Radioecology and Radiation Protection) at the University of Hannover contributed to the representation of the tasks, the organisation, and performance of the works and the methods used. The history of the trace analysis laboratories, long-term monitoring and some unusual measurement results were presented and typical radioecological correlations were explained.

### Outdoor radon (Chapter 2)

In autumn 2003, the Federal Office for Radiation Protection (BfS) started a measurement program of several years that includes the entire area of the Federal Republic of Germany, in order to close the existing knowledge gaps and to update the results gained at the beginning of the 1980s. Supported by the German Meteorological Service (DWD), altogether 173 measurement points were established in a nearly square grid and the radon concentration was measured over three years in order to obtain a representative overview of the entire area.

For the entire territory of the Federal Republic of Germany, a mean outdoor radon concentration of  $9.5 \text{ Bq/m}^3$  was measured, with the three-year-mean values ranging between  $4 \text{ Bq/m}^3$  and  $31 \text{ Bq/m}^3$  at the individual measurement points. The mean value of the outdoor radon concentration derived from the measuring program is thus clearly below the mean value of  $14 \text{ Bq/m}^3$ , which was previously used in the old federal states to

determine the natural radiation exposure and which was determined on the basis of results of measurements of several years between 1981 and 1983.

A mean outdoor radon concentration of  $9.5 \text{ Bq/m}^3$ , length of stay of 2000 h/a, an equilibrium factor of 0.5 and a dose factor of  $9 \text{ nSv(Bq h m}^{-3})$  according to UNSCEAR results in an effective dose of  $0.09 \text{ mSv/a}$ . This value is in very good correspondence with the world-wide mean dose due to outdoor radon of  $0.095 \text{ mSv/a}$ .

### Discharges of radioactive substances from nuclear power plants, effects of previous decommissioning (Chapter 3)

The use of nuclear energy for the commercial generation of electricity in Germany is - phased - limited to the end of 2022. Between 2013 and 2016, the licensed values for the discharge of radioactive substances with exhaust air and waste water from nuclear power plants were under-utilised. The exposure levels in the vicinity of nuclear power plants that have been calculated based on the unfavourable assumptions specified for the reference person, are usually below  $0.01 \text{ mSv}$  per year; clearly lower dose levels result based on more realistic assumptions.

Already since 1975, there has been a trend towards a decrease in the discharges of all nuclear power plants together, which increases through the decreasing number of NPPs in operation. With a capacity of altogether  $12.7 \text{ GW}$ , the eight nuclear power plant units still in operation at the end of the period under report contributed 15 percent to power generation.

### Measuring network for air and precipitation, trace measurement in ground-level air (Chapters 4, 5)

The measurements of the long-lived total  $\beta$  activity in the air were stopped at the end of 2014 (2014: 8 stations) and replaced by a gamma spectrometric measuring method that provides more information with the same effort. The arithmetic mean of the values at these stations was  $0.7 \text{ mBq/m}^3$ . The value is comparable with the values measured before the Chernobyl reactor accident and mainly reflects the activity of the long-lived radionuclide  $^{40}\text{K}$ . Based on the station-specific annual sums, the measurements of the long-lived total  $\beta$  activity in precipitation resulted in values of  $34 \text{ Bq/m}^2$  for 2014,  $34 \text{ Bq/m}^2$  for 2015, and  $32 \text{ Bq/m}^2$  for 2016 for the deposition. The values were averaged over 40 measuring stations. This is also in correspondence with the long-term average.

The measurements of radioactive xenon and krypton conducted at the BfS in Freiburg did not show any significant abnormalities in the period under report. The mean value of the  $^{85}\text{Kr}$  activity concentration at the Schauinsland measuring station was approx.  $1.5 \text{ Bq/m}^3$  in the past years. In the period of collection between July 4 and July 11, 2016,  $4.1 \text{ Bq/m}^3$   $^{85}\text{Kr}$  were measured in Freiburg. Throughout Germany, enhanced  $^{85}\text{Kr}$  activity concentrations were detected between August 1 and August 8, 2016, with maximum concentrations of  $4.5 \text{ Bq/m}^3$  in Freiburg and on the Schauinsland. In both cases, La Hague could be identified as source. In the period of collection between September 12 and September 19, 2016, the PTB in Braunschweig detected a  $^{133}\text{Xe}$  activity concentration of  $21 \text{ mBq/m}^3$ , whose source may have been local.

Due to the merger of European trace measuring stations in October 2016 - the so-called "Ring of Five" -, traces of  $^{131}\text{I}$  with activity concentrations of some microbecquerel per cubic metre were detected in Northern and Eastern Europe; other man-made radionuclides were not detected. In Germany, the measured values were below the detection limit.

In an incorrect repair procedure of a high-level radioactive radiation source in Haan / North Rhine-Westphalia taking place in December 2016, the source hull was damaged and approx.  $1 \text{ GBq}$   $^{75}\text{Se}$  dispersed over a large area. Upon delivery, the radiation source had an activity of  $1.35 \text{ TBq}$   $^{75}\text{Se}$ .

By means of gamma spectrometric measurements of weekly filters, low activities of  $^{75}\text{Se}$  were thereupon detected in the air-dust at altogether 6 DWD stations between December 12, 2016, and December 19, 2016. Already in the following calendar week, no more  $^{75}\text{Se}$  was measured in the air-dust. The results of the measurements and the dispersion calculations are in good correspondence.

### Radioactive substances in inland waters (Chapter 6)

Radioactivity in inland waters is due to both natural and man-made radionuclides. Of the man-made radionuclides, only  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{90}\text{Sr}$  are still of importance today. The mean activity concentrations of  $^{90}\text{Sr}$  and  $^{137}\text{Cs}$

in surface water mostly remain below 0.01 Bq/l. The specific  $^{137}\text{Cs}$  activities in suspended matter and sludge were mostly below 100 Bq/kg. In some lakes, however, high mean contents of over 200 Bq/kg dry mass (TM) were measured in individual cases.

In the period under report 2014/2015, the radiological quality of the inland waters was not subject to significant changes, as compared with the previous years: Regarding the radiological effects it shows - like in other environmental areas - that the natural radionuclides make the major contribution to the radiation dose, as compared with the man-made radionuclides. Today, the dose fraction of the man-made radionuclides is mainly due to the radionuclides that entered the waters with the fallouts from the nuclear weapons tests and the Chernobyl reactor accident.

### Radioactive substances in drinking water and groundwater (Chapter 7)

Nearly all measured values for  $^{137}\text{Cs}$  in drinking water and groundwater are below the detection limit. The four values determined for  $^{137}\text{Cs}$  ranged from 2.3 to 3.4 mBq/l in 2015 and were thus far below the required detection limits of 50 mBq/l referring to  $^{60}\text{Co}$ . Based on the maximum values of 2015 for  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{90}\text{Sr}$ , this results - according to the Radiation Protection Ordinance - in ingestion doses of 0.031  $\mu\text{Sv/a}$  and, respectively, 0.55  $\mu\text{Sv/a}$  on the basis of an assumed annual consumption of drinking water of 700 litres for adults.

### Radioactive substances in the North Sea and the Baltic Sea and in fish (Chapters 8, 9)

In 2014 and 2015, sampling for the monitoring of the German Bight or, respectively, the North Sea was performed every August, covering the entire sea room between the English Channel and the Shetland Islands. In the period under report, the activity concentration of  $^{137}\text{Cs}$  in the German Bight ranged from 1.3 Bq/m<sup>3</sup> at the Elbe estuary to 3.0 Bq/m<sup>3</sup> in the outer German Bight.

As a result of the accident in the Chernobyl nuclear power plant in April 1986, the activity inventory of radioactive substances in the Baltic Sea changed significantly, in particular due to the entry of  $^{137}\text{Cs}$ . The activity concentration of  $^{137}\text{Cs}$  on the water surface in the western Baltic Sea ranged from approx. 15 Bq/m<sup>3</sup> in the western part to 28 Bq/m<sup>3</sup> in the eastern part of the monitored area in 2015 and 2016. The highest concentration in the sediments of the western and central Baltic Sea are often no longer on the sediment surface but in depths from 2 to 8 cm, depending on the location. Here, specific activities of up to 105 Bq/kg TM are found.

Therefore, the measured  $^{137}\text{Cs}$  activities in fish are higher in the Baltic Sea than in the North Sea; they were measured to be up to 7 Bq/kg in the period under report. In fish from inland waters, enhanced activity concentrations are mainly measured in lakes. In Southern Germany, they have meanwhile decreased from over 200 Bq/kg of wet mass to 1 Bq/kg.

### Radioactive substances in soil, plants, feedstuffs, diet, milk and dairy products (Chapter 10)

Whilst the contamination of the soil with  $^{137}\text{Cs}$  is a result of the Chernobyl accident, the deposited  $^{90}\text{Sr}$  stems mainly from the aboveground nuclear weapons tests. In feedstuffs, mean values of <0.2 Bq/kg to 0.9 Bq/kg were measured for  $^{137}\text{Cs}$ . For maize and maize silage, a maximum value of 14.1 Bq/kg TM is given for  $^{137}\text{Cs}$ . The contamination of milk remains constant at a low level. On average, 84 Bq  $^{137}\text{Cs}$  and 29 Bq  $^{90}\text{Sr}$  per year and person were taken in with the diet in 2016.

### Determination of the ecological half-lives of $^{137}\text{Cs}$ and $^{90}\text{Sr}$ in soils (Chapter 11)

In this study the specific activity values of the radionuclides  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{90}\text{Sr}$  were evaluated. The values had been transferred by the federal states to the IMIS system between 1994 and 2013. Ecological half-lives were determined using this data, so that the future development of the level of radioactivity can be estimated. As a result it can be stated that the processes in the environment reduce the physical half-lives ( $^{137}\text{Cs}$  30.17 years,  $^{90}\text{Sr}$  28.78 years) by 30% to 40%. The reduction in pasture soils is greater, since the activity is not influenced by working the land, so that it cannot get into deeper soil layers.

### Radioactive substances in wastewater, clearing sludge and waste (Chapter 12)

Apart from  $^{131}\text{I}$ , which could be detected in numerous samples of fly ash/filter dust and which probably stems from nuclear-medical applications,  $^{137}\text{Cs}$  from the Chernobyl accident was still detectable. In 2014 and 2015, the medians for fly ash/filter dust from combustion facilities were 15 Bq/kg TM and 14 Bq/kg TM throughout Germany.

### Pharmaceutical drugs and their basic materials as well as consumer goods (Chapter 13)

As a consequence of the Chernobyl reactor accident, enhanced  $^{137}\text{Cs}$  activities were still measured in plant samples used for pharmaceutical drugs or teas in 2015. They range from maximum 56 Bq/kg (TM) for black tea from Turkey to values below the detection limit, eg. in silverweed from Hungary.

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 Zerfallseigenschaften 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 [1] 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.

Eine weitere wichtige Aufgabe des Fachbereichs „Radioaktivität“ ist die Bestimmung 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 oder speziellen Flüssigszintillationszählern bestimmt werden. Dazu müssen gewisse Anforderungen 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 bzw. der Zählrate gegeben sein. 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 rela-

tiven Unsicherheiten in der Größenordnung  $10^{-4}$  bestimmt.

Im Berichtszeitraum wurden neue Primärnormalmessmethoden zur genauen Aktivitätsbestimmung von  $^{227}\text{Ac}$  und  $^{223}\text{Ra}$  entwickelt. Durch Messungen in der PTB konnten wichtige Photonen-Emissionswahrscheinlichkeiten und die  $^{223}\text{Ra}$ -Halbwertszeit mit kleinen Unsicherheiten bestimmt werden [2]. Das Radionuklid  $^{223}\text{Ra}$  wird in der Medizin bei Patienten mit Knochenmetastasen in Folge von Prostatakarzinomen eingesetzt. Mit Hilfe einer  $^{219}\text{Rn}$ -Falle konnte auch die Halbwertszeit des langlebigsten Folgeprodukts  $^{211}\text{Pb}$  bestimmt werden [3], was insbesondere für Strahlenschutzaspekte in medizinischen Betrieben von Bedeutung ist.

Bei den genannten Radionukliden wurde die Flüssigszintillationszählung (LSC) zur Aktivitätsbestimmung verwendet [4]. Die LSC-Methoden spielen in der Radionuklidmetrologie eine besonders wichtige Rolle und eignen sich auch gut zur Aktivitätsbestimmung von reinen Betastrahlern, wobei jedoch der Form des  $\beta$ -Spektrums eine grundlegende Bedeutung zukommt [5]. Da die üblichen Methoden zur Berechnung von  $\beta$ -Spektren zu ungenau sind und wichtige, hochpräzise, experimentell bestimmte  $\beta$ -Spektren fehlen, beteiligt sich die PTB in großem Umfang an dem EMPIR-Projekt *MetroBeta*. Dabei werden kryogene Kalorimeter (*metallic magnetic calorimeters*, MMC) entwickelt, die in einem Temperaturbereich unter 20 mK arbeiten. Die in einem Goldabsorber deponierte Energie aus dem  $\beta$ -Zerfall führt zu einer Temperaturerhöhung, die eine Änderung der Magnetisierung in einem Sensor verursacht. Durch hochpräzise Messungen der Änderung des Magnetfelds mittels SQUIDs (*superconducting quantum interference device*) kann schließlich ein Spektrum mit bisher unerreichter Energieauflösung erhalten werden. Arbeiten zu diesem ehrgeizigen Projekt im Bereich der Grundlagenforschung haben im Sommer 2016 begonnen. Bis zum Ende des Projekts Mitte 2019 soll das MMC-System fertig gestellt werden und  $\beta$ -Spektren von vier ausgewählten Radionukliden ( $^{14}\text{C}$ ,  $^{36}\text{Cl}$ ,  $^{99}\text{Tc}$  und  $^{151}\text{Sm}$ ) sollen experimentell bestimmt werden.

Im Rahmen einer Umstrukturierung der Abteilung „Ionisierende Strahlung“ wurden die Arbeiten der bisherigen AG „Radonmesstechnik“ Ende des Jahres

2014 eingestellt und die AG „Alpha- und Gamma-spektrometrie“ neu gegründet. Die AG bearbeitet die Aufgaben „Alphaspektrometrie unter definiertem Raumwinkel“ und „Gammaskpektrometrie“, die zur Sicherstellung der Abgabe von Aktivitätsnormalen durch die PTB erforderlich sind. Unter diesem Gesichtspunkt wird die PTB sich auf die Abgabe von Radon-Gasnormalen beschränken. Die Kalibrierung von Radon- bzw. Thoronmessgeräten sowie von Folgeproduktmessgeräten ist in der PTB eingestellt. Für die Bearbeitung dieser Aufgaben ist das bei DAkkS akkreditierte Kalibrierlaboratorium des BfS in Berlin-Karlshorst zuständig.

Dafür wird im Rahmen eines EMPIR-Projektes „MetroRADON“ die Entwicklung von definierten Emanationsquellen, speziell für die aktuell erforderlichen niedrigen Aktivitätskonzentrationsbereiche in Luft von unterhalb 300 Bq/m<sup>3</sup>, vorangetrieben.

Die Methode der  $\alpha$ -Zählung unter definiertem Raumwinkel, eine Absolutmethode zur Bestimmung der Aktivität offener, Alphateilchen emittierender radioaktiver Quellen, ist nicht nur wieder in das Leistungsangebot aufgenommen worden, sondern wird in Richtung  $\alpha$ -Spektrometrie unter definiertem Raumwinkel weiterentwickelt und verbessert (s. [Abbildung 1.1](#)).

Ziel ist hierbei neben der Bestimmung der Aktivität mit kleinstmöglicher Unsicherheit auch gleichzeitig die radioaktiven Verunreinigungen zu erkennen und Isotopengemische genauer zu charakterisieren. Dieser erweiterte Anspruch stellt eine neue metrologische Qualität dar, die eine verbesserte spektrometrische Auflösung und komplexe Auswert-Algorithmen erfordern (s. [Abbildung 1.2](#)).

Die Bestimmung von Emissionsraten und Aktivitäten radioaktiver Quellen alphastrahlender Nuklide erfolgt durch die Messung der pro Zeit auf einen Detektor mit bekanntem Raumwinkel auftreffenden Alphateilchen. Aktuell werden relative Standard-Messunsicherheiten von 0,3% erreicht. Diese Art der Aktivitätsbestimmung ist eine Absolutmethode in dem Sinne, dass zur Bestimmung aller notwendigen Kalibrierfaktoren nur Messungen notwendig sind, die auf den Basiseinheiten unseres Einheitensystems beruhen. Das sind in diesem Falle Zeit- und Längenmessungen.

Derzeit laufen die Weiterentwicklung der bestehenden Apparaturen sowie die Optimierung des Energie-Auflösungsvermögens der Detektorsysteme. Bei der Neukonstruktion (s. [Abbildung 1.1](#)) liegt der Schwerpunkt auf der Reduzierung der Messunsicherheit. Diese ist im Wesentlichen bestimmt durch

die Unsicherheiten von Längenmessungen. Durch eine Vergrößerung der Messapparatur lassen sich die relativen Unsicherheiten dieser Längenmessungen deutlich reduzieren. Konstruktiv ist dieses Verfahren durch die maximale Größe des Detektors begrenzt. Bezüglich der aktiven Fläche wird durch den Einsatz von Detektoren der neusten Generation (Oberfläche von 5000 mm<sup>2</sup>) mehr als ein Faktor 10 erreicht. Daneben wird die neue Apparatur Maßnahmen zur Reduzierung des Nulleffekts enthalten und einen schnellen Quellenwechsel ermöglichen. Damit eröffnet sich eine Möglichkeit im Bereich der kurzlebigen Nuklide neben Aktivitäts- auch Halbwertszeitbestimmungen vorzunehmen.

Die  $\gamma$ -Spektrometrie-Messplätze werden modernisiert und weiterentwickelt. Hierzu zählen die Umrüstung auf Wiederverflüssigungsdewars sowie die Umstellung auf schnellere digitale Messaufnahmesysteme. Auf vermehrte Kundenanfragen nach höheren Aktivitäten reagiert die PTB, indem das Leistungsangebot mittels eines neuen Messplatzes erweitert wird, der speziell für hohe Aktivitäten ausgelegt wird.

### Referenzmaterialien

Die Weitergabe der Einheit für Aktivitäten kleiner als 100 Bq erfolgt überwiegend durch Aktivitätsbestimmungen an eingereichten Proben. Bei diesen 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 g/cm<sup>3</sup> und 11 g/cm<sup>3</sup>.

Durch die Aktivitätsbestimmung an Ringversuchsmaterialien unterstützt die PTB die Leitstellen bei der Durchführung von Ringvergleichen im Rahmen des Messprogrammes nach dem Strahlenschutzvorsorgegesetz. Hierzu erhält die PTB zufällig entnommene Proben aus der Menge der für die Teilnehmer vorbereiteten Ringversuchsproben. Die Proben 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. Im Berichtszeitraum hat die PTB neun Ringversuchsmaterialien von Leitstellen untersucht.

Hervorzuheben ist an dieser Stelle die sehr gute Zusammenarbeit mit der Leitstelle im MRI in Kiel bei der Durchführung des Ringversuchs Rohmilch 2015 und



**Abbildung 1.1**

**Gegenwart und Zukunft der Alphaspektrometrie unter definiertem Raumwinkel: Auf der rechten Seite der gegenwärtige Aufbau mit Quellenhalterung und Blendsystem bis hin zu dem Detektor: Im Messbetrieb befindet sich der Detektor bündig an der Austrittsöffnung des Blendsystems. Auf der linken Seite der zukünftige Detektor: Das Blendsystem nebst Quellenhalterung und Vakuumkammer befinden sich derzeit im Bau.**

dem BfS in Berlin bei den Ringversuchen Trinkwasser und Modellwasser/Realwasser der vergangenen Jahre. Aufgetretene analytisch-messtechnische Probleme (z.B. Dichtebestimmungen bzw. -korrekturen) wurden direkt und unkompliziert behoben. Speziell bei der Durchführung/Weiterentwicklung von Trinkwasser-Ringversuchen entwickelt sich wegen der hier geforderten sehr geringen Nachweisgrenzen und der begrenzten Möglichkeit gammaspektrometrischer Messungen eine sehr positive Zusammenarbeit zwischen der Leitstelle und der PTB.

Im Rahmen der Mitwirkung der PTB an der Zertifizierung internationaler Referenzmaterialien wurde 2015 ein weiterer Ringversuch für Zwecke der Lebensmittelüberwachung in Japan abgeschlossen. In Fischmehl und Fischgräten-Asche wurden die spezifischen Aktivitäten der Radionuklide  $^{40}\text{K}$ ,  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{134}\text{Cs}$  und  $^{137}\text{Cs}$  von japanischen Instituten bestimmt. Analog zur 2013 erfolgten Zertifizierung des Referenzmaterials „Brown Rice“ wurden anschließend die Referenzwerte von zehn internationalen Instituten, dar-

unter vier staatliche Metrologieinstitute, validiert. Organisator dieses internationalen Ringversuches war wiederum das „Center for the Promotion of Disarmament and Non-Proliferation, Japan Institute of International Affairs“ in Tokio.

Die „Turkish Atomic Energy Authority, Sarayköy Nuclear Research and Training Center (TAEA-SNRTC)“ in Ankara hat 2015 einen Ringversuch mit einem Pulver aus Schwarztee-Blättern durchgeführt. Das Rohmaterial wurde 2014 hergestellt und mit kontaminiertem Tee gemischt, der nach dem Unfall im Kernkraftwerk Tschernobyl 1986 vom türkischen Markt genommen worden war. Die Referenzwerte der spezifischen Aktivitäten von  $^{40}\text{K}$ ,  $^{90}\text{Sr}$  und  $^{137}\text{Cs}$  wurden in Zusammenarbeit zwischen TAEA-SNRTC, dem Joint Research Center-Institute for Reference Materials and Measurements (JRC-IRMM) in Geel und der PTB bestimmt.

Der Fachbereich Radioaktivität hat im Herbst 2015 beschlossen, zur Erweiterung seiner Kalibrier- und Messmöglichkeiten für Radionuklide in Umweltpro-

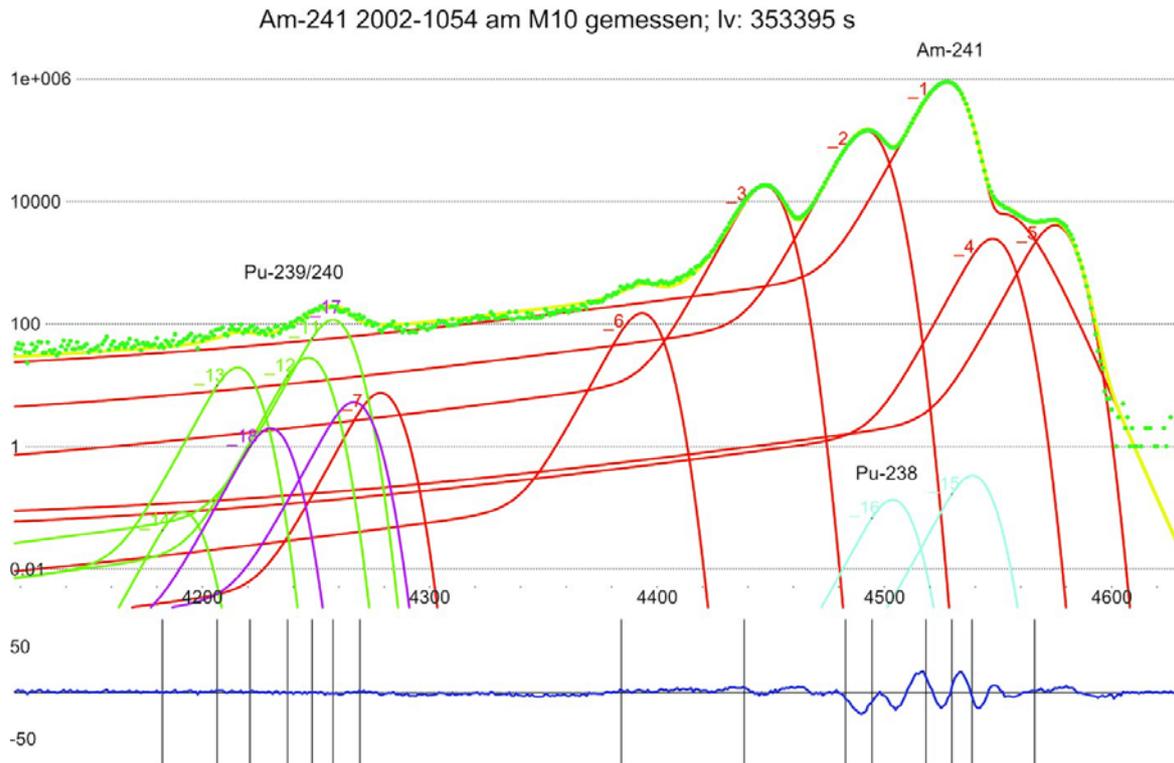


Abbildung 1.2

Impulshöhenspektrum einer  $^{241}\text{Am}$ -Quelle in logarithmischer Darstellung. Man sieht die Zuordnung der einzelnen Übergänge des Alphazerfalls von Americium (Peaks 1 bis 6), aber auch die Verunreinigung durch  $^{238}\text{Pu}$ ,  $^{239}\text{Pu}$  und  $^{240}\text{Pu}$  (Peak 7 bis 17). Da es sich um eine Absolutmessmethode handelt, ist es erforderlich jedes Ereignis einem radioaktiven Zerfall zu zuordnen. Im unteren Teil ist das Residuum dargestellt.

Quelle: Physikalisch-Technische Bundesanstalt

ben eine Massenspektrometrie einzurichten. Dazu wurde 2016 ein PTB-internes Projekt begonnen, in dessen erstem Teil Umbaumaßnahmen zur Herrichtung geeigneter Räume und die Beschaffung eines Multikollektor-Massenspektrometers mit induktiv gekoppeltem Plasma (engl. Multi-Collector Inductively Coupled Mass-Spectrometer, MC-ICP-MS) vorgesehen sind. Erste Messungen, zunächst an bekannten Aktivitätsnormalen der PTB, werden für Ende 2018/Anfang 2019 erwartet.

### Spurenmessstelle für radioaktive Stoffe in der Luft

Im Oktober 2013 konnte die PTB auf 50 Jahre regelmäßige Spurenmessungen zurückblicken. Aus diesem Anlass erschien ein Schwerpunktthema „Spurensuche: Radioaktive Stoffe in der Luft“ in Heft 1/2014 der PTB-Mitteilungen. Autoren vom BMUB, von der Leitstelle beim BfS, vom DWD und vom Institut

für Radioökologie und Strahlenschutz der Uni Hannover wirkten bei der Darstellung der Aufgaben, der Organisation/Durchführung der Arbeiten und der eingesetzten Verfahren mit. Die Historie der Spurenmessstellen, Langzeitmessreihen und einige nicht-alltägliche Messergebnisse werden vorgestellt sowie typische radioökologische Zusammenhänge erläutert.

Seit März 2015 ist ein neuer Hochvolumen-Luftstaubsammler mit einem verbesserten Nenn-Volumenstrom von  $1000 \text{ m}^3/\text{h}$  in Betrieb. Dadurch konnten das Luftvolumen einer Wochenprobe von ca.  $145.000 \text{ m}^3$  auf ca.  $165.000 \text{ m}^3$  erhöht und die Nachweisgrenzen der Aktivitätskonzentrationen natürlicher und künstlicher Radionuklide entsprechend verbessert werden.

M. Kümmel

Bundesamt für Strahlenschutz

Leitstelle für Fragen der Radioaktivitätsüberwachung bei erhöhter natürlicher Radioaktivität (ENORM)

### Einleitung

Als Maßstab für die Bewertung anthropogen bedingter Strahlenexpositionen aus Quellen natürlichen Ursprungs werden Informationen zum Niveau der natürlichen Strahlenexposition der Bevölkerung benötigt. Dies gilt zum einen für die Ableitung von Grenz- oder Richtwerten der effektiven Dosis für die anthropogene Zusatzbelastung, die sich gewöhnlich an der Schwankungsbreite der mittleren natürlichen Strahlenexposition orientieren. Zum andern sind bei radiologischen Bewertungen anthropogen veränderter natürlicher Umweltradioaktivität auf der Basis von Messungen die entsprechenden Werte des natürlichen Untergrundes zu berücksichtigen [26].

Eine besondere Rolle spielt das aus Böden und Gesteinen freigesetzte Radon-222 (im Folgenden kurz Radon), das gemeinsam mit dem aus Baustoffen entweichenden Radon den Großteil der natürlichen Strahlenexposition der Bevölkerung verursacht. Informationen zum natürlichen Pegel der Radonkonzentration in der freien bodennahen Atmosphäre (im Folgenden kurz im Freien) werden bei der radiologischen Bewertung der Innenraumkonzentration sowie der Ableitung von Regelungen zu ihrer Begrenzung benötigt. Weiterhin ist die Kenntnis des natürlichen Niveaus der Radonkonzentration zur Abschätzung des anthropogenen Beitrags des aus NORM-Rückständen freigesetzten Radons unerlässlich. Schließlich sind bei der Bestimmung der gesamten natürlichen Strahlenexposition der Bevölkerung repräsentative Werte der Aktivitätskonzentration des Radons und seiner kurzlebigen Zerfallsprodukte erforderlich, um den im Vergleich zur Radonkonzentration in Gebäuden zwar kleinen, jedoch unvermeidbaren Beitrags des Radons im Freien berücksichtigen zu können.

Bis zu Beginn der 2000er Jahre gab es keine für das Gesamtgebiet der Bundesrepublik Deutschland repräsentativen Werte der Radonkonzentration im Freien. Das lag einerseits daran, dass für die neuen Bundesländer keine flächendeckenden systematischen Untersuchungen vorlagen, und andererseits Messungen zu Beginn der 1980er Jahre nur in den alten Bundesländern durchgeführt wurden und diese nach Aussagen der Autoren möglicherweise auch fehlerbehaftet sind [27]. Bei diesen Messungen wurde für das damalige Gebiet der Bundesrepublik

Deutschland eine mittlere Radonkonzentration von  $14 \text{ Bq/m}^3$  ermittelt.

Zur Schließung der bestehenden Kenntnislücken und zur Aktualisierung der zu Beginn der 1980er Jahre gewonnenen Ergebnisse wurde deshalb vom Bundesamt für Strahlenschutz (BfS) im Herbst 2003 ein mehrjähriges Messprogramm gestartet, das das gesamte Gebiet der Bundesrepublik Deutschland einschließt. Mit Unterstützung des Deutschen Wetterdienstes (DWD) wurden in einem nahezu quadratischen Gitter insgesamt 173 Messpunkte eingerichtet und die Radonkonzentration über einen Zeitraum von drei Jahren mit dem Ziel gemessen, für das Gesamtgebiet repräsentative Übersichten zu erhalten. Das Grundgerüst des Radon-Messnetzes bildeten die Wetterstationen des DWD. Außerdem wurden Radon-Messpunkte in Messstellen des Integrierten Mess- und Informationssystems zur Überwachung der Umweltradioaktivität (IMIS) eingerichtet.

Da die Strahlenexposition hauptsächlich durch die Inhalation der kurzlebigen Zerfallsprodukte verursacht wird, wurde geprüft, ob die dafür relevante Größe der sogenannten potentiellen Alphaenergiekonzentration (PAEC) an einigen Referenzorten unter Nutzung bestehender Messsysteme ermittelt werden kann. Dazu wurde an zwei DWD-Stationen parallel zu den Schrittfiltermessungen des DWD die Aktivitätskonzentration der kurzlebigen Radonzerfallsprodukte gemessen.

In dem Bericht wird ein kurzer Überblick über das Messprogramm und die in der dreijährigen Expositionszeit gewonnenen Ergebnisse gegeben. Eine ausführliche Darstellung findet sich in [28].

### Vorgehensweise

#### Messungen der Aktivitätskonzentration des Radons im Freien

##### Messsystem

Wegen der Abhängigkeit der Radonkonzentration im Freien von den meteorologischen Verhältnissen und den dadurch bedingten tages- und jahreszeitlichen Schwankungen sind für die Erfassung gesicherter Mittelwerte nur Langzeitmessungen geeignet. Deshalb wurde für die Messungen ein vom BfS entwickeltes passives Messsystem auf der Basis von

Festkörperspurdetektoren (hier MAKROFOL) eingesetzt.

Das Messsystem besitzt eine Erkennungs- bzw. Nachweisgrenze der Radonexposition von ca. 20 kBq/m<sup>3</sup> bzw. 40 kBq/m<sup>3</sup>. Für eine jährliche Expositionszeit des Detektors ergeben sich damit Werte der Erkennungs- bzw. Nachweisgrenze für die Radonkonzentration von ca. 3 Bq/m<sup>3</sup> bzw. 6 Bq/m<sup>3</sup>.

Die Messunsicherheit einer Einzelmessung liegt für eine Radonexposition von ca. 100 kBq/m<sup>3</sup> bei etwa 20% (bei einer statistischen Sicherheit von 95%). Für eine jährliche Expositionszeit und eine mittlere Radonkonzentration von 11 Bq/m<sup>3</sup> ergeben sich demnach relative Fehler von etwa 20%. Bei geringeren Radonkonzentrationen steigen die relativen Fehler an und können insbesondere im Bereich der Erkennungsgrenze Werte von 50% und mehr annehmen.

An den einzelnen Messpunkten befanden sich jeweils zwei Messeinrichtungen in einer Höhe von etwa 1,50 m über dem Erdboden. Nach einer jährlichen Exposition wurden die Detektoren gewechselt, elektrochemisch geätzt und die angeätzten Spuren unter einem Lichtmikroskop ausgewertet. Das Messsystem wurde in regelmäßigen Abständen im BfS im Radonkalibrierlaboratorium kalibriert, das bei der Leitstelle für Fragen der Radioaktivitätsüberwachung bei erhöhter natürlicher Radioaktivität angesiedelt ist. Das Labor ist durch die Deutsche Akkreditierungsstelle akkreditiert und ermöglicht die Rückführbarkeit der Kalibrierung auf das Primärnormal [29].

#### Messnetz

Für die Abschätzung eines optimalen Stichprobenumfangs wird eine obere Schätzung der Standardabweichung der räumlich und zeitlich variierenden Radonkonzentration benötigt. Dazu wurden nicht nur die eingangs erwähnten Messungen in den 1980er Jahren ausgewertet, sondern auch die vom BfS in langjährigen Messprogrammen bestimmten Radonkonzentrationen in den ehemaligen Uranbergbaugebieten Sachsens und Thüringens an bergbaulich unbeeinflussten Messpunkten zugrunde gelegt [30]. Aus diesen Untersuchungen wurde konservativ eine obere Schranke für die Standardabweichung der Radonkonzentration in Deutschland abgeschätzt und mit Hilfe statistischer Verfahren (unter Vorgabe eines Konfidenzintervalls) ein optimaler Stichprobenumfang von 130 Messpunkten berechnet. Da auch mögliche Detektorausfälle zu berücksichtigen sind - hier muss auf Grund bisheriger Erfahrungen mit Ausfallquoten von ca. 10% gerechnet werden - wurde ein Stichprobenumfang von mindestens 150 Messpunkten festgelegt.

Aus Gründen der Praktikabilität bot es sich an, ein gleichmäßiges, gitterförmiges Raster über die gesamte Fläche der Bundesrepublik zu legen. Dabei wurde davon ausgegangen, dass die Verteilung der Radonkonzentrationen in Deutschland keinem Muster folgt, das einem solchen Raster entspricht. Damit kann trotz der geometrischen Regelmäßigkeit von einer zufälligen Stichprobe ausgegangen werden. Die Maschenweite des Gitters war so auszulegen, dass etwa 150 gleichgroße Teilflächen die gesamte Fläche Deutschlands überdecken. Innerhalb der so festgelegten Teilflächen musste dann jeweils ein geeigneter Aufstellungsort ermittelt werden. Für eine Gesamtfläche Deutschlands von 357 021 km<sup>2</sup> und einer Messpunktzahl von 150 ergibt sich ein quadratisches Gitter mit einer Gitterlänge L von

$$L = (357021 \text{ km}^2 / 150 \text{ Messpunkte})^{1/2} = (2380 \text{ km}^2 / \text{MP})^{1/2} = 48,8 \text{ km} \approx 50 \text{ km}.$$

Die Auswahl der konkreten Standorte führte zu einer Gesamtzahl von 173 Messpunkten, von denen sich 117 auf dem Gelände von Wetterstationen des DWD und 56 im Bereich von IMIS-Messstellen befanden. Um auch Schwankungen zwischen den Jahren zu erfassen sowie zur Berücksichtigung möglicher extremer Witterungsbedingungen, wurde eine Messdauer von insgesamt drei Jahren festgelegt. Der Detektorwechsel erfolgte jährlich, um eine dem Problem angemessene Erkennungsgrenze von etwa 3 Bq/m<sup>3</sup> zu erzielen.

#### Messungen der Aktivitätskonzentration kurzlebiger Radon-Zerfallsprodukte im Freien

Die für die Strahlenexposition relevante Größe ist die potentielle Alphaenergiekonzentration (PAEC). Die PAEC ist aber nur mit vergleichsweise hohem Aufwand direkt zu messen, der im Rahmen der landesweiten Radonmessungen nicht vertretbar war. Deshalb wurde geprüft, ob und auf welche Weise zumindest an einigen Referenzorten die Ermittlung dieser Größe oder der gleichgewichtsäquivalenten Radonkonzentration (EEC), die der PAEC proportional ist, unter Nutzung bestehender Messsysteme möglich ist. Diese Möglichkeit ist grundsätzlich bei den automatisierten Luftmessstationen des DWD gegeben.

Der DWD betreibt ein Messnetz zur Ermittlung der Radioaktivität in der Atmosphäre, das aus Stationen mit unterschiedlicher technischer Ausstattung besteht. An 40 Stationen werden automatisierte Messungen mit SchrittfILTERmonitoren durchgeführt, bei denen gammaspektrometrisch die Nuklide <sup>214</sup>Bi, <sup>214</sup>Pb und <sup>212</sup>Bi gemessen werden. Da <sup>214</sup>Bi und <sup>214</sup>Pb hauptsächlich die PAEC für Radon bestimmen, kann aus den gemessenen Aktivitätskonzent-

rationen die PAEC und damit auch die EEC abgeschätzt werden.

An zwei Standorten (Berlin-Tempelhof und Seehausen) wurden über einen Zeitraum von jeweils einem Jahr Parallelmessungen mit dem vom BfS kalibrierten Messgerät AMZ 200 der Fa. Tracerlab durchgeführt, mit dem die EEC direkt bestimmt werden kann. Bei zu vermutender Korrelation zwischen beiden Messergebnissen besteht dann die Möglichkeit, auch für die restlichen DWD-Stationen mit Schrittfiltergeräten eine repräsentative PAEC und, da auch gleichzeitig mit Kernspurdetektoren Radon gemessen wird, einen Langzeit-Gleichgewichtsfaktor bestimmen zu können (der Gleichgewichtsfaktor ist definiert als das Verhältnis der EEC zur Radonkonzentration). Für die Ermittlung des Gleichgewichtsfaktors wurden 27 der insgesamt 40 Stationen des DWD ausgewählt, die mit einer gammaspektrometrischen Messeinrichtung zur Erfassung der Radioaktivität in der Atmosphäre ausgerüstet sind. Die unberücksichtigten Stationen befinden sich hauptsächlich auf Bergkuppen oder unbewohnten Inseln.

Die Ergebnisse der Parallelmessungen an den DWD-Stationen Berlin-Tempelhof und Seehausen wurden zusammengefasst, um auf der Basis einer Regressionsrechnung aus den vom DWD gemessenen Aktivitätskonzentrationen an den anderen Stationen auf die EEC schließen zu können. Die Regressionsrechnung wurde mit dem Verfahren der orthogonalen Regression durchgeführt (z.B. [31]). Unter

der Voraussetzung annähernd gleicher Varianzen beider Messsysteme (BfS und DWD) wurde folgende Regressionsgerade ermittelt:

$$\text{EEC [Bq/m}^3\text{]} = 1,18 (0,516 \cdot {}^{214}\text{Pb [Bq/m}^3\text{]} + 0,379 \cdot {}^{214}\text{Bi [Bq/m}^3\text{]}) - 0,115$$

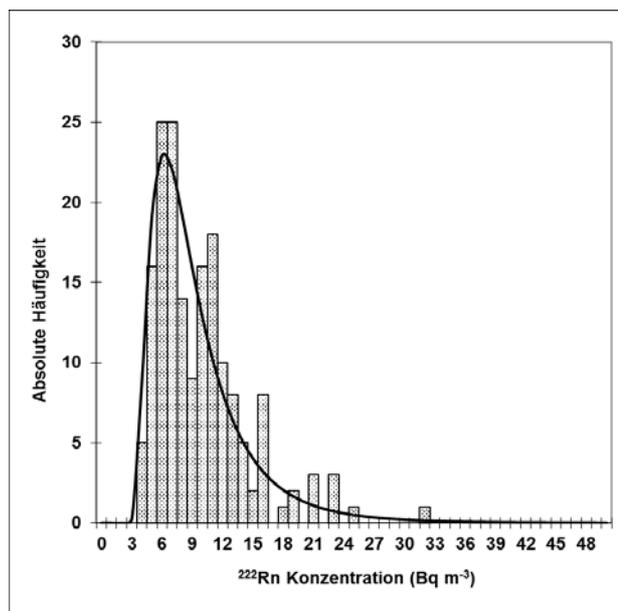
Der 95% Vertrauensbereich für den Regressionskoeffizienten von 1,18 wurde zu [1,16; 1,19] bestimmt.

## Ergebnisse der deutschlandweiten Untersuchungen

### Aktivitätskonzentrationen des Radons im Freien

In die Auswertung der Messergebnisse wurden die an 172 Messstellen ermittelten Radonkonzentrationen einbezogen. Ein Messpunkt in Zinnwald-Georgenfeld (Sachsen) konnte wegen offensichtlicher Beeinflussung durch bergbauliche Hinterlassenschaften nicht berücksichtigt werden. Ausgangspunkt der Auswertung stellten die an jedem Messpunkt gemessenen Jahreswerte der Radonkonzentration dar. Für Untersuchungen zur räumlichen Verteilung der Radonkonzentration wurde für jeden Messpunkt der arithmetische Mittelwert der drei Einzelmessungen berechnet.

Einen ersten Überblick über die auf dem Gebiet der Bundesrepublik Deutschland bestimmten Mittelwerte der Radonkonzentration in der bodennahen Atmosphäre gibt die in der [Abbildung 2.1](#) dargestellte Häufigkeitsverteilung.



**Abbildung 2.1**  
Häufigkeitsverteilung der Dreijahresmittelwerte der Radonkonzentration mit eingezeichneter Dichtefunktion der angepassten Lognormalverteilung

Es handelt sich hier um eine ausgeprägt linkssteile Verteilung, da sich etwa 2/3 der Messwerte im ersten Drittel des gesamten Konzentrationsbereiches ( $< 10 \text{ Bq/m}^3$ ) konzentrieren. Die Häufigkeitsverteilung kann durch eine Lognormalverteilung gut angenähert werden (Kolmogoroff-Smirnoff-Test mit  $p = 0,55$ ). Die statistischen Kennzahlen dieser Verteilung sind in

**Tabelle 2.1** zusammengefasst. Die Berechnung dieser Werte basiert auf der Annahme einer dreiparametrischen Lognormalverteilung, deren Dichtefunktion mit dem Mittelwert = 1,74 der Standardabweichung = 0,649 und der Lage =  $2,48 \text{ Bq/m}^3$  aus der Stichprobe der logarithmierten Radonkonzentrationen bestimmt wurde (siehe z. B. [32]).

**Tabelle 2.1**  
**Statistische Kennzahlen für die Dreijahresmittelwerte der Radonkonzentration in der bodennahen Atmosphäre auf dem Gebiet der Bundesrepublik Deutschland (a ohne Maßeinheit)**

Kenngröße	Wert in $\text{Bq/m}^3$
Erwartungswert	9,5
Standardabweichung	5,1
Lage	2,5
geometrischer Mittelwert	8,2
geometrische Standardabweichung	1,9 <sup>a</sup>
25. Perzentil	6,1
75. Perzentil	11
90. Perzentil	15
95. Perzentil	19
99. Perzentil	28
Minimum	4,0
Maximum	31

Für das Gesamtgebiet der Bundesrepublik Deutschland ergibt sich eine mittlere Radonkonzentration im Freien von  $9,5 \text{ Bq/m}^3$  mit einer Variationsbreite der Dreijahresmittelwerte zwischen  $3 \text{ Bq/m}^3$  und  $31 \text{ Bq/m}^3$  an den einzelnen Messstellen. Der aus dem Messprogramm abgeleitete Mittelwert der Radonkonzentration im Freien liegt damit deutlich unterhalb des in [27] zitierten und früher für die Abschätzung der natürlichen Strahlenexposition verwendeten Mittelwertes von  $14 \text{ Bq/m}^3$ , der im Ergebnis mehrjähriger Messungen in den Jahren 1981 bis 1983 in den alten Bundesländern ermittelt wurde.

In der **Tabelle 2.2** sind die im Freien der einzelnen Bundesländer bestimmten Mittelwerte der Radonkonzentration zusammenfassend dargestellt. Die unteren und oberen Grenzen des Vertrauensbereichs des Mittelwertes eines Bundeslandes wurden nach dem von der Strahlenschutzkommission empfohlenen Verfahren [33] unter Zugrundelegung einer Lognormalverteilung der an jedem Messpunkt bestimmten mittleren Radonkonzentrationen sowie einer sta-

tistischen Sicherheit von jeweils 95% berechnet und in Klammern angegeben (entspricht einem zweiseitigem 90% - Vertrauensbereich).

Die in **Abbildung 2.1** dargestellte Häufigkeitsverteilung kann auch als Überlagerung mehrerer Grundgesamtheiten interpretiert werden. Auf diese Weise können auch die Ergebnisse einer Studie bestätigt werden, die für Deutschland eine dreimodale Häufigkeitsverteilung der flächenabhängigen Radonexhalationsrate bestimmt hat [34], die ja eine wesentliche Quelle der Radonkonzentration im Freien darstellt.

Zur besseren Illustration der räumlichen Verteilung der Radonkonzentration in Deutschland wurden die an jedem Messpunkt bestimmten Dreijahresmittelwerte interpoliert und in **Abbildung 2.2** dargestellt. Die Interpolation erfolgte auf der Basis einer inversen Wichtung der Messpunktabstände. Diese Karte kann auch im Internet auf dem GEO-Portal des BfS eingesehen werden (<https://www.imis.bfs.de/geoportal/>).

Tabelle 2.2

Zusammenfassende Übersicht über die im Freien der einzelnen Bundesländer ermittelten Radonkonzentrationen. Der 90%-Vertrauensbereich des Mittelwertes eines Bundeslandes ist in Klammern angegeben. Die Minima bzw. Maxima sind keine Mittelwerte sondern die gemessenen Einzeljahreswerte der Radonkonzentration.

Bundesland	Anzahl der Messstellen	Radonkonzentration in Bq/m <sup>3</sup>		
		Mittelwert	Minimum	Maximum
Brandenburg	12	7,2 (6,0...9,0)	4	12
Berlin	1	6,0 (4,8...7,2)	6	6
Baden-Württemberg	18	12 (9,8...16)	4	42
Bayern	35	14 (12...16)	7	40
Bremen	1	5,8 (4,6...6,9)	6	6
Hessen	10	8,0 (6,7...9,9)	2	14
Hamburg	1	4,5 (3,6...5,4)	5	5
Mecklenburg-Vorpommern	14	6,4 (5,7...7,3)	4	9
Niedersachsen	18	5,5 (4,7...6,8)	4	12
Nordrhein- Westfalen	15	6,7 (5,7...8,1)	4	14
Rheinland-Pfalz	9	12 (8,3...19)	5	35
Schleswig-Holstein	9	4,6 (3,4...7,1)	3	7
Saarland	2	9,6 (6,2...17)	7	13
Sachsen	11	11 (8,8...13)	5	42
Sachsen-Anhalt	8	9,9 (7,6...14)	5	18
Thüringen	8	9,8 (7,8...13)	5	14

Der aus der Stichprobe der logarithmierten Radonkonzentrationen abgeleitete Lageparameter von ca. 2,5 Bq/m<sup>3</sup> kann als eine minimale Untergrund-Radonkonzentration für Deutschland interpretiert werden, die hauptsächlich durch kontinentale Luftmassen geprägt wird, da die Luft über den Weltmeeren mit Aktivitätskonzentrationen von bis zu 0,2 Bq/m<sup>3</sup> praktisch radonfrei ist [35].

In der [Abbildung 2.2](#) wird die Nord-Süd-Abhängigkeit der Radonkonzentration besonders deutlich. Eine wesentliche Ursache für die im Nordwesten Deutschlands sehr geringen Radonkonzentrationen, die zum Teil im Bereich der Erkennungsgrenze des Messsystems von 3 Bq/m<sup>3</sup> liegen, ist in den hier vorherrschenden Luftströmungen aus der Nordsee und dem Atlantik zu suchen, mit denen sehr radonarmer Meeresluft nach Deutschland transportiert wird.

Aber auch an den küstenferneren Messstellen im norddeutschen Tiefland wurden nur Radonkonzentrationen unterhalb oder im Bereich des Mittelwertes gemessen. In diesen Regionen verursachen der Einfluss radonarmer Luftmassen vom Meer sowie hohe mittlere Windgeschwindigkeiten und niedrige <sup>226</sup>Ra-

dium-Konzentrationen in den Böden die relativ niedrigen Radonkonzentrationen.

Die meisten Überschreitungen des deutschlandweiten Mittelwertes sind erwartungsgemäß in den weiter südlich gelegenen Regionen Deutschlands zu beobachten, da hier im Mittel höhere <sup>226</sup>Radium-Konzentrationen in den Böden und oberen Gesteinen auftreten. Außerdem liegt hier praktisch kein Einfluss radonarmer Luftmassen vom Meer vor und auch die gegenüber dem Norden tendenziell niedrigeren Windgeschwindigkeiten bewirken eine geringere Verdünnung und damit höhere Radonkonzentrationen als in den nördlichen Regionen.

Ein Vergleich mit der auch im GEO-Portal des BfS dargestellten Karte der Radonkonzentrationen in der Bodenluft in einem Meter Tiefe, die - ohne Berücksichtigung der Durchlässigkeit des Bodens - ein Maß für die potentielle Radonexhalationsrate darstellen, zeigt zum einen den starken Einfluss der radonarmer maritimen Luftmassen, die insbesondere in Schleswig-Holstein trotz unterschiedlicher Radonkonzentrationen in der Bodenluft praktisch einheitlich niedrige Radonkonzentrationen im Freien bewirken. Andererseits führen die in südlicher Richtung und in

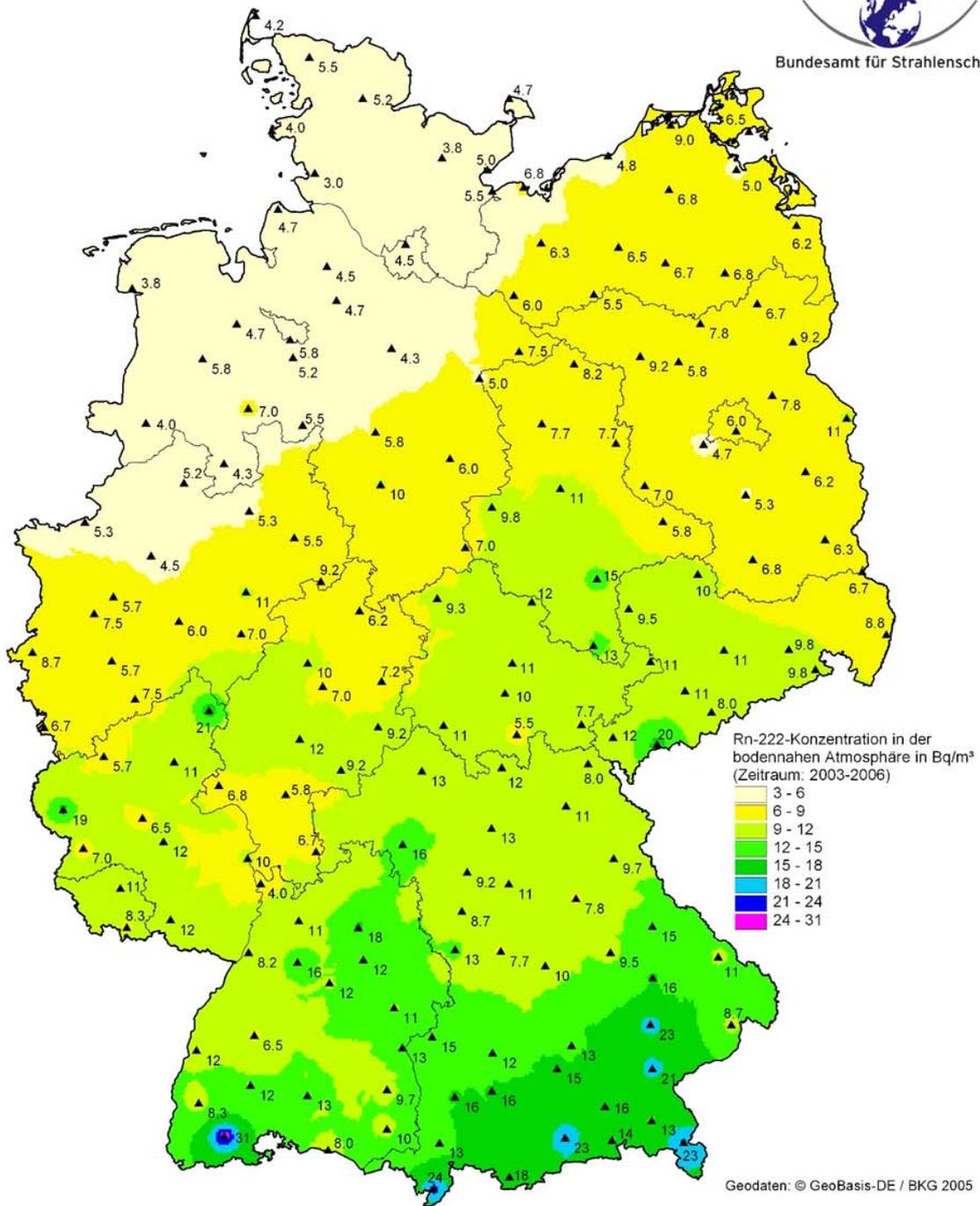


Abbildung 2.2

Räumliche Verteilung der Radonkonzentration im Freien in Deutschland. Dargestellt sind die für jeden Messpunkt berechneten arithmetischen Mittelwerte aus drei Jahren von 2003 bis 2006. Die Interpolation erfolgte auf der Basis einer inversen Wichtung der Messpunktabstände. Die Werte gelten auch für einen längeren Zeitraum als repräsentativ.

den Bergregionen ansteigenden Werte der Radonkonzentration in der Bodenluft auch zu tendenziell ebenfalls ansteigenden Werten der Radonkonzentration im Freien.

### Gleichgewichtsäquivalente Radonkonzentrationen (EEC) im Freien

Die an 27 Stationen des DWD gemessenen  $^{214}\text{Pb}$  und  $^{214}\text{Bi}$ -Aktivitätskonzentrationen wurden mithilfe der ermittelten Regressionsgerade in eine EEC umgerechnet. Bei der Berechnung der Vertrauensbereiche der EEC wurde sowohl die Unsicherheit des Anstiegs der Regressionsgerade als auch eine Messunsicherheit von 15% beider Messsysteme (DWD bzw. AMZ 200) berücksichtigt. Die für jeweils ein Jahr berechneten Werte der EEC variieren in einem Bereich von  $1,4 \text{ Bq/m}^3$  bis  $11 \text{ Bq/m}^3$ . Tabelle 2.3 zeigt die über einen Zeitraum von drei Jahren (2003-2006) gemittelten Werte der EEC in aufsteigender Folge. Ähnlich wie die Radonkonzentrationen kann auch die Häufigkeitsverteilung der Dreijahresmittelwerte der EEC durch eine dreiparametrische Lognormalverteilung angenähert werden (Kolmogoroff-Smirnoff-Test mit  $p = 0,99$ ). Mit den für die Dichtefunktion aus der Stichprobe der logarithmierten Werte der EEC bestimmten Werten für den Mittelwert ( $1,17 \text{ Bq/m}^3$ ), der Standardabweichung ( $0,512$ ) und der Lage ( $0,338 \text{ Bq/m}^3$ ) ergibt sich für das Gesamtgebiet der Bundesrepublik Deutschland ein Erwartungswert der EEC von  $3,7 \text{ Bq/m}^3$  mit einem 90%-Vertrauensbereich von  $3,1 \text{ Bq/m}^3$  bis  $4,5 \text{ Bq/m}^3$ . Die räumliche Verteilung der EEC ist mit der Nord-Süd-Abhängigkeit der Radonkonzentration vergleichbar und auf die gleichen Ursachen zurückzuführen.

### Gleichgewichtsfaktoren im Freien

Die gleichzeitige Messung der Radonkonzentration an den 27 Stationen des DWD ermöglicht auch eine Abschätzung des Gleichgewichtsfaktors, der die EEC mit der Radonkonzentration verknüpft. Die resultierenden Dreijahreswerte des Gleichgewichtsfaktors wurden in der Tabelle 2.3 zusammengefasst und variieren in einem Bereich von 0,34 bis 0,62, bei einem Mittelwert für Gesamtdeutschland von  $0,48 \pm 0,03$ . Die in Tabelle 2.3 angegebenen Vertrauensbereiche stellen nur eine Art untere Schranke dar, da bei der Bestimmung des Gleichgewichtsfaktors nicht quantifizierbare Unsicherheiten durch unterschiedliche Mikrostandorte für die Messung der Radonkonzentration und der EEC auf dem Gelände der DWD-Station auftreten können. Gleichwohl ist der gefundene Mittelwert von 0,48 für Gesamtdeutschland mit dem weltweit angegebenen Wertebereich von 0,5 bis 0,7 vergleichbar [36].

### Dosisabschätzung

Die Strahlenexposition der Bevölkerung durch Inhalation von Radon und seinen kurzlebigen Zerfallsprodukten im Freien kann wie folgt abgeschätzt werden:

$$E = C_{\text{Rn}} \cdot t \cdot F \cdot \text{DF}$$

(E - effektive Dosis in  $\text{mSv/a}$ ,  $C_{\text{Rn}}$  - Radonkonzentration im Freien in  $\text{Bq/m}^3$ , t - Aufenthaltszeit im Freien in t/a, F - Gleichgewichtsfaktor (dimensionslos) und DF - Dosisumwandlungsfaktor in  $\text{mSv}/(\text{Bq h m}^{-3})$ )

Mit einer mittleren Radonkonzentration im Freien von  $9,5 \text{ Bq/m}^3$  (siehe Tabelle 2.1),  $t = 2000 \text{ h/a}$ ,  $F \approx 0,5$  und  $\text{DF} = 9 \text{ nSv}/(\text{Bq h m}^{-3})$  [37] ergibt sich eine effektive Dosis von  $0,09 \text{ mSv/a}$ . Dieser Wert korrespondiert sehr gut mit der weltweiten mittleren Dosis durch Radon im Freien von  $0,095 \text{ mSv/a}$  [36].

**Tabelle 2.3**

**Zusammenfassende Übersicht der Dreijahresmittelwerte (2003-2006) der EEC und des Gleichgewichtsfaktors im Freien (in aufsteigender Reihenfolge der EEC)**

DWD-Station	EEC in Bq/m <sup>3</sup>		Gleichgewichtsfaktor	
	Mittelwert	90% Vertrauensbereich	Mittelwert	90% Vertrauensbereich
Rostock	1,7	1,2 - 2,1	0,35	0,22 - 0,48
Lingen	1,8	1,3 - 2,3	0,45	0,27 - 0,62
Schleswig	1,9	1,4 - 2,4	0,36	0,22 - 0,50
Essen	1,9	1,4 - 2,4	0,34	0,21 - 0,47
Westermarkelsdorf	2,1	1,6 - 2,7	0,46	0,26 - 0,65
Hannover	2,4 <sup>a</sup>	1,7 - 3,0	0,41	0,25 - 0,58
Greifswald	2,5 <sup>b</sup>	1,9 - 3,2	0,50	0,32 - 0,69
Berlin	2,7 <sup>b</sup>	2,0 - 3,4	0,45	0,30 - 0,59
Bremen	2,7 <sup>a</sup>	2,0 - 3,5	0,48	0,30 - 0,65
Cottbus	2,9	2,1 - 3,6	0,45	0,30 - 0,60
Nürnberg	3,3	2,4 - 4,1	0,57	0,37 - 0,78
Hamburg	3,4 <sup>c</sup>	2,4 - 4,4	-	-
Saarbrücken	3,5	2,7 - 4,4	0,43	0,29 - 0,56
Seehausen	3,6	2,6 - 4,5	0,43	0,29 - 0,56
Magdeburg	4,0	2,9 - 5,1	0,37	0,25 - 0,49
Görlitz	4,0	3,0 - 5,0	0,45	0,31 - 0,60
Trier	4,1	3,1 - 5,1	0,59	0,41 - 0,76
Hof	4,5	3,3 - 5,6	0,56	0,39 - 0,73
Fürstzell	4,5	3,4 - 5,7	0,52	0,37 - 0,67
Konstanz	4,5	3,4 - 5,7	0,57	0,40 - 0,74
Stuttgart	4,6	3,4 - 5,9	0,40	0,29 - 0,52
Regensburg	5,7	4,3 - 7,2	0,60	0,42 - 0,79
Lahr	6,2	4,6 - 7,9	0,54	0,39 - 0,70
Nürnberg	6,5	4,9 - 8,2	0,62	0,39 - 0,86
Artern	7,3	5,4 - 9,3	0,60	0,42 - 0,79
Oberschleißheim	7,5	5,5 - 9,6	0,49	0,31 - 0,67
Würzburg	8,2	6,1 - 10	0,52	0,30 - 0,73

a Mittelwert für zwei Jahre (Messzeit 2004/2005 und 2005/2006)  
 b Mittelwert für zwei Jahre (Messzeit 2003/2004 und 2004/2005)  
 c Mittelwert für 340 Tage über drei Jahre verteilt. Ein Gleichgewichtsfaktor kann daher nicht angegeben werden, da eine Zuordnung der EEC zur jährlich bestimmten Radonkonzentration nicht möglich ist.

# 3 ABLEITUNG RADIOAKTIVER STOFFE AUS KERNKRAFTWERKEN, AUSWIRKUNG DER BISHERIGEN STILLLEGUNGEN

A. Heckel<sup>1</sup>, I. Kroß<sup>2</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

Die mit Fortluft und Abwasser aus Kernkraftwerken 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 [6] für die Bevölkerung geltenden Dosisgrenzwerte gewährleistet ist. Um die Einhaltung der Dosisgrenzwerte sicherzustellen, wird die Dosis der Referenzperson so ungünstig wie möglich berechnet.

## Ausstieg aus der Stromerzeugung durch Kernenergie

Die Nutzung der Kernenergie zur gewerblichen Erzeugung von Elektrizität ist in Deutschland - zeitlich gestaffelt - bis Ende 2022 befristet.

Das Ende der Laufzeit der einzelnen Kernkraftwerke ist im Atomgesetz festgelegt. Nach endgültiger Abschaltung eines Kernkraftwerks schließt sich die Nachbetriebsphase an, in der Arbeiten zur Vorbereitung der Stilllegung der Anlage durchgeführt werden. Während dieser Zeit und der Stilllegungsphase werden weiterhin die auftretenden Ableitungen erfasst und die daraus resultierende Dosis der Referenzperson berechnet.

Auf Grund des Reaktorunfalls in der Kernkraftwerksanlage Fukushima Daiichi in Japan vom 11.03.2011 beschloss die Bundesregierung in einem Moratorium am 14.03.2011, alle in Deutschland befindlichen Kernkraftwerke, die bis einschließlich 1980 in Betrieb gegangen waren, übergangsweise für einen Zeitraum von drei Monaten vom Netz zu nehmen und herunterzufahren. Davon betroffen waren die Kernkraftwerke Biblis A und Biblis B, Neckarwestheim 1, Brunsbüttel, Isar 1, Unterweser und Philippsburg 1. Die Kernkraftwerke Biblis B und Brunsbüttel waren zu diesem Zeitpunkt nicht am Netz, ebenso das Kernkraftwerk Krümmel. Für diese acht abgeschalteten und die neun noch in Betrieb befindlichen Kernkraftwerke führte die RSK eine Sicherheitsüberprü-

fung durch. Deren Ergebnisse sowie der gesamtgesellschaftliche Dialog unter Beteiligung der Ethikkommission „Sichere Energieversorgung“ führten in Deutschland zu einer Neubewertung der Risiken der Nutzung der Kernenergie. Die Bundesregierung beschloss, die Nutzung der Kernenergie zur gewerblichen Erzeugung von Elektrizität in Deutschland zu beenden.

## Aktueller Stand der Atomgesetzgebung

Mit dem 13. Gesetz zur Änderung des Atomgesetzes vom 31.07.2011 wurde festgelegt, dass Ende 2022 die letzten Kernkraftwerke in Deutschland außer Betrieb genommen werden. Zeitgleich zur atomgesetzlichen Entwicklung wurde auch das untergesetzliche kerntechnische Regelwerk einer Anpassung an den Stand von Wissenschaft und Technik unterzogen. Das Bundesumweltministerium und die Länder haben sich im November 2012 auf neue Sicherheitsanforderungen für den Betrieb der Kernkraftwerke geeinigt (Sicherheitsanforderungen an Kernkraftwerke). Dieses kerntechnische Regelwerk beinhaltet grundlegende Regeln und übergeordnete sicherheitstechnische Anforderungen. Das neue kerntechnische Regelwerk wird ab dem o.g. Zeitpunkt von den zuständigen Aufsichtsbehörden angewendet und im Vollzug der Aufsicht und bei anstehenden Verfahren zu Grunde gelegt. Das BMU bietet auf seinen Internetseiten weitere Informationen zu diesem Thema an. Diese können unter folgender Internet-Adresse abgerufen werden: [www.bmu.de/PM5241](http://www.bmu.de/PM5241).

## Abschalttermine

Mit Inkrafttreten des geänderten Atomgesetzes am 06.08.2011 wurde den Kernkraftwerken Biblis A und B, Neckarwestheim 1, Brunsbüttel, Isar 1, Unterweser, Philippsburg 1 und Krümmel die weitere Berechtigung zum Leistungsbetrieb entzogen. Diese acht Anlagen sind somit endgültig abgeschaltet. Das Kernkraftwerk Grafenrheinfeld wurde vom Betreiber bereits am 27.06.2015 vorzeitig abgeschaltet.

Für die restlichen acht noch in Betrieb befindlichen Kernkraftwerke legt das Atomgesetz folgende Termine für das Laufzeitende beziehungsweise die endgültige Abschaltung fest:

31.12.2017 Kernkraftwerk Gundremmingen B

31.12.2019 Kernkraftwerk Philippsburg 2

31.12.2021 Kernkraftwerke Grohnde,  
Gundremmingen C und Brokdorf

31.12.2022 Kernkraftwerke Isar 2, Emsland und  
Neckarwestheim 2.

Ausführliche Angaben zur Nutzung der Kernenergie finden sich im „Statusbericht zur Kernenergienutzung in der Bundesrepublik Deutschland 2016“ (<http://nbn-resolving.de/urn:nbn:de:0221-2016051914042>).

Im Berichtszeitraum waren in Deutschland 9 Kernkraftwerksblöcke mit einer elektrischen Bruttoleis-

tung von jährlich etwa 12,7 GW in Betrieb. Sie haben zur Stromerzeugung etwa 15 Prozent beigetragen. Die Standorte der Kernkraftwerke und die Bruttostromerzeugung sind aus Abbildung 3.1 zu ersehen. In den Tabellen 3.1 und 3.2 sind die bilanzierten Werte der Ableitung radioaktiver Stoffe mit Fortluft und Abwasser aus Kernkraftwerken in den Jahren 2013 bis 2016 zusammengestellt. Die von den zuständigen Behörden genehmigten jährlichen Aktivitätsabgaben wurden in allen Fällen eingehalten. Die tatsächlichen Jahresableitungen liegen im Allgemeinen weit unter den Genehmigungswerten von beispielsweise ca.  $10^{15}$  Bq für Edelgase und ca.  $10^{10}$  Bq für  $^{131}\text{I}$ .

Tabelle 3.1

Ableitung radioaktiver Stoffe mit der Fortluft aus Kernkraftwerken in den Jahren 2013 bis 2016

Kernkraftwerk	Jahr	Ableitung mit der Fortluft in Bq				
		Edelgase	Schwefelstoffe <sup>c)</sup>	$^{131}\text{I}$	$^{14}\text{CO}_2$	$^3\text{H}$
Stade <sup>a)</sup>	2013	n.b.	n.n.	n.b.	n.n.	$2,6 \cdot 10^9$
	2014	n.b.	n.n.	n.b.	n.n.	$1,3 \cdot 10^9$
	2015	n.b.	n.n.	n.b.	n.n.	$8,7 \cdot 10^8$
	2016	n.b.	n.n.	n.b.	n.n.	$6,2 \cdot 10^8$
Biblis Block A <sup>b)</sup>	2013	$6,4 \cdot 10^{10}$	n.n.	n.n.	$2,5 \cdot 10^{10}$	$2,7 \cdot 10^{11}$
	2014	$1,5 \cdot 10^{10}$	n.n.	n.n.	$1,0 \cdot 10^{10}$	$2,0 \cdot 10^{11}$
	2015	n.n.	n.n.	n.n.	$5,6 \cdot 10^9$	$2,7 \cdot 10^{11}$
	2016	$6,2 \cdot 10^9$	n.n.	n.n.	$3,0 \cdot 10^{10}$	$1,6 \cdot 10^{11}$
Biblis Block B <sup>b)</sup>	2013	$7,6 \cdot 10^{10}$	n.n.	n.n.	$8,9 \cdot 10^9$	$3,0 \cdot 10^{11}$
	2014	n.n.	n.n.	n.n.	$4,1 \cdot 10^9$	$1,5 \cdot 10^{11}$
	2015	n.n.	n.n.	n.n.	$5,6 \cdot 10^9$	$2,6 \cdot 10^{11}$
	2016	$6,5 \cdot 10^{10}$	n.n.	n.n.	$6,8 \cdot 10^9$	$2,0 \cdot 10^{11}$
Neckarwestheim 1 <sup>b)</sup>	2013	n.n.	$1,8 \cdot 10^5$	n.n.	$1,2 \cdot 10^{10}$	$7,1 \cdot 10^{10}$
	2014	n.n.	$3,6 \cdot 10^5$	n.n.	$5,0 \cdot 10^8$	$1,1 \cdot 10^{11}$
	2015	n.n.	$3,3 \cdot 10^4$	n.n.	$4,0 \cdot 10^8$	$1,2 \cdot 10^{11}$
	2016	n.n.	$6,2 \cdot 10^4$	n.n.	$2,2 \cdot 10^8$	$9,1 \cdot 10^{10}$
Brunsbüttel <sup>b)</sup>	2013	n.n.	$2,7 \cdot 10^6$	n.n.	$2,9 \cdot 10^9$	$1,2 \cdot 10^9$
	2014	n.n.	$7,7 \cdot 10^5$	n.n.	n.n.	$7,8 \cdot 10^8$
	2015	n.n.	$3,3 \cdot 10^6$	n.n.	n.n.	$6,2 \cdot 10^8$
	2016	n.n.	$4,4 \cdot 10^7$	n.n.	$2,3 \cdot 10^9$	$4,1 \cdot 10^8$
Isar 1 <sup>b)</sup>	2013	n.n.	n.n.	n.n.	$1,8 \cdot 10^9$	$1,1 \cdot 10^{10}$
	2014	n.n.	n.n.	n.n.	$5,8 \cdot 10^8$	$7,6 \cdot 10^9$
	2015	n.n.	n.n.	n.n.	$6,0 \cdot 10^9$	$1,1 \cdot 10^{10}$
	2016	n.n.	n.n.	n.n.	$2,1 \cdot 10^9$	$2,9 \cdot 10^{10}$
Unterweser <sup>b)</sup>	2013	$2,4 \cdot 10^{12}$	$3,8 \cdot 10^5$	n.n.	$3,9 \cdot 10^9$	$3,8 \cdot 10^{11}$
	2014	$1,0 \cdot 10^{11}$	n.n.	n.n.	$6,4 \cdot 10^9$	$5,2 \cdot 10^{11}$
	2015	$3,8 \cdot 10^{10}$	n.n.	n.n.	$6,2 \cdot 10^8$	$5,6 \cdot 10^{11}$
	2016	$3,2 \cdot 10^{10}$	n.n.	n.n.	$5,6 \cdot 10^8$	$4,2 \cdot 10^{11}$
Philippsburg 1 <sup>b)</sup>	2013	$5,1 \cdot 10^9$	$1,1 \cdot 10^6$	n.n.	$3,7 \cdot 10^{10}$	$2,6 \cdot 10^9$
	2014	$4,4 \cdot 10^{10}$	$6,2 \cdot 10^5$	n.n.	$1,6 \cdot 10^{10}$	$1,1 \cdot 10^{10}$
	2015	$3,3 \cdot 10^{10}$	$8,7 \cdot 10^6$	n.n.	$3,8 \cdot 10^9$	$9,8 \cdot 10^{10}$
	2016	$2,4 \cdot 10^{10}$	$1,6 \cdot 10^6$	n.n.	$2,7 \cdot 10^9$	$9,2 \cdot 10^{10}$

Tabelle 3.1

Ableitung radioaktiver Stoffe mit der Fortluft aus Kernkraftwerken in den Jahren 2013 bis 2016

Kernkraftwerk	Jahr	Ableitung mit der Fortluft in Bq				
		Edelgase	Schwebstoffe <sup>c)</sup>	<sup>131</sup> I	<sup>14</sup> CO <sub>2</sub>	<sup>3</sup> H
Grafenrheinfeld <sup>d)</sup>	2013	$6,5 \cdot 10^{10}$	$5,7 \cdot 10^5$	n.n.	$7,7 \cdot 10^{10}$	$1,4 \cdot 10^{11}$
	2014	$6,6 \cdot 10^{11}$	$2,4 \cdot 10^5$	$7,0 \cdot 10^5$	$1,1 \cdot 10^{11}$	$1,6 \cdot 10^{11}$
	2015	$3,1 \cdot 10^{10}$	$1,0 \cdot 10^5$	n.n.	$1,1 \cdot 10^{11}$	$1,9 \cdot 10^{11}$
	2016	n.n.	$5,7 \cdot 10^5$	n.n.	$3,8 \cdot 10^{10}$	$2,2 \cdot 10^{11}$
Krümmel <sup>b)</sup>	2013	n.n.	$5,5 \cdot 10^4$	n.n.	$1,0 \cdot 10^9$	n.n.
	2014	n.n.	$3,5 \cdot 10^4$	n.n.	$8,9 \cdot 10^9$	n.n.
	2015	n.n.	n.n.	n.n.	$1,3 \cdot 10^9$	n.n.
	2016	$2,0 \cdot 10^9$	$3,4 \cdot 10^5$	n.n.	$1,2 \cdot 10^9$	n.n.
Gundremmingen Block B und C	2013	$3,2 \cdot 10^{12}$	$2,2 \cdot 10^5$	$2,9 \cdot 10^7$	$1,0 \cdot 10^{12}$	$7,1 \cdot 10^{11}$
	2014	$3,0 \cdot 10^{12}$	$9,2 \cdot 10^4$	$3,3 \cdot 10^7$	$8,8 \cdot 10^{11}$	$4,1 \cdot 10^{11}$
	2015	$3,4 \cdot 10^{12}$	$2,3 \cdot 10^5$	$3,0 \cdot 10^7$	$8,5 \cdot 10^{11}$	$6,9 \cdot 10^{11}$
	2016	$4,5 \cdot 10^{12}$	$2,3 \cdot 10^5$	$4,0 \cdot 10^7$	$2,4 \cdot 10^{11}$	$1,6 \cdot 10^{11}$
Grohnde	2013	$2,1 \cdot 10^{12}$	n.n.	$7,8 \cdot 10^4$	$7,3 \cdot 10^{10}$	$2,2 \cdot 10^{11}$
	2014	$7,1 \cdot 10^{12}$	$9,2 \cdot 10^5$	$2,6 \cdot 10^6$	$2,6 \cdot 10^{10}$	$2,4 \cdot 10^{11}$
	2015	$1,8 \cdot 10^{11}$	n.n.	n.n.	$8,1 \cdot 10^{10}$	$1,7 \cdot 10^{11}$
	2016	$1,5 \cdot 10^{11}$	n.n.	n.n.	$9,8 \cdot 10^{10}$	$2,3 \cdot 10^{11}$
Philippsburg 2	2013	$2,4 \cdot 10^{11}$	$3,2 \cdot 10^4$	n.n.	$6,6 \cdot 10^{10}$	$1,2 \cdot 10^{12}$
	2014	$2,5 \cdot 10^{11}$	$8,9 \cdot 10^4$	n.n.	$7,2 \cdot 10^{10}$	$1,1 \cdot 10^{12}$
	2015	$3,4 \cdot 10^{11}$	$3,0 \cdot 10^4$	n.n.	$3,9 \cdot 10^{10}$	$1,2 \cdot 10^{12}$
	2016	$4,0 \cdot 10^{11}$	$1,3 \cdot 10^4$	n.n.	$5,7 \cdot 10^{10}$	$1,1 \cdot 10^{12}$
Brokdorf	2013	$1,1 \cdot 10^{12}$	n.n.	$1,1 \cdot 10^7$	$1,7 \cdot 10^{11}$	$1,9 \cdot 10^{11}$
	2014	$7,2 \cdot 10^{11}$	n.n.	$8,9 \cdot 10^4$	$1,5 \cdot 10^{11}$	$1,5 \cdot 10^{11}$
	2015	$2,3 \cdot 10^{11}$	n.n.	$3,4 \cdot 10^4$	$1,7 \cdot 10^{11}$	$1,1 \cdot 10^{11}$
	2016	$2,5 \cdot 10^{11}$	n.n.	$1,0 \cdot 10^5$	$1,9 \cdot 10^{11}$	$9,8 \cdot 10^{10}$
Isar 2	2013	$3,1 \cdot 10^{11}$	n.n.	n.n.	$4,4 \cdot 10^{11}$	$2,0 \cdot 10^{11}$
	2014	$3,0 \cdot 10^{11}$	n.n.	n.n.	$3,1 \cdot 10^{11}$	$1,7 \cdot 10^{11}$
	2015	$2,7 \cdot 10^{11}$	n.n.	n.n.	$9,5 \cdot 10^{10}$	$1,5 \cdot 10^{11}$
	2016	$3,0 \cdot 10^{11}$	n.n.	n.n.	$5,8 \cdot 10^{10}$	$1,4 \cdot 10^{11}$
Emsland	2013	$1,5 \cdot 10^{11}$	n.n.	n.n.	$1,4 \cdot 10^{11}$	$1,0 \cdot 10^{12}$
	2014	$1,5 \cdot 10^{11}$	n.n.	n.n.	$1,8 \cdot 10^{11}$	$9,3 \cdot 10^{11}$
	2015	$1,4 \cdot 10^{11}$	n.n.	n.n.	$1,9 \cdot 10^{11}$	$8,3 \cdot 10^{11}$
	2016	$1,6 \cdot 10^{11}$	n.n.	n.n.	$1,4 \cdot 10^{11}$	$6,2 \cdot 10^{11}$
Neckarwestheim 2	2013	$1,8 \cdot 10^{11}$	n.n.	n.n.	$1,1 \cdot 10^{11}$	$1,2 \cdot 10^{11}$
	2014	$1,0 \cdot 10^{11}$	$1,8 \cdot 10^4$	n.n.	$1,5 \cdot 10^{11}$	$1,6 \cdot 10^{11}$
	2015	$1,5 \cdot 10^{11}$	n.n.	n.n.	$1,5 \cdot 10^{11}$	$2,1 \cdot 10^{11}$
	2016	$1,1 \cdot 10^{11}$	n.n.	n.n.	$2,1 \cdot 10^{11}$	$2,3 \cdot 10^{11}$

a) Anlage stillgelegt      b) Anlage außer Betrieb      d) Anlage außer Betrieb seit 27.06.2015

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

n.n. nicht nachgewiesen (Aktivitätsableitung unter Nachweisgrenze)

n.b. nicht bestimmt

Tabelle 3.2

Ableitung radioaktiver Stoffe mit dem Abwasser aus Kernkraftwerken in den Jahren 2013 bis 2016

Kernkraftwerk	Jahr	Ableitung mit dem Abwasser in Bq		
		Spalt- und Aktivierungsprodukte (außer Tritium)	$^3\text{H}$	Alpha-Strahler
Stade <sup>a)</sup>	2013	$2,6 \cdot 10^6$	$2,4 \cdot 10^8$	$2,2 \cdot 10^3$
	2014	$3,9 \cdot 10^5$	$1,7 \cdot 10^8$	$2,5 \cdot 10^3$
	2015	$6,3 \cdot 10^3$	$7,7 \cdot 10^6$	$1,1 \cdot 10^2$
	2016	$7,9 \cdot 10^4$	$1,1 \cdot 10^7$	$6,7 \cdot 10^2$
Biblis Block A <sup>b)</sup>	2013	$1,6 \cdot 10^7$	$2,2 \cdot 10^{12}$	n.n.
	2014	$1,3 \cdot 10^8$	$1,1 \cdot 10^{12}$	n.n.
	2015	$5,6 \cdot 10^6$	$2,3 \cdot 10^{11}$	n.n.
	2016	$7,8 \cdot 10^7$	$4,3 \cdot 10^{11}$	n.n.
Biblis Block B <sup>b)</sup>	2013	$3,3 \cdot 10^6$	$1,9 \cdot 10^{12}$	n.n.
	2014	$1,9 \cdot 10^5$	$2,5 \cdot 10^{10}$	n.n.
	2015	$4,4 \cdot 10^5$	$4,1 \cdot 10^{11}$	n.n.
	2016	$5,9 \cdot 10^5$	$4,5 \cdot 10^{11}$	n.n.
Neckarwestheim 1 <sup>b)</sup>	2013	n.n.	$9,6 \cdot 10^{10}$	n.n.
	2014	n.n.	$6,2 \cdot 10^{10}$	n.n.
	2015	n.n.	$1,3 \cdot 10^{10}$	n.n.
	2016	n.n.	$1,3 \cdot 10^{10}$	n.n.
Brunsbüttel <sup>b)</sup>	2013	$1,6 \cdot 10^7$	$2,4 \cdot 10^9$	n.n.
	2014	$1,4 \cdot 10^7$	$1,7 \cdot 10^9$	n.n.
	2015	$3,7 \cdot 10^6$	$1,6 \cdot 10^9$	n.n.
	2016	$1,0 \cdot 10^7$	$4,3 \cdot 10^8$	n.n.
Isar 1 <sup>b)</sup>	2013	$7,7 \cdot 10^6$	$8,9 \cdot 10^9$	n.n.
	2014	$8,5 \cdot 10^6$	$1,3 \cdot 10^{10}$	n.n.
	2015	$2,5 \cdot 10^7$	$3,2 \cdot 10^{10}$	n.n.
	2016	$2,9 \cdot 10^7$	$5,8 \cdot 10^{10}$	n.n.
Unterweser <sup>b)</sup>	2013	$3,4 \cdot 10^7$	$3,5 \cdot 10^{12}$	n.n.
	2014	$2,0 \cdot 10^7$	$1,6 \cdot 10^{12}$	n.n.
	2015	$3,4 \cdot 10^6$	$4,7 \cdot 10^{10}$	n.n.
	2016	$2,9 \cdot 10^6$	$1,4 \cdot 10^{12}$	n.n.
Philippsburg 1 <sup>b)</sup>	2013	$3,3 \cdot 10^7$	$7,2 \cdot 10^9$	n.n.
	2014	$9,7 \cdot 10^6$	$4,0 \cdot 10^{10}$	n.n.
	2015	$9,4 \cdot 10^6$	$2,0 \cdot 10^{11}$	n.n.
	2016	$7,6 \cdot 10^6$	$6,1 \cdot 10^{10}$	n.n.
Grafenrheinfeld <sup>c)</sup>	2013	$1,3 \cdot 10^7$	$1,6 \cdot 10^{13}$	n.n.
	2014	$1,4 \cdot 10^7$	$1,4 \cdot 10^{13}$	n.n.
	2015	$1,4 \cdot 10^7$	$4,3 \cdot 10^{12}$	n.n.
	2016	$8,2 \cdot 10^7$	$1,0 \cdot 10^{12}$	n.n.
Krümmel <sup>b)</sup>	2013	n.n.	$3,4 \cdot 10^8$	n.n.
	2014	n.n.	$1,9 \cdot 10^8$	n.n.
	2015	n.n.	$1,1 \cdot 10^8$	n.n.
	2016	$5,6 \cdot 10^5$	$1,1 \cdot 10^9$	n.n.
Gundremmingen Block B und C	2013	$3,5 \cdot 10^8$	$3,8 \cdot 10^{12}$	n.n.
	2014	$5,0 \cdot 10^8$	$2,4 \cdot 10^{12}$	n.n.
	2015	$6,5 \cdot 10^8$	$2,6 \cdot 10^{12}$	n.n.
	2016	$6,0 \cdot 10^8$	$2,6 \cdot 10^{12}$	n.n.
Grohnde	2013	$2,1 \cdot 10^6$	$1,9 \cdot 10^{13}$	n.n.
	2014	n.n.	$1,9 \cdot 10^{13}$	n.n.
	2015	$1,8 \cdot 10^5$	$9,2 \cdot 10^{12}$	n.n.
	2016	$3,3 \cdot 10^5$	$7,0 \cdot 10^{12}$	n.n.

Tabelle 3.2

Ableitung radioaktiver Stoffe mit dem Abwasser aus Kernkraftwerken in den Jahren 2013 bis 2016

Kernkraftwerk	Jahr	Ableitung mit dem Abwasser in Bq		
		Spalt- und Aktivierungsprodukte (außer Tritium)	$^3\text{H}$	Alpha-Strahler
Philippsburg 2	2013	$2,4 \cdot 10^7$	$1,2 \cdot 10^{13}$	n.n.
	2014	$1,3 \cdot 10^7$	$1,2 \cdot 10^{13}$	n.n.
	2015	$1,0 \cdot 10^7$	$1,5 \cdot 10^{13}$	n.n.
	2016	$2,7 \cdot 10^7$	$1,1 \cdot 10^{13}$	n.n.
Brokdorf	2013	$3,1 \cdot 10^5$	$2,3 \cdot 10^{13}$	n.n.
	2014	n.n.	$2,0 \cdot 10^{13}$	n.n.
	2015	n.n.	$2,0 \cdot 10^{13}$	n.n.
	2016	n.n.	$1,2 \cdot 10^{13}$	n.n.
Isar 2	2013	n.n.	$2,2 \cdot 10^{13}$	n.n.
	2014	n.n.	$2,5 \cdot 10^{13}$	n.n.
	2015	n.n.	$1,8 \cdot 10^{13}$	n.n.
	2016	$2,8 \cdot 10^5$	$1,1 \cdot 10^{13}$	n.n.
Emsland	2013	n.n.	$1,6 \cdot 10^{13}$	n.n.
	2014	n.n.	$1,7 \cdot 10^{13}$	n.n.
	2015	$6,7 \cdot 10^5$	$2,0 \cdot 10^{13}$	n.n.
	2016	n.n.	$1,1 \cdot 10^{13}$	n.n.
Neckarwestheim 2	2013	n.n.	$2,1 \cdot 10^{13}$	n.n.
	2014	n.n.	$1,8 \cdot 10^{13}$	n.n.
	2015	n.n.	$2,0 \cdot 10^{13}$	n.n.
	2016	n.n.	$1,5 \cdot 10^{13}$	n.n.
Greifswald Block 1-5 <sup>a)</sup>	2013	$1,6 \cdot 10^6$	$6,3 \cdot 10^8$	n.n.
	2014	$4,0 \cdot 10^6$	$1,1 \cdot 10^8$	n.n.
	2015	$2,6 \cdot 10^5$	$1,5 \cdot 10^7$	n.n.
	2016	n.n.	n.n.	n.n.
Rheinsberg <sup>a)</sup>	2013	$3,3 \cdot 10^6$	$9,8 \cdot 10^6$	$9,2 \cdot 10^4$
	2014	$4,6 \cdot 10^6$	$4,7 \cdot 10^5$	$8,4 \cdot 10^4$
	2015	$2,8 \cdot 10^6$	$4,2 \cdot 10^5$	$2,1 \cdot 10^5$
	2016	$3,0 \cdot 10^6$	n.n.	$4,9 \cdot 10^5$
Mülheim-Kärlich <sup>a)</sup>	2013	$1,3 \cdot 10^6$	$2,1 \cdot 10^7$	n.n.
	2014	$5,9 \cdot 10^4$	$9,8 \cdot 10^5$	n.n.
	2015	$1,1 \cdot 10^5$	$6,1 \cdot 10^5$	n.n.
	2016	$7,6 \cdot 10^5$	$5,9 \cdot 10^7$	n.n.
Obrigheim <sup>a)</sup>	2013	$8,0 \cdot 10^7$	$3,9 \cdot 10^8$	$1,6 \cdot 10^5$
	2014	$5,3 \cdot 10^7$	$1,4 \cdot 10^9$	$1,5 \cdot 10^4$
	2015	$8,0 \cdot 10^7$	$3,4 \cdot 10^8$	$1,4 \cdot 10^5$
Lingen <sup>a)</sup>	2013	$9,5 \cdot 10^5$	$6,3 \cdot 10^7$	$3,5 \cdot 10^4$
	2014	$7,1 \cdot 10^5$	$1,8 \cdot 10^7$	n.n.
	2015	$1,6 \cdot 10^5$	$9,2 \cdot 10^5$	n.n.
	2016	$2,7 \cdot 10^5$	$1,0 \cdot 10^6$	$2,3 \cdot 10^4$
Würgassen <sup>a)</sup>	2013	$2,0 \cdot 10^4$	$4,1 \cdot 10^7$	n.n.
	2014	n.n.	n.n.	n.n.
	2015	n.n.	n.n.	n.n.
	2016	n.n.	n.n.	n.n.

a) Anlage stillgelegt  
n.n. nicht nachgewiesen

b) Anlage außer Betrieb

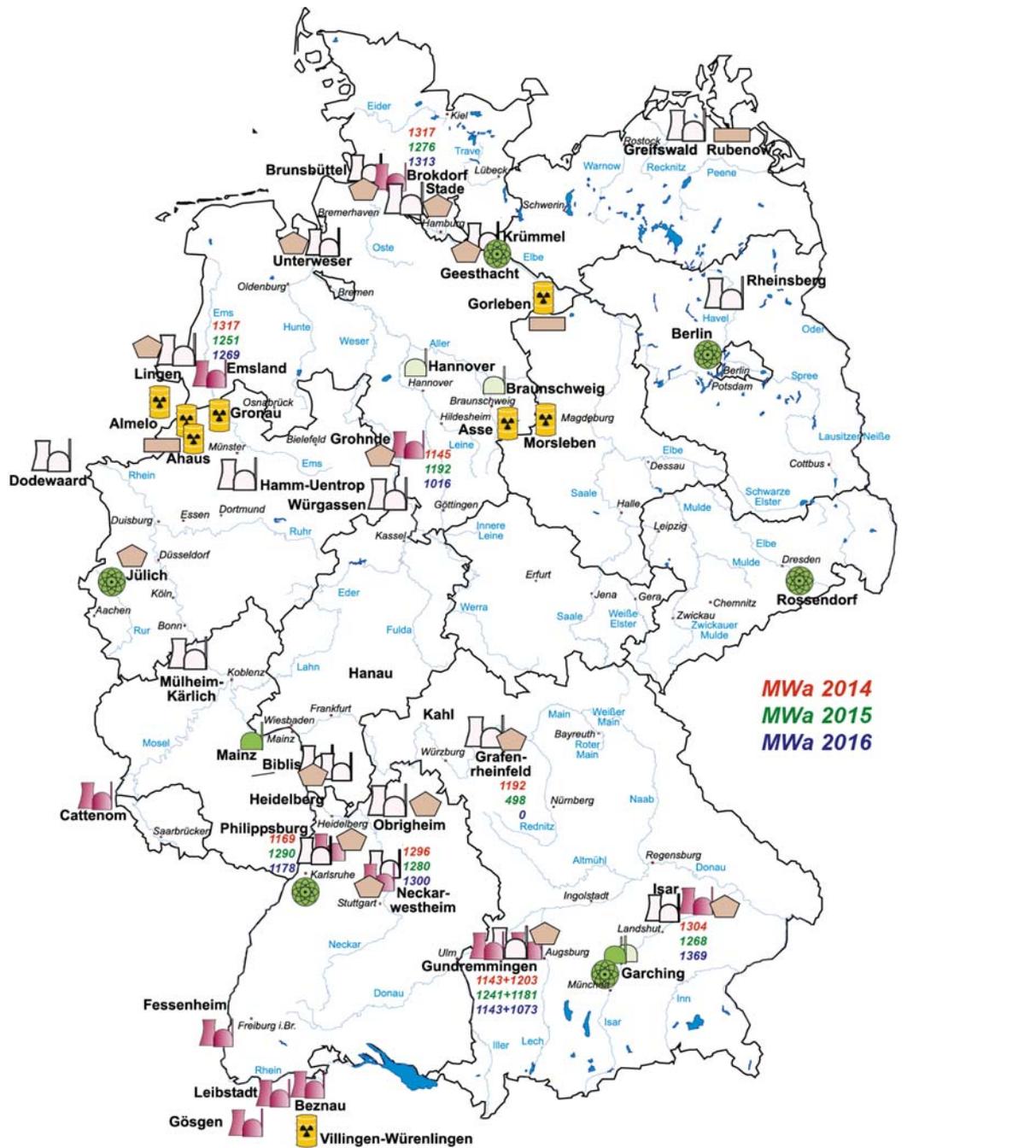
c) Anlage außer Betrieb seit 27.06.2015

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 Kernkraftwerken 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 BMUB [15,16,17] bzw. des BMU veröffentlicht.

### Bewertung

Die Genehmigungswerte für die Ableitung radioaktiver Stoffe mit Fortluft und Abwasser aus Kernkraftwerken 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 Kernkraftwerke 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 2,1 mSv beträgt und je nach örtlichen Gegebenheiten bis zu 10 mSv erreichen kann.



-  Kernkraftwerk in Betrieb
-  Kernkraftwerk stillgelegt
-  Kerntechnischer Betrieb
-  Forschungseinrichtung (ggf. mit Reaktor)
-  Forschungsreaktor in Betrieb
-  Forschungsreaktor stillgelegt
-  Standort-Zwischenlager in Betrieb
-  Zentrales Zwischenlager in Betrieb

Quelle: Bundesamt für Strahlenschutz

Abbildung 3.1 Standorte von Kernkraftwerken in der Bundesrepublik Deutschland mit Bruttostromerzeugung in den Jahren 2014 bis 2016 (in MWh) und im benachbarten Ausland sowie weitere kerntechnische Anlagen

# 4 MESSNETZ FÜR LUFT UND NIEDERSCHLAG

A. Dalheimer, M. Mirsch, 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.

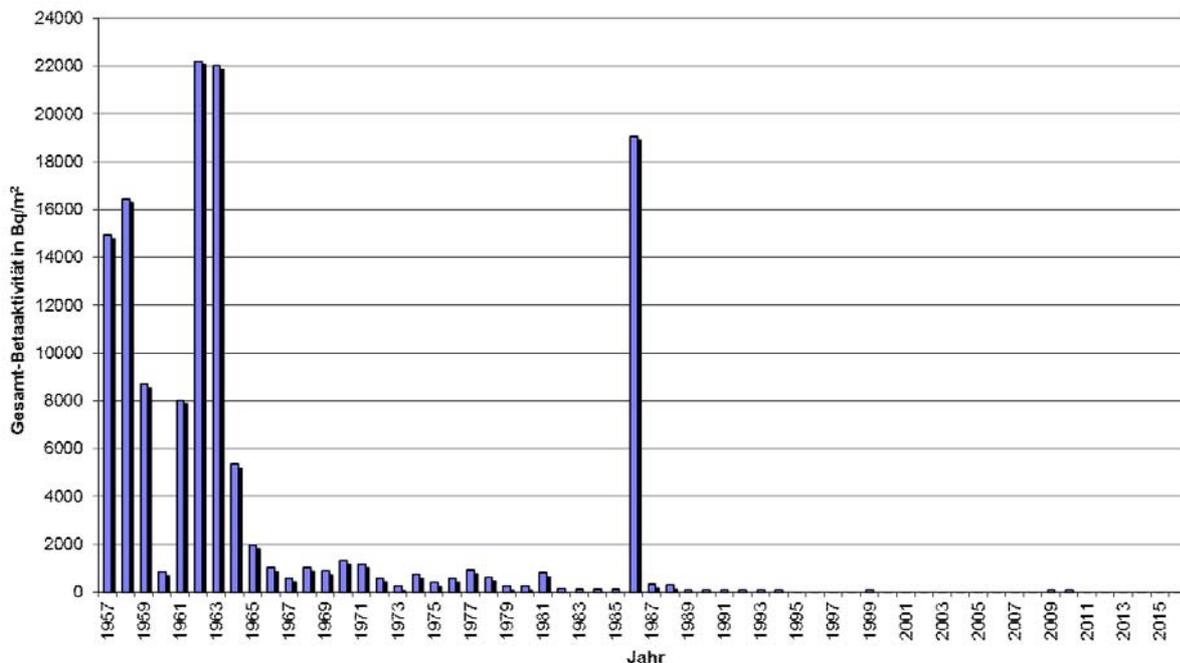
Zusätzlich werden vom BfS, dem DWD, der PTB und dem Helmholtz-Zentrum München Untersuchungen im Rahmen der Spurenanalyse durchgeführt (Kapitel 5).

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.

Weiterhin ist der DWD durch Messungen von  $^{222}\text{Rn}$  und  $^7\text{Be}$  auf der Zugspitze in ein spezielles Messprogramm (Global Atmosphere Watch Programme, GAW) der Weltorganisation der Meteorologie (World Meteorological Organization, WMO) eingebunden.

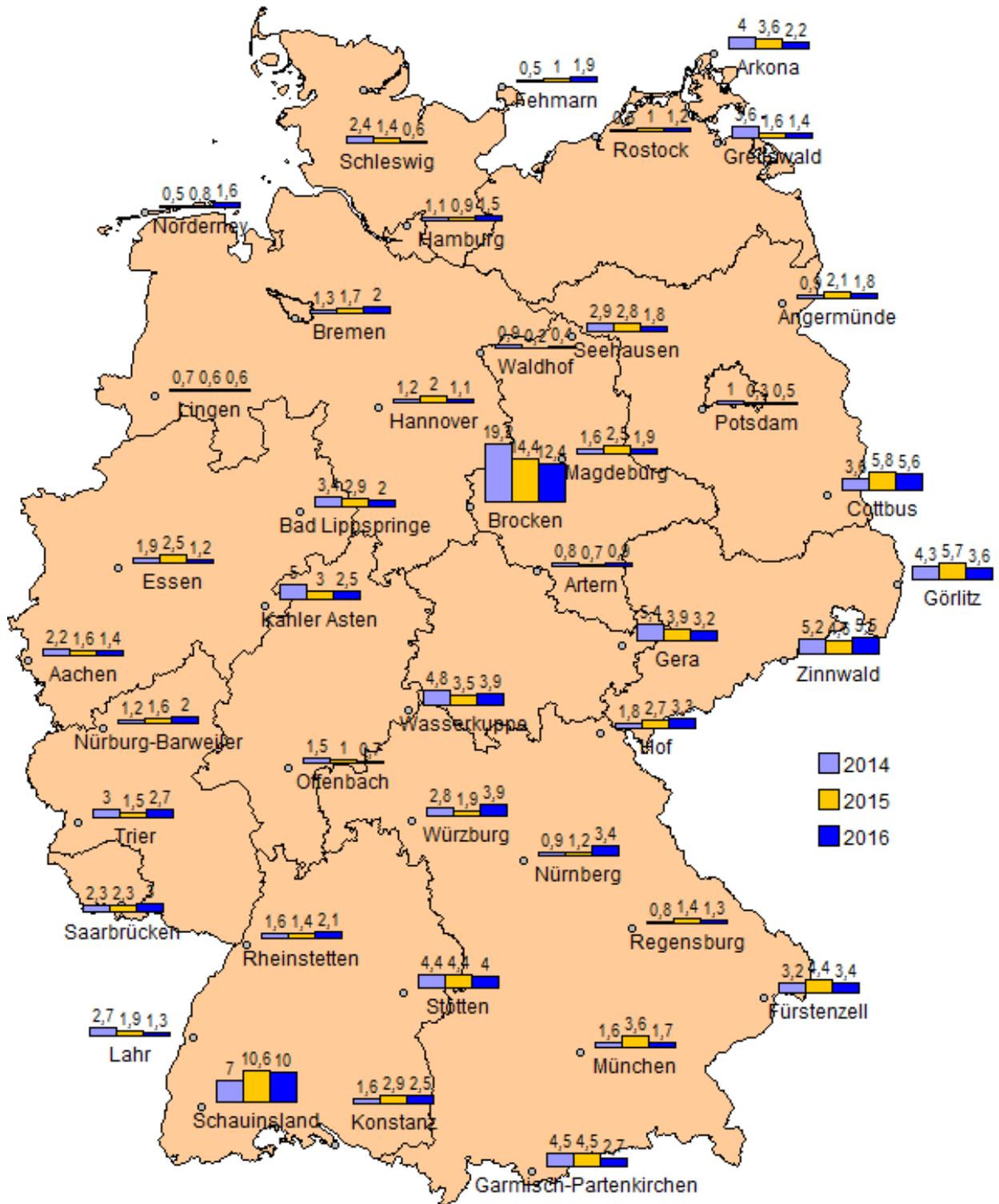
## Radioaktive Stoffe in der Luft und im Niederschlag

Die Radioaktivität in der Luft und im Niederschlag wird an 48 Messstellen des synoptisch-klimatologischen Messnetzes des Deutschen Wetterdienstes (DWD) ständig überwacht. Dazu gehört auch die natürliche Radioaktivität in der Luft als Aktivitätskonzentration der aerosolpartikelgebundenen Radonfolgeprodukte  $^{214}\text{Pb}$  und  $^{214}\text{Bi}$ . 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 über einen Zeitraum von einer Woche zudem Filter mit einem hohen Luftdurchsatz besaugt und diese im Anschluss gammaspektrometrisch untersucht. Die Nachweisgrenzen liegen zwischen  $0,2\text{ }\mu\text{Bq/m}^3$  und  $1\text{ }\mu\text{Bq/m}^3$ .



Quelle: Deutscher Wetterdienst

Abbildung 4.1  
Langfristige Gesamtbetaaktivität im Niederschlag - Jahresmittelwert der Jahressummen an den DWD-Stationen



Quelle: Deutscher Wetterdienst  
Daten aus IMIS

Abbildung 4.2

Dem Erdboden im Mittel pro Monat durch Niederschläge in den Jahren 2014 bis 2016 zugeführte Gesamt-β-Aktivität in Bq/m<sup>2</sup>

bezogen auf das Radionuklid  $^{137}\text{Cs}$ . Weitere Untersuchungen der Luft- und Niederschlagsproben erfolgen im radiochemischen Labor in Offenbach.

Die Messreihe der langlebigen Gesamt- $\beta$ -Aktivität in der Luft wurde zum Jahresende 2014 eingestellt (2014: 8 Stationen) und weitere Messwerte durch ein gammaspektrometrisches Messverfahren ermittelt. Der arithmetische Mittelwert über die Werte an diesen Stationen betrug  $0,7 \text{ mBq/m}^3$ . Der Wert ist vergleichbar mit den Werten vor dem Reaktorunfall von Tschernobyl und spiegelt 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 4.1). Die Messungen der langlebigen Gesamt- $\beta$ -Aktivität im Niederschlag ergaben für die Deposition einen über 40 Messstationen gemittelten Wert aus den stationsspezifischen Jahressummen von  $34 \text{ Bq/m}^2$  für das Jahr 2014,  $34 \text{ Bq/m}^2$  für das Jahr 2015 und  $32 \text{ Bq/m}^2$  für das Jahr 2016. Diese Werte lassen sich durch die Anwesenheit natürlicher Radionuklide und deren langlebiger  $\beta$ -aktivität erklären. Die stationsspezifischen mittleren Monatssummen der deponierten Gesamt- $\beta$ -Aktivität zeigt Abbildung 4.2.

**Tabelle 4.1**  
Geforderte und erreichte Nachweisgrenzen für  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{234}\text{U}$  und  $^{(239+240)}\text{Pu}$

	Nachweisgrenze	$^{90}\text{Sr}$	$^{234}\text{U}$	$^{(239+240)}\text{Pu}$
Luft	gefordert $\text{nBq/m}^3$	1000	100	100
	erreicht $\text{nBq/m}^3$	27 - 1455	2 - 50	1 - 25
Niederschlag	gefordert $\mu\text{Bq/l}$	1000	20	20
	erreicht $\mu\text{Bq/l}$	206 - 9079	3 - 217	1,6 - 76

Die Nachweisempfindlichkeit für Tritium als HTO im Niederschlag ist durch ein elektrolytisches Anreicherungsverfahren um den Faktor 10 verbessert. Die Ergebnisse für die Stationen Aachen, München, Offenbach, Potsdam, Schleswig und Trier weisen Messwerte zwischen  $0,5 \text{ Bq/l}$  und  $1,5 \text{ Bq/l}$  aus (Abbildung 4.4).

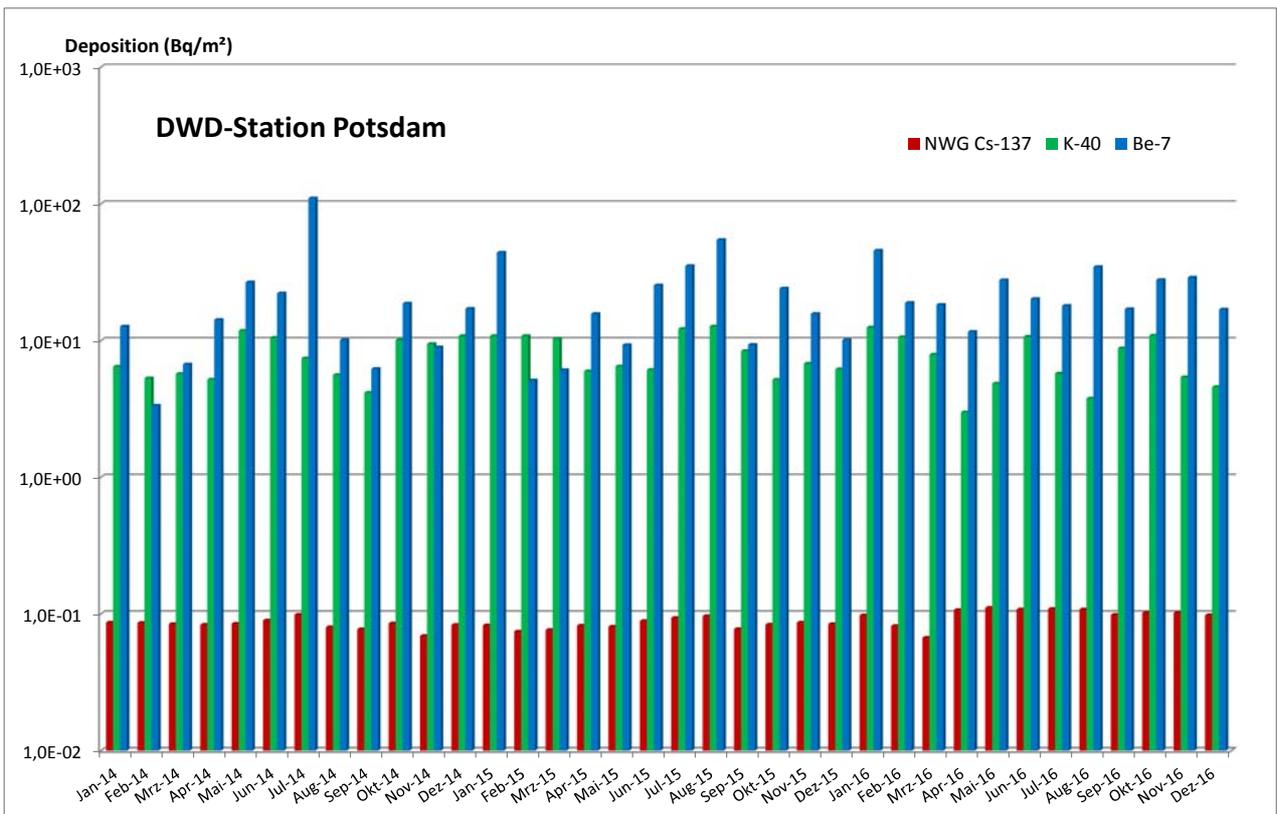
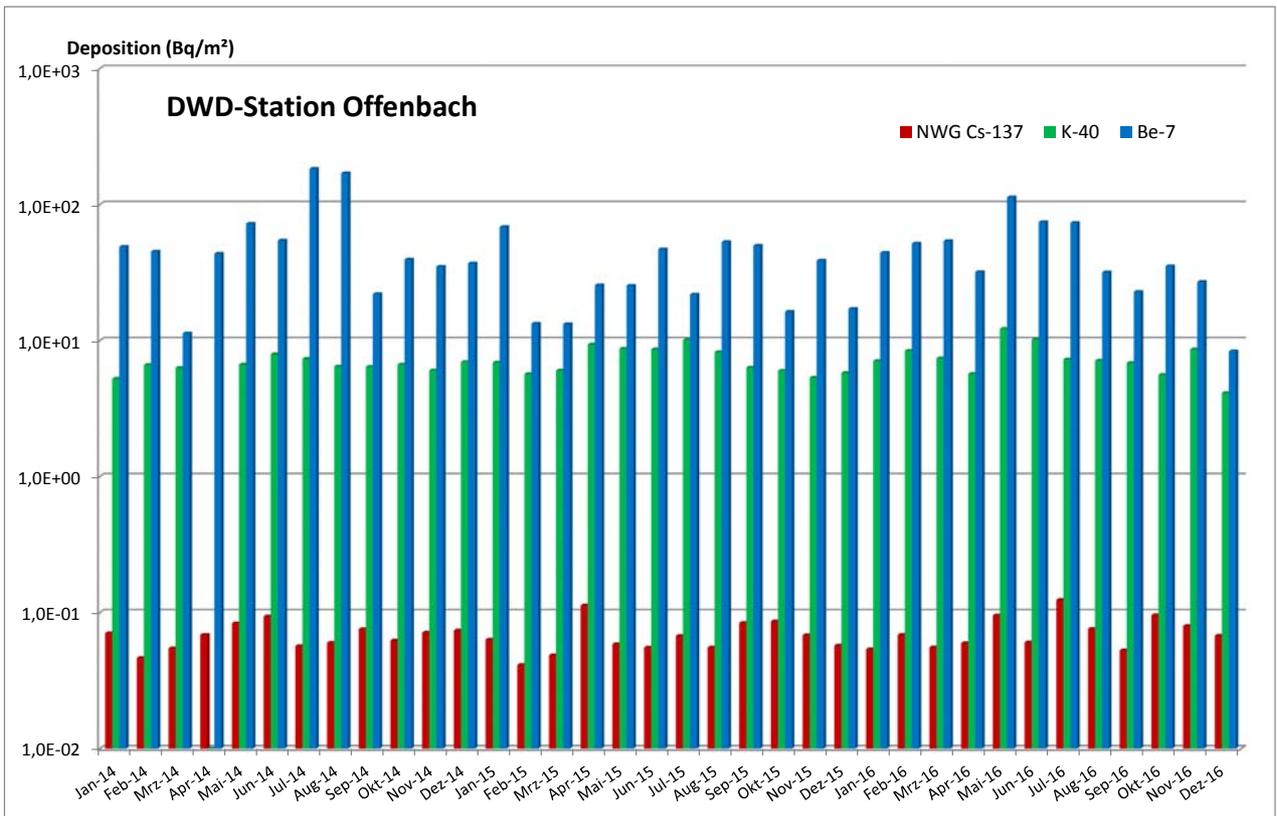
In den Sommermonaten lässt sich regelmäßig eine leichte Erhöhung der Tritiumkonzentration im Niederschlag feststellen.

Die Werte für die auf einzelne Radionuklide bezogene Deposition wurden anhand der vollständig eingedampften Monatsniederschlagsproben gammaspektrometrisch ermittelt. Exemplarisch zeigt Abbildung 4.3 für die Jahre 2014 bis 2016 anhand der Messstationen Potsdam 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  $41 \text{ mBq/m}^2$  und ca.  $120 \text{ mBq/m}^2$  je nach Standort, Niederschlagsmenge und Detektor festgestellt.

Mittels radiochemischer Trennverfahren wurden im Labor Analysen der Aerosol- und der Niederschlagsproben von den Stationen München, Offenbach, Potsdam 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 Niederschlag durchgeführt. Für die  $^{90}\text{Sr}$ -Bestimmung und zur Analyse der Alpha-Strahler wird die Extraktionschromatographie bzw. ein Ionenaustauschverfahren eingesetzt. Die erreichten Nachweisgrenzen für die Messung der Aerosol- und der Niederschlagsproben sind in Tabelle 4.1 zusammengefasst. Bei geringen Niederschlagsmengen wird die geforderte Nachweisgrenze nicht immer erreicht.

Die aufwändigen Messverfahren lassen bereits frühzeitig auch nur langsam stattfindende Veränderungen weit unterhalb des aus heutiger Sicht radiologischen Gefährdungspotenzials erkennen.

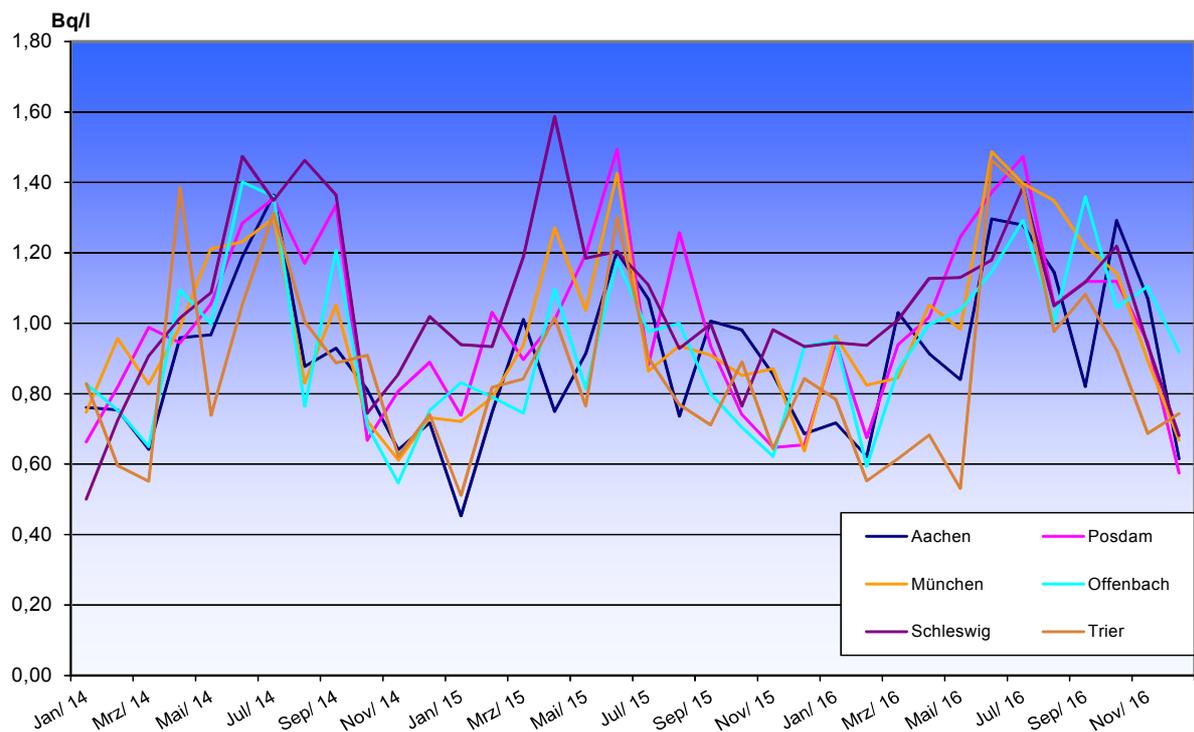
Daher liegt auch weiterhin ein besonderes Augenmerk auf der fortgesetzten Verbesserung von Probenentnahme- und Messverfahren, die eine schnelle Datenauswertung erlauben.



Quelle: Deutscher Wetterdienst

Abbildung 4.3

Dem Erdboden im Mittel pro Monat durch Niederschläge in den Jahren 2014 bis 2016 zugeführte Aktivität von  $^7\text{Be}$ ,  $^{40}\text{K}$  und  $^{137}\text{Cs}$  in  $\text{Bq}/\text{m}^2$  an den DWD-Stationen Offenbach und Potsdam.



Quelle: Deutscher Wetterdienst

**Abbildung 4.4**

**Aktivitätskonzentration von Tritium im Niederschlag an den DWD-Stationen Aachen, Potsdam, München, Offenbach und Schleswig in den Jahren 2014 bis 2016.**

J. Bieringer<sup>1</sup>, T. Steinkopff<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, Zentrale Offenbach/Main

Leitstelle für Luft und Niederschlag

<sup>3</sup>Physikalisch-Technische Bundesanstalt, Braunschweig

Leitstelle für Aktivitätsnormale und Radionuklidaten

Eine ausführliche Darstellung der Messergebnisse für die Jahre 2014 bis 2016 ist den Berichten des BMUB über Umweltradioaktivität und Strahlenbelastung zu entnehmen [15,16,17].

## 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 und Isotopenproduktionsanlagen dar.

Die beim BfS in Freiburg durchgeführten Messungen des radioaktiven Xenons und Kryptons ergaben im Berichtszeitraum in der Regel keine auffälligen Ergebnisse. Die Messwerte der Aktivitätskonzentrationen von <sup>133</sup>Xe lagen - mit Ausnahme der Messwerte nach der Reaktorkatastrophe von Fukushima - zwischen 1 und 100 mBq/m<sup>3</sup> Luft. Als Beispiel ist in Abbildung 5.1 die Zeitreihe der Aktivitätskonzentration von <sup>85</sup>Kr an der Messstation Schauinsland dargestellt. Der Medianwert der <sup>85</sup>Kr-Aktivitätskonzentration an der Messstation Schauinsland lag in den letzten Jahren bei ca. 1,5 Bq/m<sup>3</sup>. Kurzzeitige Schwankungen im zeitlichen Verlauf der Aktivitätskonzentrationen sind auf Emissionen aus den europäischen Wiederaufbereitungsanlagen für Kernbrennstoffe (La Hague/Frankreich und Sellafield/England) zurückzuführen.

Von Zeit zu Zeit wurden erhöhte <sup>85</sup>Kr-Aktivitätskonzentrationen beobachtet. Beispielsweise wurden im Sammelzeitraum vom 04.07. - 11.07.2016 in Freiburg 4,1 Bq/m<sup>3</sup> <sup>85</sup>Kr gemessen. Mit Hilfe von Tagesproben und Rückwärtstrajektorien konnte La Hague als Quelle zugeordnet werden.

Im Zeitraum vom 01.08. - 08.08.2016 wurden im gesamten Bundesgebiet erhöhte <sup>85</sup>Kr-Aktivitätskon-

zentrationen festgestellt, mit maximalen Konzentrationen von 4,5 Bq/m<sup>3</sup> in Freiburg und auf dem Schauinsland. Die Erhöhungen dauerten über den gesamten August an. Die mögliche Quelle hierfür ist ebenfalls La Hague, was für diesen Zeitraum eher untypisch ist, da sonst im August eine Sommerpause der Wiederaufbereitungsanlage sichtbar ist.

Unabhängig von den Spurenmessungen des BfS wird im Rahmen der Überwachung der Einhaltung des Kernwaffenteststoppabkommens (Comprehensive Nuclear-Test-Ban Treaty, CTBT) an der Station Schauinsland des BfS eine Radionuklidmessstation (RN 33) betrieben. Sie ist die einzige derartige Station in Mitteleuropa und beinhaltet automatisch 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.

### Aerosolpartikelgebundene Radionuklide

Für spurenanalytische Messungen der aerosolgebundenen Radioaktivität werden wöchentlich beaufschlagte Staubfilter verwendet, die zunächst gammaspektrometrisch ausgewertet werden. Hierzu werden an der Messstation auf dem Schauinsland und in Freiburg Hochvolumensammler betrieben. Die Nachweisgrenzen für diese Messungen liegen für <sup>137</sup>Cs bei etwa 0,1 µBq/m<sup>3</sup>, im Jahresmittel liegen die Aktivitätskonzentrationen an der Station Schauinsland bei etwa 0,25 µBq/m<sup>3</sup> und in Freiburg bei 1 µBq/m<sup>3</sup>. In Abbildung 5.2 sind die Zeitreihen der Aktivitätskonzentrationen des anthropogenen <sup>137</sup>Cs und des kosmogenen <sup>7</sup>Be an der Station Schauinsland dargestellt; die Messwerte lagen in dem für die Station üblichen Schwankungsbereich. Typische Ak-

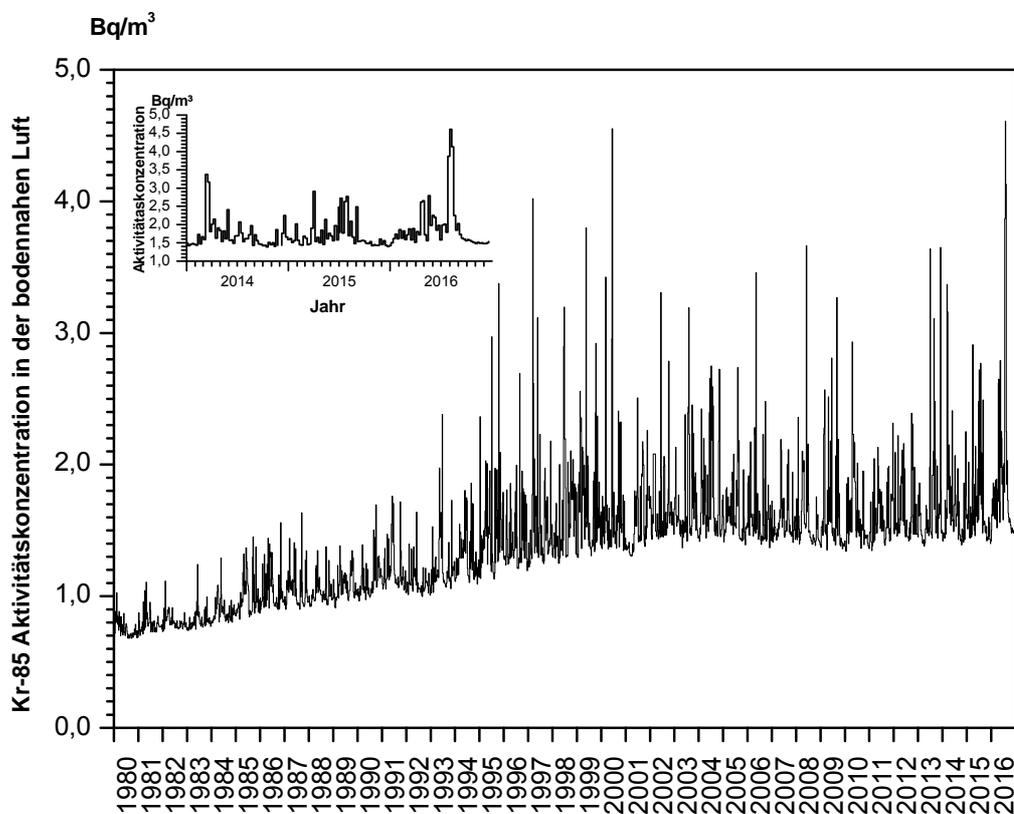
tivitätskonzentrationen für  $^{90}\text{Sr}$  lagen zwischen 0,01 und 0,06  $\mu\text{Bq}/\text{m}^3$ , vereinzelt wurden Werte bis 0,2  $\mu\text{Bq}/\text{m}^3$  nachgewiesen.

## Spurenmessstellen Potsdam und Offenbach (DWD)

Gammastrahlende künstliche Radionuklide mit Aktivitätskonzentrationen von nur wenigen Mikrobecquerel pro Kubikmeter Luft ließen sich nur anhand von Schwebstofffiltern messen, die mit Luftdurchsätzen von mehreren 100  $\text{m}^3/\text{h}$  über eine Woche beaufschlagt wurden. An den Spurenmessstellen Potsdam und Offenbach 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  $\mu\text{Bq}/\text{m}^3$  bezogen auf  $^{137}\text{Cs}$ . Die Nachweisgrenze für  $^{90}\text{Sr}$  lag bei 0,5  $\mu\text{Bq}/\text{m}^3$  und für  $(^{239+240})\text{Pu}$  bei 0,05  $\mu\text{Bq}/\text{m}^3$ .

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 Potsdam und Offenbach werden exemplarisch für die Jahre 2014, 2015 und 2016 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 5.3). Die normalerweise auftretende typische Erhöhung der  $^7\text{Be}$ -Aktivitätskonzentration im Frühjahr und Sommer tritt auch in den Jahren 2014, 2015 und 2016 schwach ausgeprägt auf.



Quelle: Bundesamt für Strahlenschutz

Abbildung 5.1  
Zeitverlauf der  $^{85}\text{Kr}$ -Aktivitätskonzentration an der BfS-Messstation auf dem Schauinsland

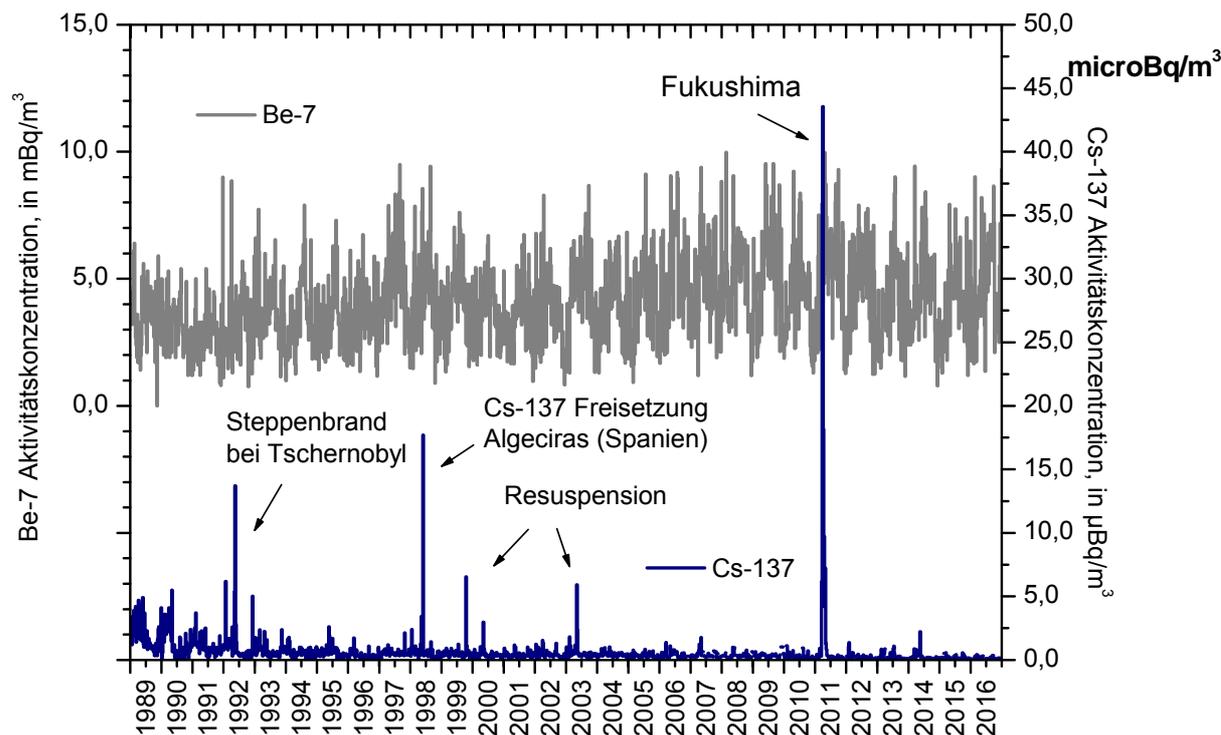


Abbildung 5.2

Quelle: Bundesamt für Strahlenschutz

Zeitverlauf der Aktivitätskonzentrationen von  $^7\text{Be}$  und  $^{137}\text{Cs}$  an der BfS-Messtation auf dem Schauinsland

## Spurenmessstelle Braunschweig (PTB)

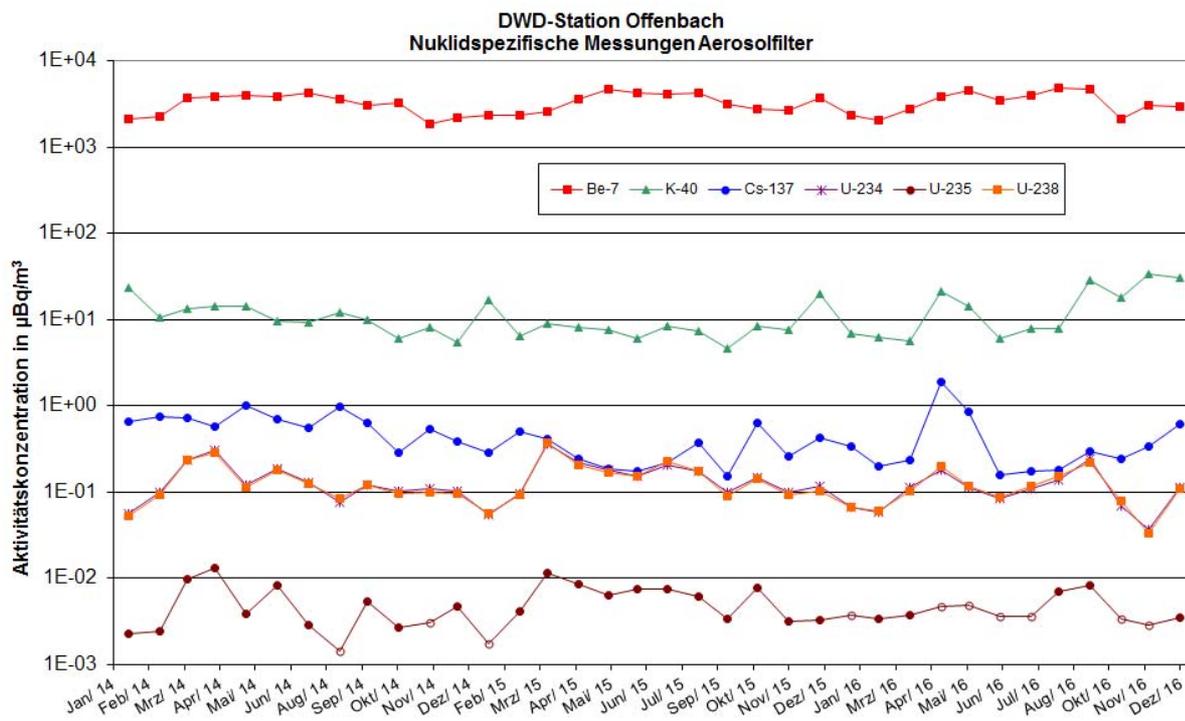
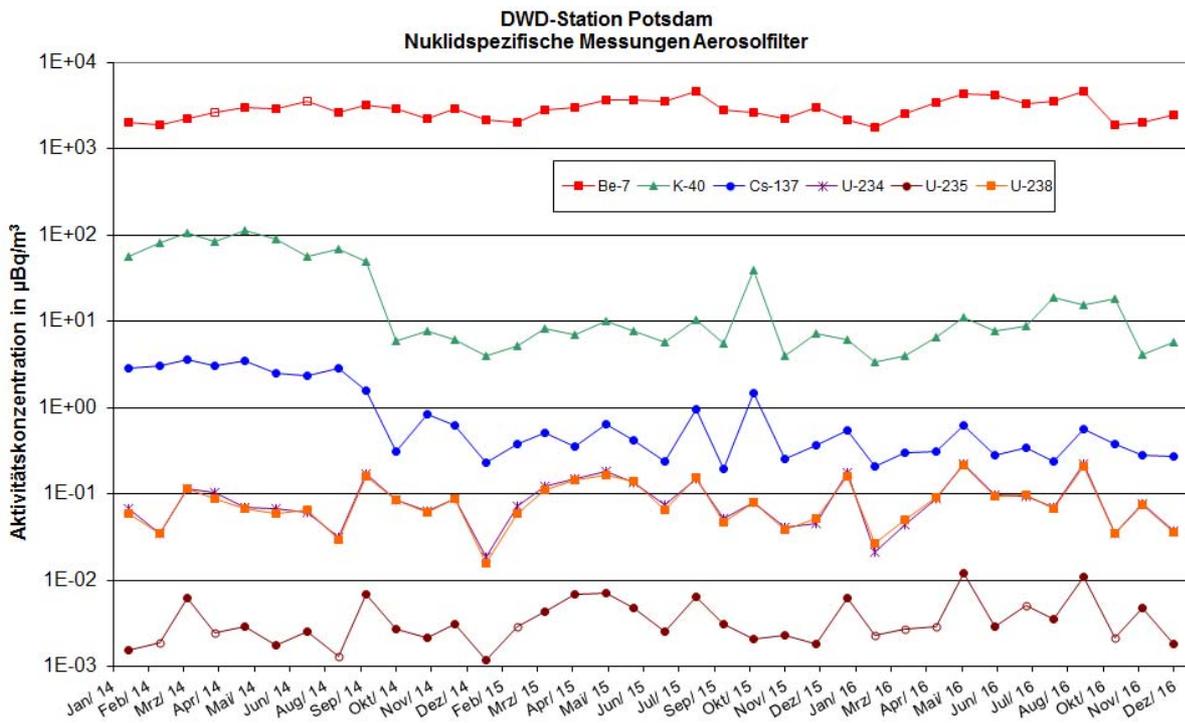
Im Berichtszeitraum gab es nur wenige bemerkenswerte Messergebnisse in der Spurenmessung von Radionukliden in der bodennahen Luft in Braunschweig.

2014 bis einschließlich 2016 wurde neben den üblichen, jahreszeitlichen und wetterbedingten Schwankungen der regelmäßig messbaren Radionuklide häufiger ein deutlicher Anstieg der Aktivitätskonzentration des natürlichen Radionuklids  $^{210}\text{Pb}$  beobachtet. Die Jahresmittelwerte der Aktivitätskonzentration lagen im Bereich von  $360 \mu\text{Bq}/\text{m}^3$  bis  $480 \mu\text{Bq}/\text{m}^3$ . Die vom Staubgehalt der Luft abhängigen Maximalwerte lagen zwischen  $1160 \mu\text{Bq}/\text{m}^3$  und  $1540 \mu\text{Bq}/\text{m}^3$ . Diese Aktivitätskonzentrationen werden oft bei Inversionswetterlagen erreicht, wobei auch die Aktivitätskonzentrationen von  $^{40}\text{K}$  und des an Bodenstaub gebundenen  $^{137}\text{Cs}$  steigen. Die beobachteten Minima sind meist niederschlagsbedingt und betragen im Berichtszeitraum nur  $80 \mu\text{Bq}/\text{m}^3$  bis  $100 \mu\text{Bq}/\text{m}^3$ .  $^{210}\text{Pb}$  kommt nicht nur in Bodenstaub vor, sondern z. B. auch in Flugaschen aus Kohlekraftwerken, kohlebefeuerten privaten Heizanlagen, an Stäuben aus der Baustoffindustrie oder in Flugstaub aus der Eisen- und Stahlgewinnung. Eine Übersicht zu radioökologischen und dosimetrischen Aspekten der Nutzung natürlich radioaktiver Stoffe

findet sich in „Natürliche radioaktive Stoffe - wir (ge) brauchen sie“ [38].

2014 fällt das Messergebnis der Plutoniumbestimmung im Luftstaub des Monats Juli durch ein relativ hohes Aktivitätsverhältnis  $A(^{238}\text{Pu})/A(^{239+240}\text{Pu})$  von 2.1 auf. Aktivitätsverhältnisse bis zu rund 0,15 werden nach dem Unfall im Kernkraftwerk von Tschernobyl im Luftstaub in Zentraleuropa häufiger beobachtet. In seltenen Fällen treten Aktivitätsverhältnisse bis hin zu 2 auf, wobei die Herkunft des quasi „zusätzlichen“  $^{238}\text{Pu}$  bisher nicht geklärt werden konnte, u. a., weil im Verlauf eines Monats keine ausreichend stabilen Windverhältnisse für eine eindeutige Quellenzuordnung herrschen. Mögliche Quellen sind neben dem Tschernobyl-Fallout Emissionen aus Europäischen Wiederaufarbeitungsanlagen für Kernbrennstoffe, remobilisierte Ablagerungen aus Sedimenten der Irischen See oder der Nordsee bis hin zu Partikeln, die beim Absturz von mit Pu-Isotopen betriebenen Weltraumsatelliten freigesetzt wurden. Ein Ansatz zur Herkunftsbestimmung von Pu-Isotopen, die aus verschiedenen Quellen in eine über einen längeren Zeitraum entnommene Luftstaubprobe eingetragen wird, ist in [39] beschrieben.

Im Rahmen der Kooperation Europäischer Spurenmessstellen wird derzeit im Institut de Radioprotection



Quelle: Deutscher Wetterdienst

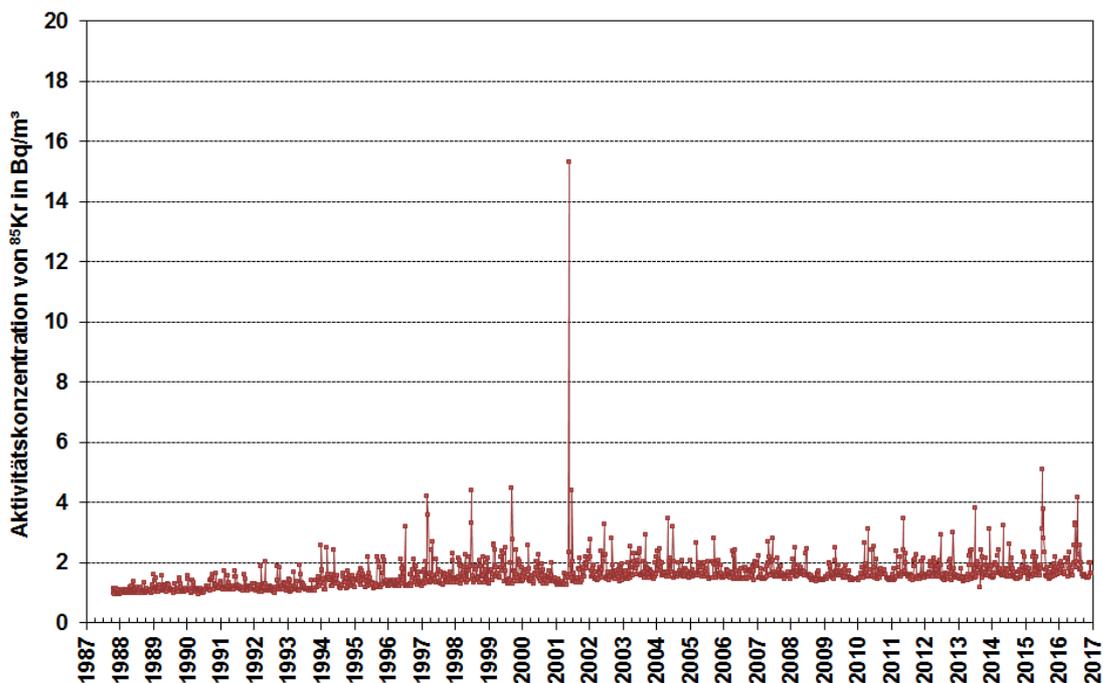
Abbildung 5.3

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 Potsdam und Offenbach

et de Sûreté Nucléaire (IRSN), Orsay, eine massenspektrometrische Messung vorbereitet, um die Isotopenverhältnisse des Pu in der Luftstaubprobe genauer zu bestimmen.

2015 trat in der 19. Kalenderwoche (Probenentnahme vom 06.07.2015 bis 13.07.2015) der zweithöchste Messwert der Aktivitätskonzentration von  $^{85}\text{Kr}$  auf

(Abbildung 5.4). Mit  $(5,1 \pm 0,2) \text{ Bq/m}^3$  lag er bei etwa einem Drittel des im Mai 2001 gemessenen Höchstwertes von  $(15,3 \pm 0,2) \text{ Bq/m}^3$  seit Beginn der IMIS-Messungen 1987. In beiden Fällen wird als die Emissionsquelle die Wiederaufarbeitungsanlage in La Hague vermutet.



Quelle: Physikalisch Technische Bundesanstalt

Abbildung 5.4

Zeitverlauf der Aktivitätskonzentration von  $^{85}\text{Kr}$  in der bodennahen Luft in Braunschweig seit 1987

In der Sammelperiode vom 12.09. bis 19.09.2016 wurde in Braunschweig eine  $^{133}\text{Xe}$ -Aktivitätskonzentration von  $21 \text{ mBq/m}^3$  nachgewiesen, hier kommt ggf. eine lokale Quelle als Ursache in Frage.

Im Jahr 2016 wurden Spuren künstlicher Radionuklide im Probenentnahmezeitraum vom 04.10.2016 bis 10.10.2016 gemessen. Die Aktivitätskonzentrationen erreichten Nachweisgrenzen (NWG) betragen:

$$a(^{54}\text{Mn}) = (0,156 \pm 0,007) \mu\text{Bq/m}^3, \\ \text{NWG} = 0,019 \mu\text{Bq/m}^3$$

$$a(^{58}\text{Co}) = (0,024 \pm 0,005) \mu\text{Bq/m}^3, \\ \text{NWG} = 0,023 \mu\text{Bq/m}^3$$

$$a(^{60}\text{Co}) = (0,081 \pm 0,007) \mu\text{Bq/m}^3, \\ \text{NWG} = 0,036 \mu\text{Bq/m}^3$$

Als wahrscheinlichste Quelle kommt das KKW Ignalina, Litauen, in Frage. Eine entsprechende Pressemitteilung über Transporte abgebrannter Brennele-

mente im Zuge des Rückbaus ist auf der Internetseite [40] der Anlage verfügbar. Auch deuten meteorologische Trajektorienrechnungen auf das Baltikum als Emissionsort.

### Auffällige Messwerte im Berichtszeitraum

#### Nachweis von $^{131}\text{I}$ in Europa

Im Oktober 2016 wurden über den europäischen Zusammenschluss der Spurenmessstellen, den „Ring of Five“, in Nord- und Osteuropa Spuren von  $^{131}\text{I}$  mit Aktivitätskonzentrationen von einigen Mikrobequerel pro Kubikmeter nachgewiesen, andere künstliche Radionuklide wurden nicht detektiert. In Deutschland lagen die Messwerte unterhalb der Nachweisgrenze. Ein Zusammenhang zu einer gemeldeten Freisetzung von  $^{131}\text{I}$  aus dem Energie-Forschungsinstitut Halden (Norwegen) am 24.10.2016 bestand nicht, da die Detektionen größtenteils zeitlich vor der Freisetzung lagen.

### Freisetzung von $^{75}\text{Se}$ in Deutschland

Während einer fehlerhaften Reparaturmaßnahme einer hochradioaktiven Strahlenquelle im Dezember 2016 in Haan / Nordrheinwestfalen wurde dessen Hülle beschädigt und etwa 1 GBq  $^{75}\text{Se}$  großräumig verteilt. Die Strahlenquelle hatte bei der Anlieferung eine Aktivität von 1,35 TBq  $^{75}\text{Se}$ .

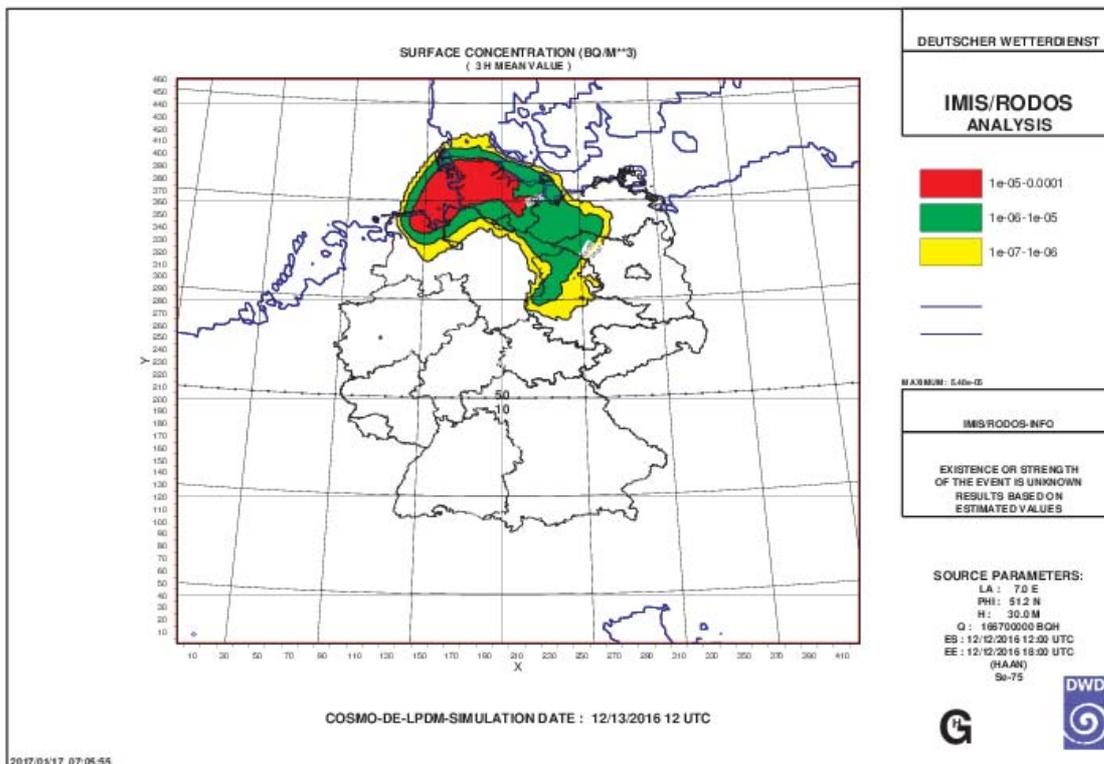
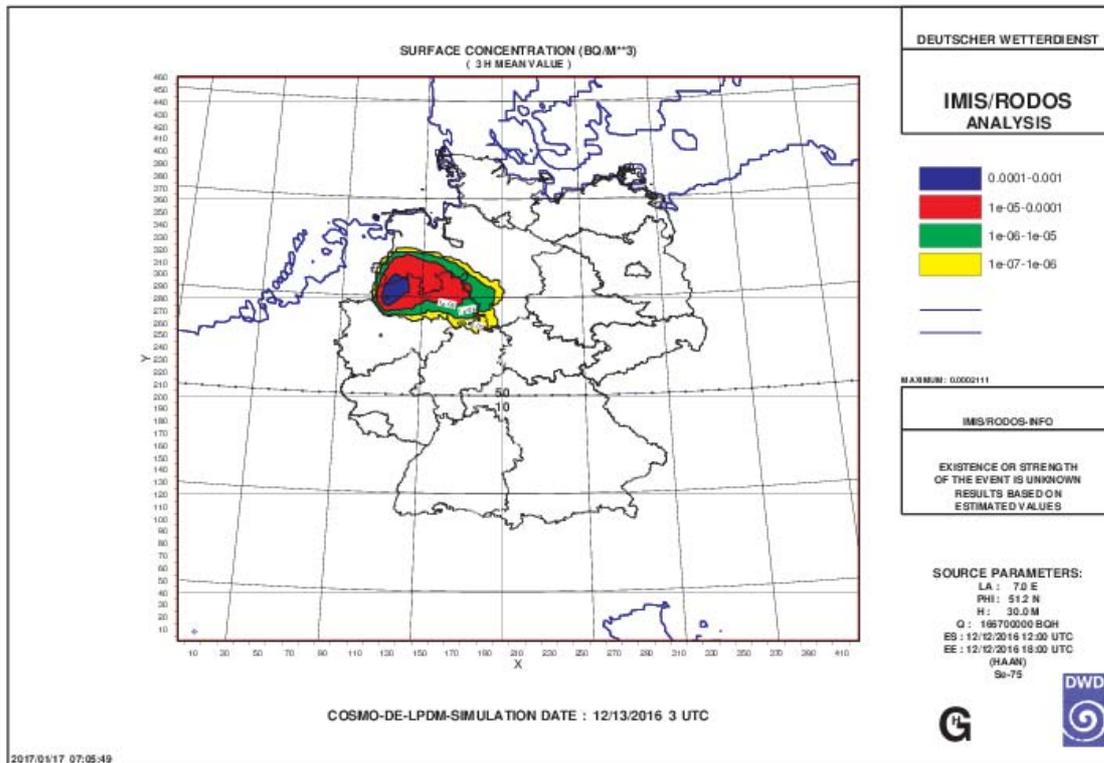
Im Zeitraum vom 12.12.2016 - 19.12.2016 wurden daraufhin anhand der gammaspektrometrischen Messungen von Wochenfiltern an insgesamt 6 Stationen des DWD geringe Aktivitäten von  $^{75}\text{Se}$  im

Luftstaub festgestellt (Tabelle 5.1). Bereits in der folgenden Kalenderwoche war kein  $^{75}\text{Se}$  im Luftstaub mehr messbar. Die Ausbreitungsrechnung (Abbildung 5.5) zeigt die Verfrachtung der Luftmassen vom Quellort in Haan bis in den Nordwesten Deutschlands. Wegen unbekannter Quellstärke wurde mit angenommenen Werten gerechnet. Die Farbskala stellt keine absoluten Werte dar (relative Konzentration in  $\text{Bq}/\text{m}^3$ ). Die Messergebnisse und die Ergebnisse der Ausbreitungsrechnungen stimmen gut überein.

Tabelle 5.1

Aktivitätskonzentrationen von  $^{75}\text{Se}$  an Standorten des DWD

Station	$A(^{75}\text{Se})$ in $\text{Bq}/\text{m}^3$	Unsicherheit in %	NWG in $\text{Bq}/\text{m}^3$
Lingen	3,39E-06	8,81	1,81E-06
Essen	5,92E-05	6,21	7,03E-06
Norderney	3,53E-06	11,58	4,08E-06
Schleswig	4,11E-06	7,20	1,55E-06
Fehmarn	1,13E-05	6,93	3,31E-06
Potsdam	6,20E-07	7,64	3,41E-07



Quelle: Deutscher Wetterdienst

Abbildung 5.5

Ausbreitungsrechnung von  $^{75}\text{Se}$  im Luftstaub vom Quellort Haan im Zeitraum 12.12.2016 bis 13.12.2016

oben: Ankunft der Luftmassen bis 13.12.2016 03:00 UTC

unten: Ankunft der Luftmassen bis 13.12.2016 12:00 UTC

# 6

## RADIOAKTIVE STOFFE IN BINNENGEWÄSSERN

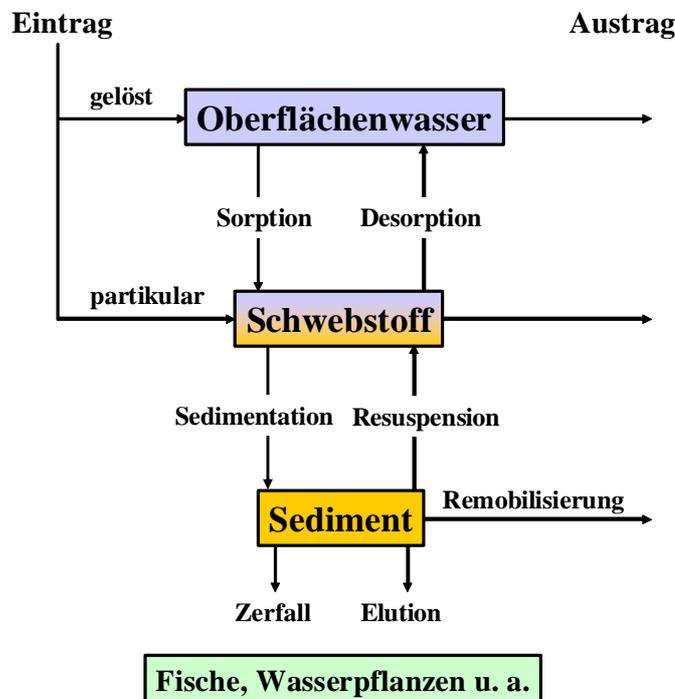
G. Dersch

Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG), Koblenz

Leitstelle für Oberflächenwasser, Schwebstoff und Sediment in Binnengewässern

Zur Radioaktivität in Binnengewässern tragen natürliche und künstliche Radionuklide bei. Die natürlichen Radionuklide sind primordialen, radiogenen oder kosmogenen Ursprungs. Bei den künstlichen Radionukliden handelt es sich derzeit im Wesentlichen um  $^3\text{H}$ ,  $^{58}\text{Co}$ ,  $^{60}\text{Co}$ ,  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{131}\text{I}$  und  $^{137}\text{Cs}$ .  $^3\text{H}$  stammt, neben einem natürlichen Anteil, aus dem Fallout der Kernwaffenversuche der 50er und 60er Jahre sowie aus den Ableitungen kerntechnischer Anlagen und Isotopen verarbeitender Betriebe. Die langlebigen Spaltprodukte  $^{90}\text{Sr}$  und  $^{137}\text{Cs}$  wurden hauptsächlich durch die Fallouts der atmosphärischen Kernwaffenversuche und des Reaktorunfalls von Tschernobyl im Jahr 1986 - hier insbesondere  $^{137}\text{Cs}$  - in die Gewässer eingetragen. Signifikante Einträge des Reaktorunfalls von Fukushima im Jahr 2011 waren dagegen nicht aufzuzeigen. In geringem Umfang treten die Aktivierungsprodukte  $^{58}\text{Co}$  und  $^{60}\text{Co}$  aus dem Normalbetrieb kerntechnischer Anlagen auf. Das vergleichsweise kurzlebige  $^{131}\text{I}$  stammt dagegen meist aus nuklearmedizinischen Anwendungen.

In Binnengewässern wird die Radioaktivität in den Kompartimenten Oberflächenwasser, Schwebstoff und Sediment ermittelt (Abbildung 6.1). Mit der Überwachung der dynamischen Kompartimente Oberflächenwasser und Schwebstoff können Einträge und Veränderungen radioaktiver Kontaminationen relativ kurzzeitig und empfindlich erfasst werden. Bei Fließgewässern ist zu beachten, dass Radionuklide - in gelöster Form oder partikulär gebunden - mit Wasser bzw. Schwebstoffen über weite Strecken verfrachtet werden können. Schwebstoffe sedimentieren bevorzugt in Stillwasserbereichen, wie sie z. B. Häfen, Buhnenfelder, Altarme, Stauhaltungen und Uferböschungen darstellen, und können dort zu einer Kontamination des Sediments führen. Die Sedimente sind als das eigentliche Langzeitspeichermedium zu betrachten: Hier lassen sich die langfristigen Auswirkungen radioaktiver Kontaminationen aufzeigen. Eine spätere Weiterverfrachtung bereits abgelagerter Radionuklide infolge Resuspension von Sedimenten, beispielsweise bei Hochwasserereignissen, ist möglich und kann dann über Schwebstoffmessungen verfolgt werden.



Quelle: Bundesanstalt für Gewässerkunde

Abbildung 6.1  
Verhalten von Radionukliden in Fließgewässern

Tabelle 6.1

Typische Aktivitätskonzentrationen bzw. spezifische Aktivitäten natürlicher Radionuklide in Binnengewässern (Daten aus dem Routinemessprogramm zum StrVG)

Kompartiment	Radionuklid	Wertebereich
Oberflächenwasser (Bq/l)	$^3\text{H}$ (kosmogener Anteil)	0,5 bis 1
	$^7\text{Be}$	bis 0,5
	$^{40}\text{K}$	0,03 bis 1
	$^{232}\text{Th}$	bis 0,1
	$^{235}\text{U}$	bis 0,05
	$^{238}\text{U}$	bis 0,1
Schwebstoff und Sediment (Bq/kg) TM	$^7\text{Be}$	bis 1000
	$^{40}\text{K}$	50 bis 1000
	$^{232}\text{Th}$	bis 100
	$^{235}\text{U}$	bis 10
	$^{238}\text{U}$	bis 100

Die fortlaufende Überwachung der Gewässer auf radioaktive Stoffe gilt insbesondere den künstlichen Radionukliden. Es gilt ihre Veränderungen innerhalb der Gewässer zu erfassen sowie mögliche Auswirkungen auf Mensch und Umwelt abzuschätzen. Die entsprechenden Überwachungsprogramme basieren auf dem Strahlenschutzvorsorgegesetz (StrVG) und der Strahlenschutzverordnung (StrlSchV). Die Gehalte natürlicher Radionuklide unterliegen in begrenztem Ausmaß regionalen und saisonalen Schwankungen und bedürfen daher normalerweise keiner fortlaufenden Überwachung (s. Tabelle 6.1)

Eine repräsentative Darstellung der 2014 bis 2015 ermittelten Messergebnisse nach StrVG (RMP) und StrlSchV (REI) findet man in den Jahresberichten des BMUB „Umweltradioaktivität und Strahlenbelastung“ [15, 16, 17]. Eine Bewertung des radiologischen Gütezustands der Binnengewässer ergibt für den Berichtszeitraum folgendes Bild:

**Oberflächenwasser** wies  $^3\text{H}$ -Konzentrationen im Jahresmittel überwiegend unterhalb der im Routinemessprogramm zum StrVG geforderten Nachweisgrenze von 10 Bq/l auf (Abbildung 6.2). Selbst in Vorflutern, in die  $^3\text{H}$  aus kerntechnischen Anlagen abgeleitet wurde, wurden in weiter flussabwärts gelegenen Bereichen nur geringfügig höhere Jahresmittelwerte von unter 40 Bq/l erhalten. Die mittleren Aktivitätskonzentrationen von  $^{90}\text{Sr}$  und  $^{137}\text{Cs}$  blieben meist unter 0,01 Bq/l (Abbildungen 6.3 und 6.4). Die von kerntechnischen Anlagen eingeleiteten anlagen-

spezifischen Spalt- und Aktivierungsprodukte – von  $^3\text{H}$  abgesehen – waren im Fernbereich der jeweiligen Anlagen im Allgemeinen nicht mehr nachweisbar oder wegen der Vorbelastung aus anderen Quellen (Fallouts, Nuklearmedizin) nicht explizit aufzuzeigen.  $^{131}\text{I}$  aus der Nuklearmedizin trat nur sporadisch auf. Die Konzentrationen an Alphastrahlern gehen im Wesentlichen auf die natürlichen Radionuklide zurück.

In den Kompartimenten **Schwebstoff** und **Sediment** ist von der Vielzahl der nach den Fallouts in die Binnengewässer eingetragenen Radionuklide nur noch das langlebige  $^{137}\text{Cs}$  von Bedeutung. Die mittleren spezifischen Aktivitäten betragen hier meist weniger als 100 Bq/kg TM (Abbildungen 6.6 und 6.8). Höhere mittlere  $^{137}\text{Cs}$ -Gehalte mit vereinzelt über 200 Bq/kg TM wurden wiederum in einigen Seen gemessen: z. B. Starnberger See (Bayern), Steinhuder Meer (Niedersachsen), Schaalsee, Wittensee (beide Schleswig-Holstein) und dem Schollener See (Sachsen-Anhalt). Von den aus kerntechnischen Anlagen eingeleiteten Radionukliden wurden  $^{58}\text{Co}$  bzw.  $^{60}\text{Co}$  in Schwebstoffen und Sedimenten aus Rhein, Neckar, Main, Mosel, Ems, Jadebusen, Weser und Donau in geringen mittleren spezifischen Aktivitäten überwiegend von unter 5 Bq/kg TM nachgewiesen (Abbildungen 6.5 und 6.7); damit lagen sie noch unter der geforderten Nachweisgrenze des RMP. Selbst in wenigen, nahe an Ausläufen bzw. Entwässerungskanälen kerntechnischer Anlagen entnommenen Proben, waren hier nur geringfügig höhere Werte zu verzeich-

nen.  $^{131}\text{I}$  aus der Nuklearmedizin trat sporadisch in Schwebstoffen und Sedimenten verschiedener Vorfluter auf, die Einzelwerte betragen bis 90 Bq/kg TM. Radioaktive Stoffe bzw. die von ihnen ausgehende ionisierende 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 in Anlehnung an § 47 der StrlSchV abgeschätzt werden.

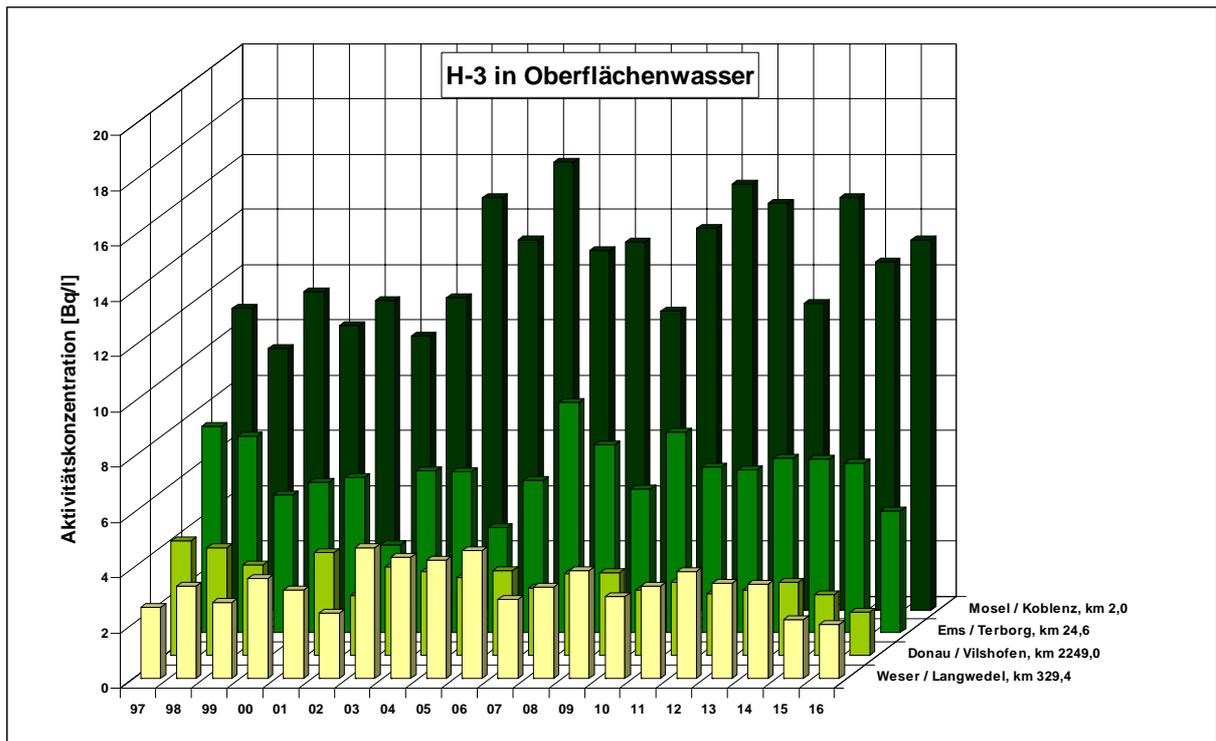
Legt man für zur Trinkwassergewinnung genutzte Flussabschnitte  $^3\text{H}$ -Gehalte von 10 Bq/l sowie  $^{90}\text{Sr}$ - und  $^{137}\text{Cs}$ -Gehalte von je 0,01 Bq/l zu Grunde, so kann der auf dem Expositionspfad „Trinkwasser“ hypothetisch zu erwartende Beitrag zur effektiven Dosis für Erwachsene (über 17 Jahre; 350 l Jahreskonsum von unaufbereitetem Wasser) zu ca. 0,21  $\mu\text{Sv/a}$  abgeschätzt werden. Für Kleinkinder (unter einem Jahr; 215 l Jahreskonsum) beträgt die Dosis hier ca. 0,68  $\mu\text{Sv/a}$ . Allein der auf das natürliche Radionuklid  $^{40}\text{K}$  für einen typischen Gehalt von 0,4 Bq/l zu erwartende Dosisbeitrag liegt mit ca. 0,87 bzw. 5,3  $\mu\text{Sv/a}$  fast eine Größenordnung höher. Die hier angenommenen Trinkwasser-Verzehrmengen sind in der Strahlenschutzverordnung (Stand 2012), Anlage VII Teil B Tabelle 1, festgelegt.

Insbesondere  $^{137}\text{Cs}$  war in Sedimenten noch deutlich nachweisbar. Würde Sediment mit einem  $^{137}\text{Cs}$ -Gehalt von 100 Bq/kg TM bei Ausbaumaß-

nahmen für die Schifffahrt gebaggert und an Land gelagert, so kann die auf dem Expositionspfad „Aufenthalt auf Spülfeldern“ für Erwachsene (über 17 Jahre) zu erwartende zusätzliche effektive Dosis zu ca. 11  $\mu\text{Sv/a}$  abgeschätzt werden. Der Dosisbeitrag der natürlichen Radionuklide  $^{40}\text{K}$ ,  $\text{Th}_{\text{nat}}$  und  $\text{U}_{\text{nat}}$  bei typischen Gehalten von 500, 40 und 40 Bq/kg TM liegt für diesen Expositionspfad mit insgesamt ca. 28  $\mu\text{Sv/a}$  wesentlich höher. Die Berechnungsgrundlagen sind der Allgemeinen Verwaltungsvorschrift zu § 47 der Strahlenschutzverordnung (2012) vom 28.08.2012 entnommen.

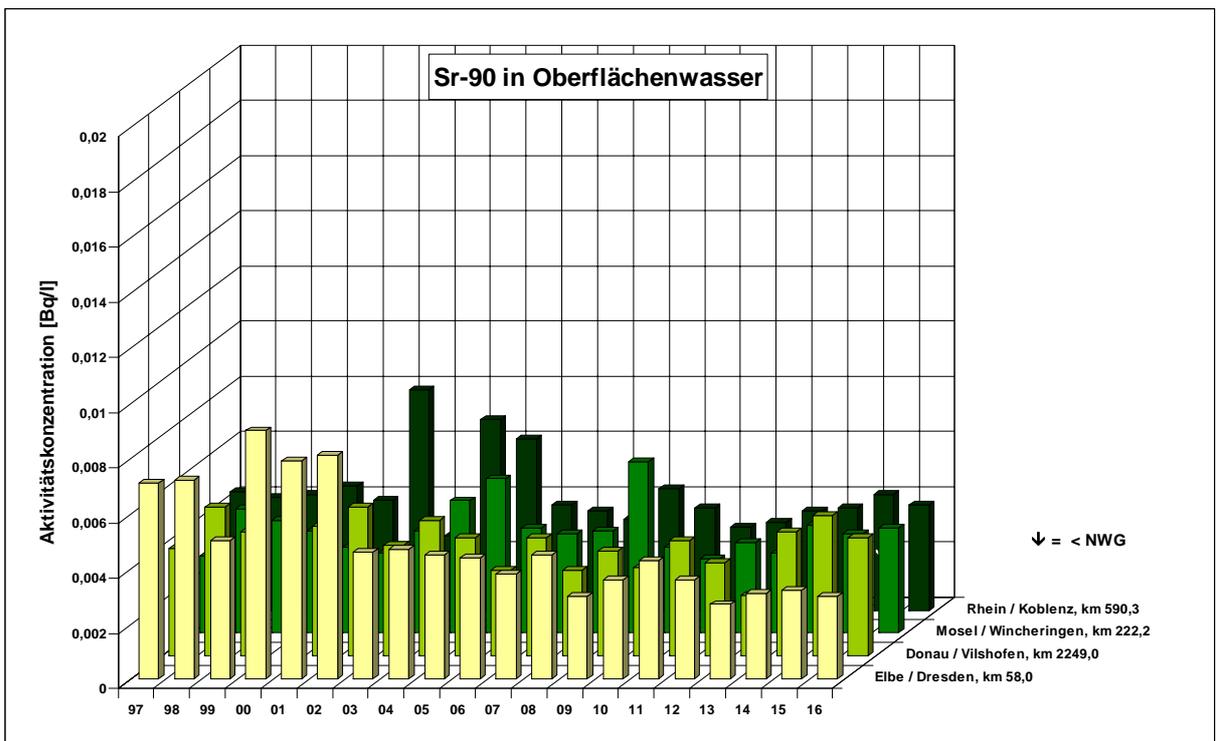
Zum Vergleich: Der Dosisgrenzwert nach § 47 der StrlSchV für Ableitungen aus kerntechnischen Anlagen beträgt 300  $\mu\text{Sv/a}$ .

Der radiologische Gütezustand der Binnengewässer unterlag im Berichtszeitraum 2014/2015 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 zurück, die über die Fallouts der Kernwaffenversuche und des Reaktorunfalls von Tschernobyl in die Gewässer gelangten.



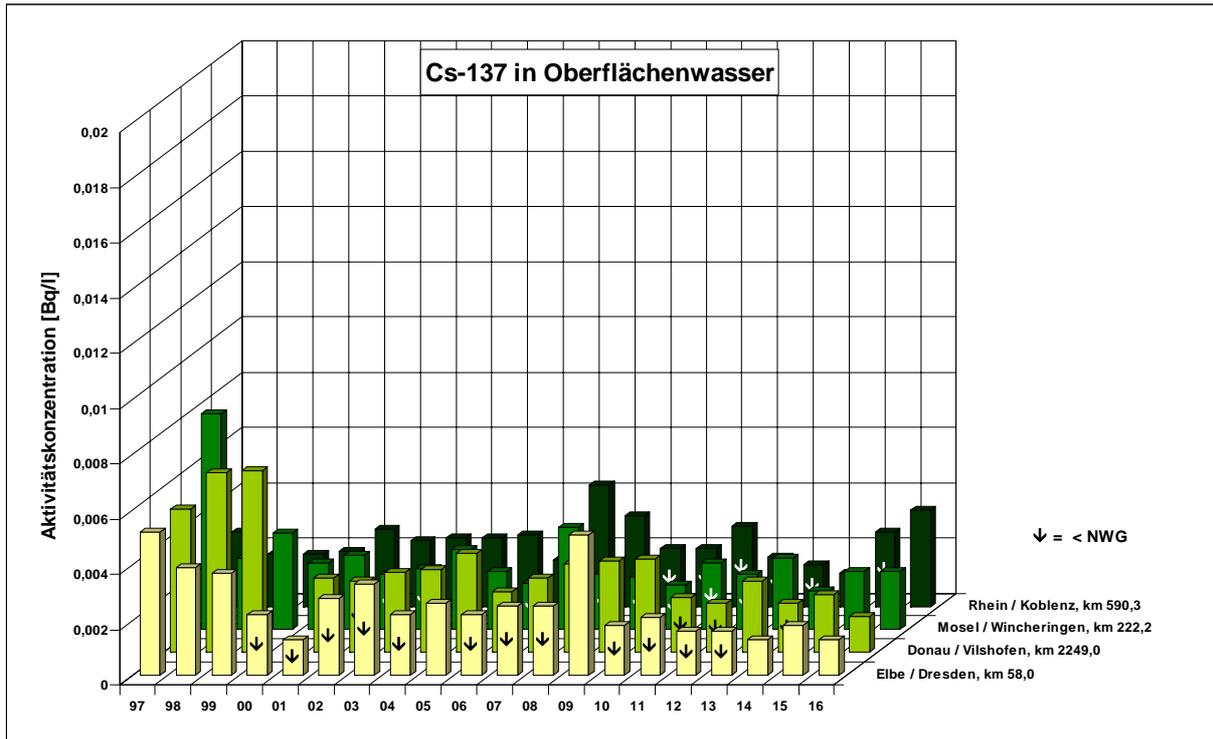
Quelle: Bundesanstalt für Gewässerkunde

Abbildung 6.2  
Aktivitätskonzentration von Tritium in Oberflächenwasser ausgewählter Binnengewässer (Jahresmittelwerte)



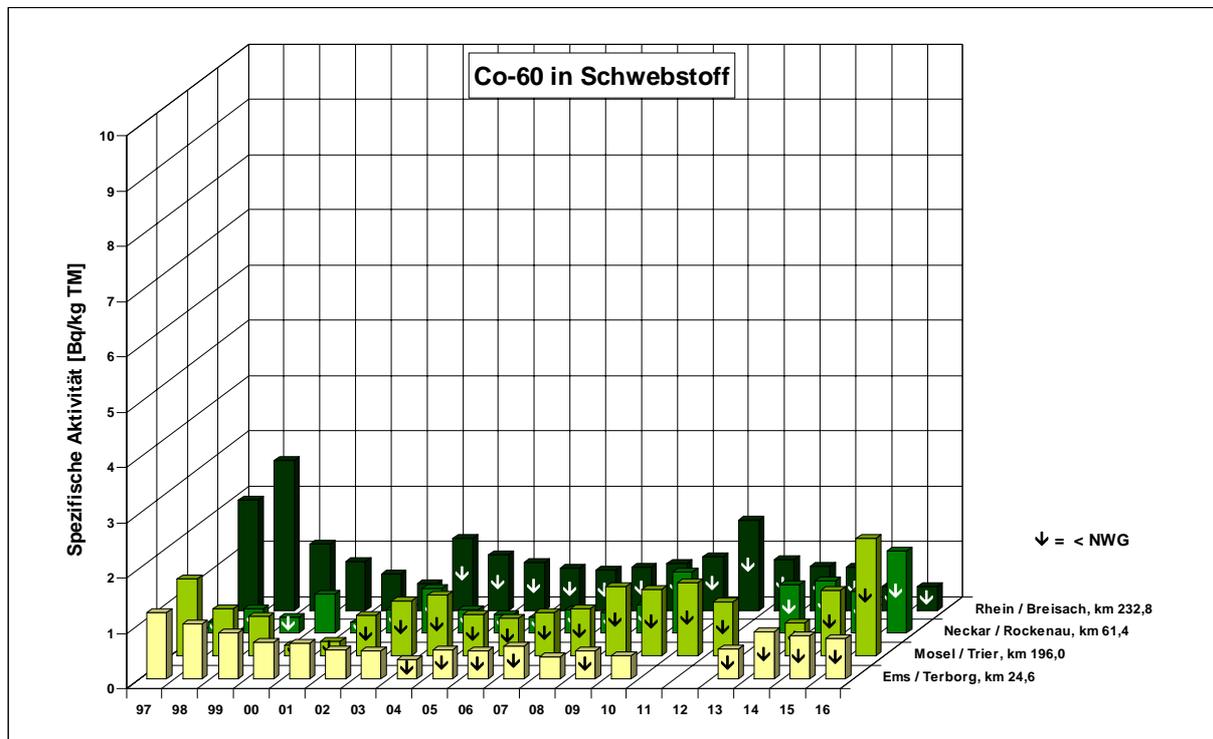
Quelle: Bundesanstalt für Gewässerkunde

Abbildung 6.3  
Aktivitätskonzentration von <sup>90</sup>Sr in Oberflächenwasser ausgewählter Binnengewässer (Jahresmittelwerte)



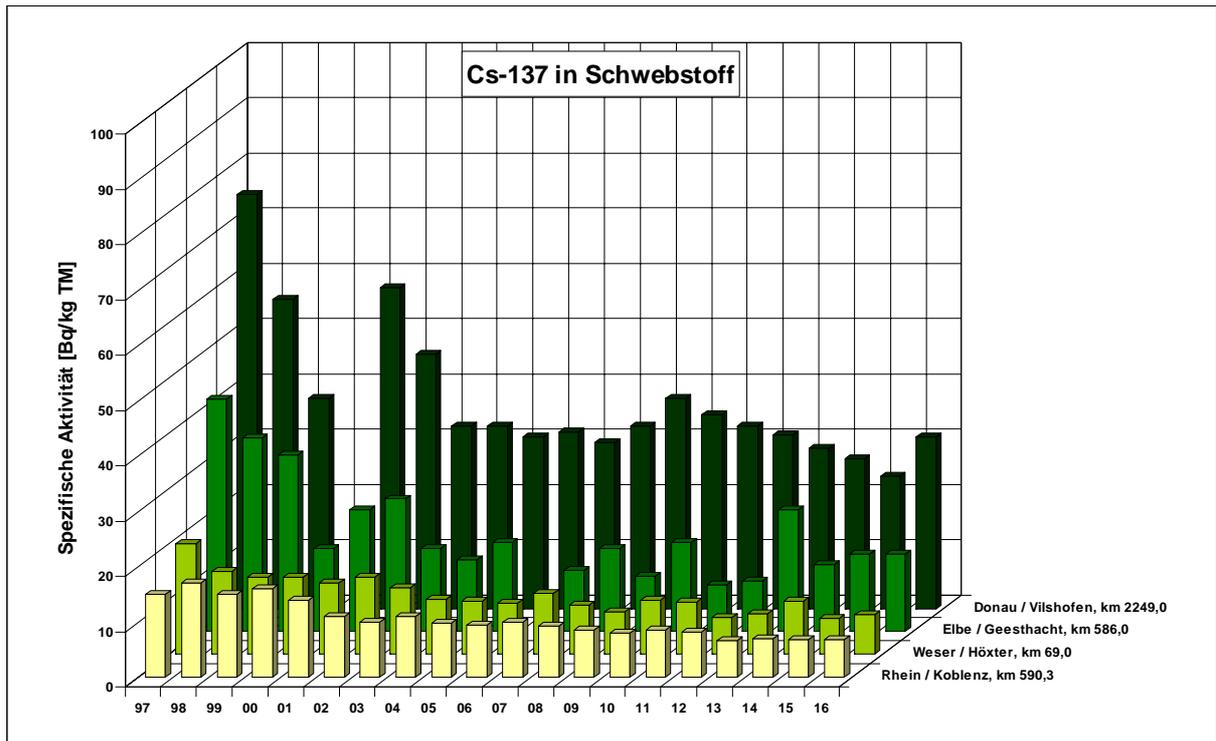
Quelle: Bundesanstalt für Gewässerkunde

Abbildung 6.4  
 Aktivitätskonzentration von <sup>137</sup>Cs in Oberflächenwasser ausgewählter Binnengewässer (Jahresmittelwerte)



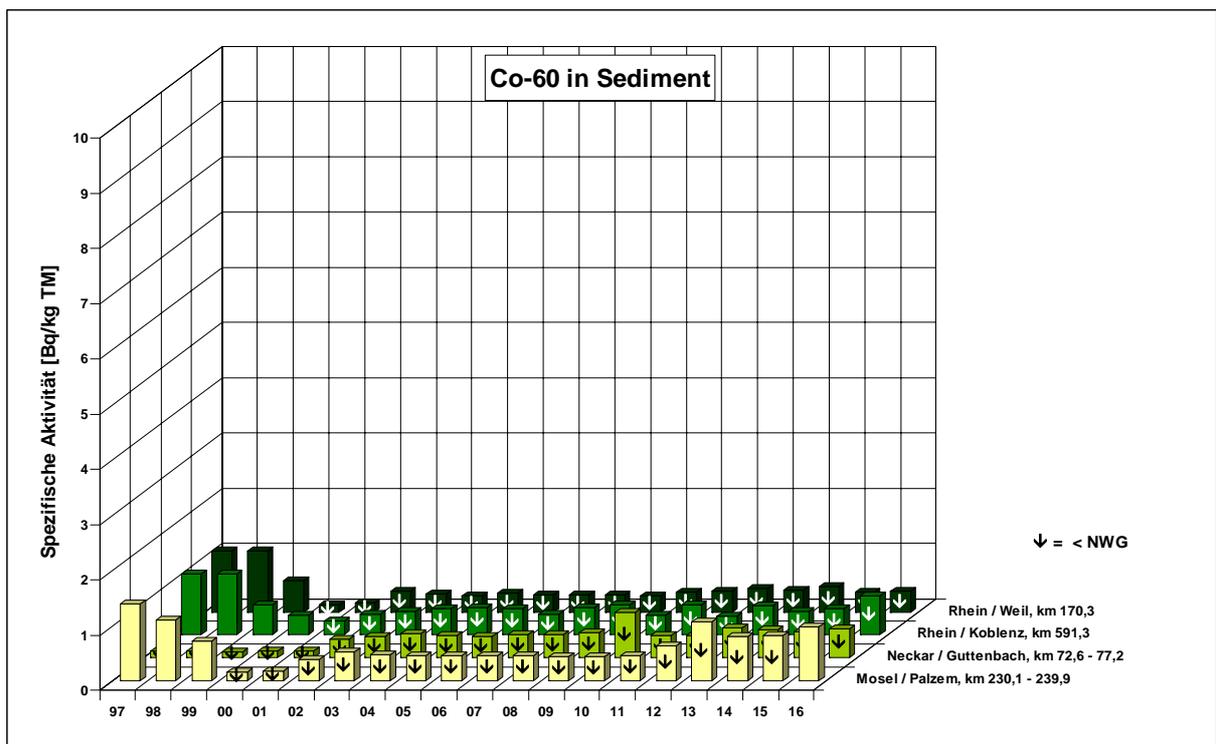
Quelle: Bundesanstalt für Gewässerkunde

Abbildung 6.5  
 Spezifische Aktivitäten von <sup>60</sup>Co in Schwebstoffproben ausgewählter Binnengewässer (Jahresmittelwerte)



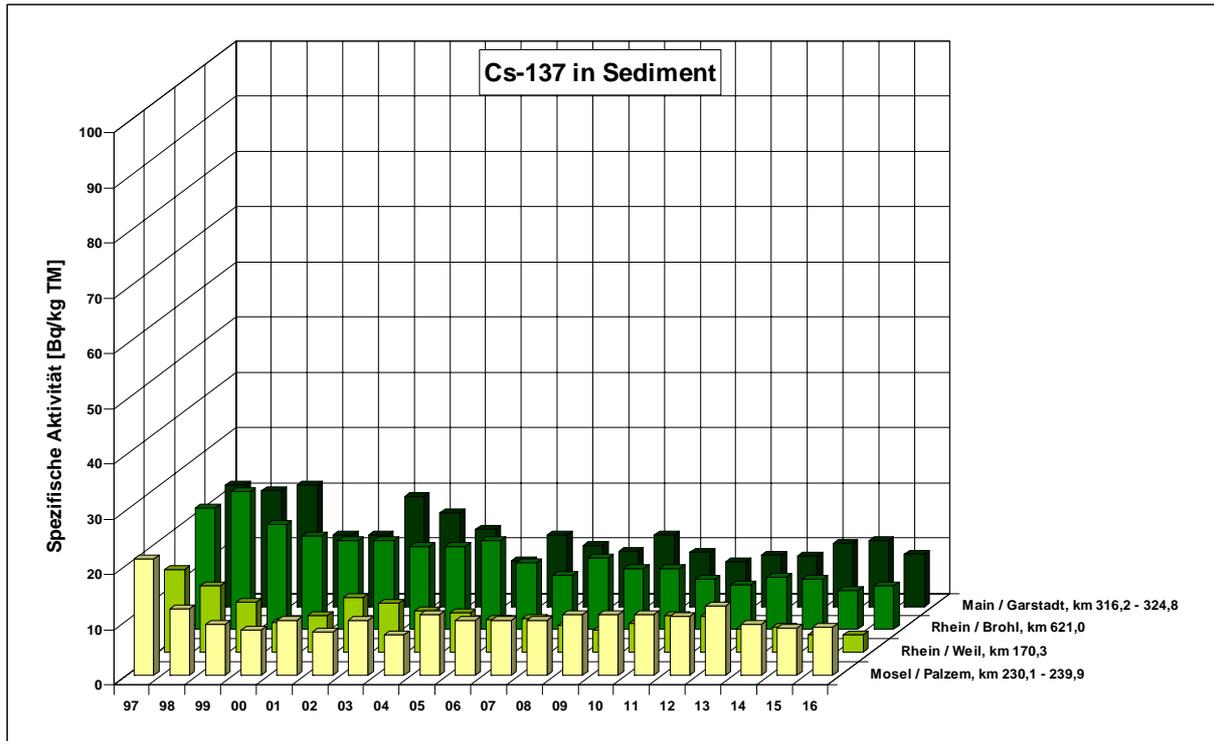
Quelle: Bundesanstalt für Gewässerkunde

Abbildung 6.6  
 Spezifische Aktivität von <sup>137</sup>Cs in Schwebstoffproben ausgewählter Binnengewässer (Jahresmittelwerte)



Quelle: Bundesanstalt für Gewässerkunde

Abbildung 6.7  
 Spezifische Aktivität von <sup>60</sup>Co in Sedimentproben ausgewählter Binnengewässer (Jahresmittelwerte)



Quelle: Bundesanstalt für Gewässerkunde

Abbildung 6.8

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

# 7 RADIOAKTIVE STOFFE IN TRINK- UND GRUNDWASSER

P. Hofmann, K. Schmidt, C. Wittwer

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.

Das Routinemessprogramm nach StrVG sieht die Überwachung von Trinkwässern aus ca. 80 Probenentnahmeorten und im Rahmen der REI aus ca. 50 Entnahmestellen vor. Die Überwachung von Grundwasser erfolgt im Routinemessprogramm für ca. 50 Probenentnahmestellen (Wasserwerke und Notbrunnen) und im Rahmen der REI für ca. 150 Probenentnahmeorte. Untersucht werden vorrangig Grundwässer aus Notbrunnen oder Grundwassermessstellen, die in der Regel nicht für die Trinkwassergewinnung herangezogen werden. Die Auswahl der Probenentnahmeorte berücksichtigt geologische Gegebenheiten und insbesondere die unterschiedliche Beeinflussung der Grundwässer durch Niederschlag und Oberflächenwasser.

Die Proben werden vorwiegend mittels Gammaskopie untersucht und hierbei die Aktivitätskonzentrationen von z. B.  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{60}\text{Co}$ ,  $^{40}\text{K}$  ermittelt. Des Weiteren werden über radiochemische Verfahren die Aktivitätskonzentrationen für Tritium und  $^{90}\text{Sr}$  sowie - entsprechend des Routinemessprogramms - der Uran- und Plutoniumisotope bestimmt.

## Trinkwasser

Die im Trinkwasser in den Jahren 2014 und 2015 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 [18] verwiesen.

In **Tabelle 7.1** sind die Gehalte an  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{90}\text{Sr}$ , Gesamt-Alpha und Tritium ( $^3\text{H}$ ) im Trinkwasser und Grundwasser in der Bundesrepublik Deutschland exemplarisch für das Jahr 2015 zusammengestellt. Zum Vergleich sind auch die Messwerte des natürlichen Radionuklids  $^{40}\text{K}$  in den Tabellen aufgeführt. Angegeben werden jeweils die Anzahl der untersuchten Proben, die Anzahl der Proben, die als kleiner Nachweisgrenze (NWG) bewertet wurden, sowie der kleinste und größte bestimmte tatsächliche Messwert. Zusätzlich wird der Median angegeben, bei dem Ergebnisse kleiner der Nachweisgrenze gleichrangig wie tatsächliche Messwerte mit dem Wert der erzielten Nachweisgrenze berücksichtigt wurden. Für die Daten aus dem Jahr 2014 wird auf den Jahresbericht „Umweltradioaktivität und Strahlenbelastung“ des BMUB [15] verwiesen.

Nahezu alle Messwerte für  $^{137}\text{Cs}$  in den untersuchten Trinkwässern (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 Routinemessprogramm 50 mBq/l bezogen auf  $^{60}\text{Co}$  gefordert; die vier für  $^{137}\text{Cs}$  ermittelten Messwerte reichten im Jahr 2015 von 2,3 bis 3,4 mBq/l und lagen damit weit unter den geforderten Nachweisgrenzen. Bei diesen erhobenen Daten handelt es sich um Trinkwässer, die aus Oberflächenwässern (z. B. aus Talsperren) gewonnen wurden.

$^{90}\text{Sr}$ , hauptsächlich aus dem Fallout der Kernwafferversuche in den 1950er und 1960er Jahren stammend, konnte in etwa 42 % der Trinkwasserproben mit Konzentrationen oberhalb der bei den Messungen erreichten Nachweisgrenzen nachgewiesen werden, der Maximalwert lag im Jahr 2015 bei 28 mBq/l. Als Nachweisgrenze werden im Routinemessprogramm für Trinkwasser und Grundwasser 10 mBq/l (0,01 Bq/l) gefordert.

Die Daten für die Gesamt-Alpha-Aktivitätskonzentration wurden alle im Rahmen der Umgebungsüberwa-

chung des Karlsruher Instituts für Technologie (KIT) erhoben. Der Median sämtlicher Ergebnisse aus dem Jahr 2014 ist mit 42 mBq/l vergleichbar zu dem ermittelten Median aus dem Jahr 2015 mit 41 mBq/l.

Die Maximalwerte der Tritium-Konzentration wurden in den Jahren 2014 und 2015 mit 17 und 14 Bq/l im Rahmen der Umgebungsüberwachung bei kerntechnischen Anlagen ermittelt. Diese Proben stammten aus Einzelwasserversorgungen in der Nähe eines Altrheinarms, der in der Fließrichtung von Grund- und Oberflächenwasser aus dem Bereich des KIT, Campus Nord liegt. Selbst unter der Annahme, dass der gesamte Trinkwasserbedarf mit Wasser aus diesen Einzelwasserversorgungen gedeckt werden 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 KIT weist Tritiumkonzentrationen von <10 Bq/l auf. Der in der Trinkwasserverordnung 2001 geforderte Parameterwert für Tritium von 100 Bq/l wird damit vollumfänglich eingehalten [19].

### Grundwasser

Im Grundwasser wurde für  $^{137}\text{Cs}$  im Jahr 2015 nur ein Messwert oberhalb der bei den Messungen erreichten Nachweisgrenzen ermittelt. Der gemessene Wert von 89 mBq/l wurde bei einem Beobachtungsbrunnen für oberflächennahes Grundwasser festgestellt.

Die Messwerte für die Gesamt-Alpha-Aktivitätskonzentration in der Tabelle wurden größtenteils im Rahmen der Umgebungsüberwachung des KIT in Baden-Württemberg (42%) und des Brennelemente-Zwischenlagers in Ahaus in Nordrhein-Westfalen (45%) erhoben. Die Daten aus den Jahren 2014 und 2015 stimmen gut miteinander überein.

Die Messwerte für Tritium lagen im Jahr 2014 bei 1,0 bis 23 Bq/l (Median: <5,9 Bq/l) und 2015 bei 0,9 bis

22 Bq/l (Median: <5,9 Bq/l). Die höchsten Werte wurden an Probenentnahmestellen bei der Überwachung des Kernkraftwerkes Phillipsburg und 2014 auf dem Gelände des Freilagers für radioaktive Abfälle (Kontrollbereich) des VKTA-Rosendorf festgestellt. Bei diesen Stichproben wurde darüber hinaus  $^{60}\text{Co}$  in Konzentrationen bis zu 20 mBq/l (2014) bzw. 12 mBq/l (2015) ermittelt. Diese Messwerte sind auf eine Kontamination des Untergrunds 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 Tritium-Werte unterhalb der Nachweisgrenze von 10 Bq/l auf.

Die Strahlenexposition der Bevölkerung durch künstliche radioaktive Stoffe auf dem Weg über das Trinkwasser ist sehr niedrig gegenüber der Strahlenexposition, die durch natürliche Radionuklide insgesamt verursacht wird. Legt man die Maximalwerte des Jahres 2015 für  $^{137}\text{Cs}$  und  $^{90}\text{Sr}$  zugrunde, ergeben sich bei einem angenommenen jährlichen Trinkwasserverzehr von 700 Liter für den Erwachsenen nach StrlSchV Ingestionsdosen von 0,031 bzw. 0,55  $\mu\text{Sv/a}$ . Im Vergleich hierzu beträgt die mittlere Ingestionsdosis (Medianwert) durch natürliche Radionuklide für Erwachsene durch den Verzehr von Trinkwasser in Deutschland einer vom BfS durchgeführten Studie zufolge 8,6  $\mu\text{Sv/a}$  [21]. In der Trinkwasser-Studie wurden insgesamt 582 Trinkwasserproben aus weiten Teilen Deutschlands auf natürliche Radionuklide ( $^{228}\text{Ra}$ ,  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{238}\text{U}$ ,  $^{234}\text{U}$ ,  $^{222}\text{Rn}$ ,  $^{210}\text{Pb}$ ,  $^{210}\text{Po}$ ) untersucht und die Strahlenexposition durch die Aufnahme dieser natürlichen Radionuklide mit dem Trinkwasser bestimmt. Im Unterschied zur Trinkwasserverordnung 2001 [19] enthält die ermittelte Ingestionsdosis der BfS-Studie auch den Beitrag von  $^{222}\text{Rn}$  und legt eine jährliche Trinkwasserverzehrsmenge von 700 Liter zugrunde..

Tabelle 7.1

## Überwachung von Trinkwasser und Grundwasser in Deutschland im Jahr 2015

Nuklid	Anzahl		Aktivitätskonzentration in mBq/l		
	gesamt	< NWG	Minimalwert	Maximalwert	Median <sup>a</sup>
<b>Trinkwasser (mBq/l)</b>					
<sup>40</sup> K	483	318	6,5	5900	<140
<sup>137</sup> Cs	488	484	2,3	3,4	<7,0
<sup>3</sup> H	300	274	890	14000	<5000
<sup>90</sup> Sr	163	95	0,086	28	3,0
G-Alpha	6	0	32	55	41
<b>Grundwasser (mBq/l)</b>					
<sup>40</sup> K	384	220	12	24000	<440
<sup>137</sup> Cs	388	387		89	<20
<sup>3</sup> H	470	406	860	22000	<5900
<sup>90</sup> Sr	81	49	0,069	19	3,0
G-Alpha	53	24	19	150	50

a Der angegebene Median berücksichtigt das Messergebnis „<NWG“ so, als wäre ein tatsächlicher Messwert gleich der NWG erhalten worden.

*J. Herrmann, S. Schmied*

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

In Nord- und Ostsee können künstliche Radionuklide aus folgenden Quellen nachgewiesen werden:

- globaler Fallout aus den atmosphärischen Kernwaffentests der 50er und 60er Jahre,
- Ableitungen aus den Wiederaufarbeitungsanlagen in Sellafield (UK) und La Hague (F),
- Fallout aus dem Reaktorunfall von Tschernobyl 1986 und
- Ableitungen aus kerntechnischen Einrichtungen wie Kernkraftwerken und Forschungsreaktoren.

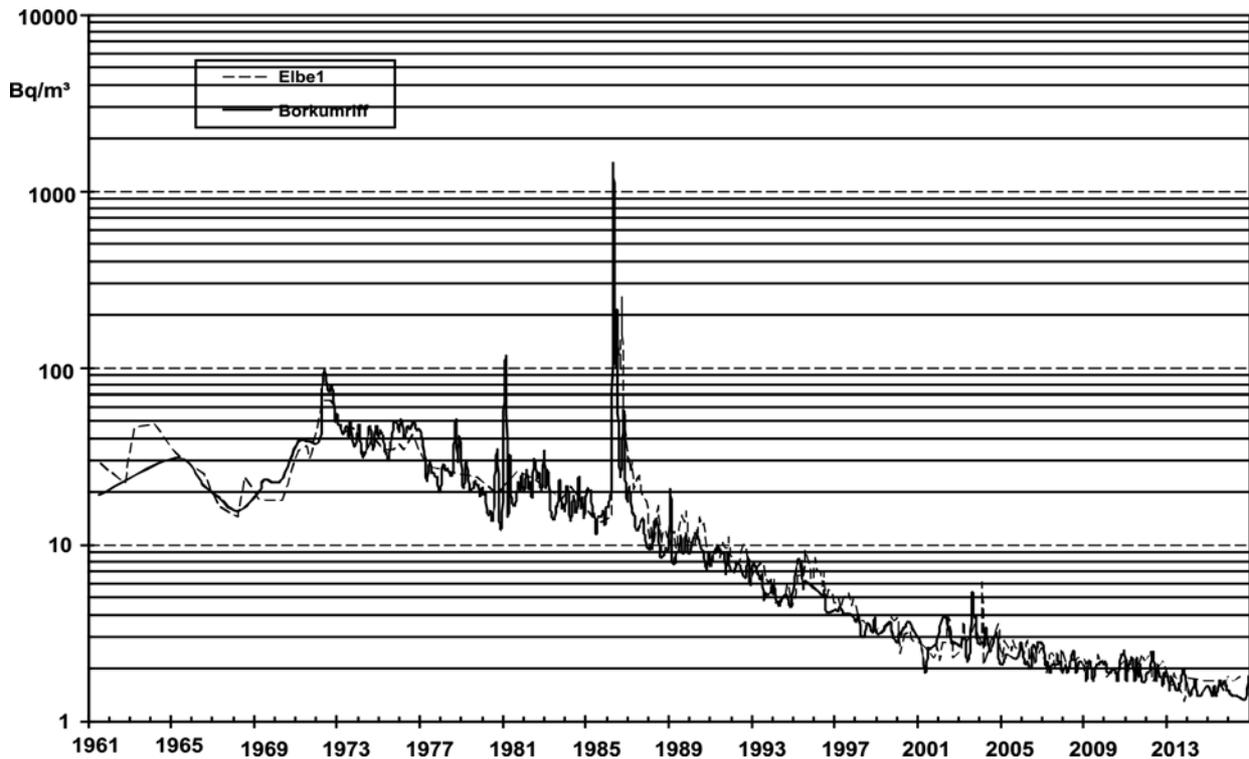
Seit Beginn der siebziger Jahre bestimmten die kontrollierten und genehmigten Einleitungen radioaktiver Abwässer aus den europäischen Wiederaufarbeitungsanlagen für Kernbrennstoffe La Hague (Frankreich) in den Englischen Kanal und Sellafield (Großbritannien) in die Irische See die Aktivitätskonzentration künstlicher Radionuklide in der Nordsee. Diese Kontaminationen werden von Meeresströmungen in andere Meeresgebiete verfrachtet und konnten dort auch über Entfernungen von mehreren tausend Kilometern nachgewiesen werden. Entsprechend der langen Transportzeiten sind nur langlebige Radionuklide mit Halbwertszeiten größer als ein Jahr von Interesse. Die künstliche Radioaktivität in der Ostsee wurde bis zum Unfall im Atomkraftwerk Tschernobyl im Wesentlichen durch den Fallout der atmosphärischen Kernwaffentests der sechziger Jahre sowie den Einstrom kontaminierten Nordseewassers aus dem Skagerrak und Kattegat durch die Beltsee bestimmt.

Einleitungen aus Kernkraftwerken oder anderen kerntechnischen Einrichtungen spielen für das Aktivitätsinventar des Meeres kaum eine Rolle. Sie sind nur in unmittelbarer Umgebung dieser Anlagen nach-

zuweisen. Dies gilt auch für die bis 1982 durchgeführte Versenkung schwach-radioaktiver Abfälle in mehr als 4000 m Tiefe im Nordostatlantik. Auch die früheren Versenkungen radioaktiver Abfälle durch die ehemalige UdSSR in der Barents- und Karasee sowie das 1989 gesunkene russische Atom-U-Boot „Komsomolets“ in etwa 1700 m Tiefe in der Norwegensee führen zu keiner erhöhten Belastung dieser Meeresgebiete oder gar der Nordsee.

Die Einleitungen aus den Wiederaufbereitungsanlagen La Hague und Sellafield lagen in den 70er Jahren um mehrere Größenordnungen höher als in den letzten Jahren. Erhebliche Anstrengungen der Betreiber auf internationalen Druck hin führten dazu, dass die Einleitungen beider Wiederaufbereitungsanlagen für fast alle Radionuklide extrem stark reduziert wurden. Dies führt auch im Wasser der Nordsee zu deutlich geringeren Konzentrationen der meisten künstlichen Radionuklide. So nahm bis Ende der neunziger Jahre die Aktivitätskonzentration an  $^{137}\text{Cs}$  in der mittleren Nordsee mit einer durch den Transport bedingten Zeitverzögerung von zwei bis drei Jahren kontinuierlich ab und hat heutzutage nahezu die Hintergrundkonzentration des globalen Fallouts im Wasser des Nordatlantiks erreicht.

Durch den im langjährigen Mittel sehr geringen Wasseraustausch der Ostsee mit der Nordsee durch die dänischen Meerengen ist die durch den Tschernobyl-Unfall eingetragene Aktivität im Wasser der Ostsee über einen längeren Zeitraum verblieben. Die Menge des Zuflusses an salzreichem und aktivitätsarmem Nordseewasser durch die Bodenschicht des Kattegat ist dabei von Jahr zu Jahr hochvariabel, abhängig von meteorologischen Ereignissen und den Ein- und Ausstromereignissen durch die Beltsee. Der zeitliche Verlauf schwankt weniger stark im Bereich der Arkonasee, wo der Ein- und Austrom nicht so deutlich zum Ausdruck kommt. Kompensiert wird der Zufluss an Nordseewasser durch einen stetigen Ausfluss an Oberflächenwasser aus der Ostsee in den Skagerrak. Die Ostsee stellt dadurch seit einigen Jahren die stärkste Quelle für  $^{137}\text{Cs}$  im Nordatlantik dar. Die Zeit für einen vollständigen Wasseraustausch der Ostsee wird mit 20 bis 30 Jahren angenommen. Inzwischen nimmt jedoch auch hier die  $^{137}\text{Cs}$ -Aktivitätskonzentration deutlich ab. Die effektive Halbwertszeit im Oberflächenwasser der Ostsee



Quelle: Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie

Abbildung 8.1

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

wird auf 9 bis 11 Jahre berechnet (<http://www.helcom.fi/Lists/Publications/BSEP135.pdf>)

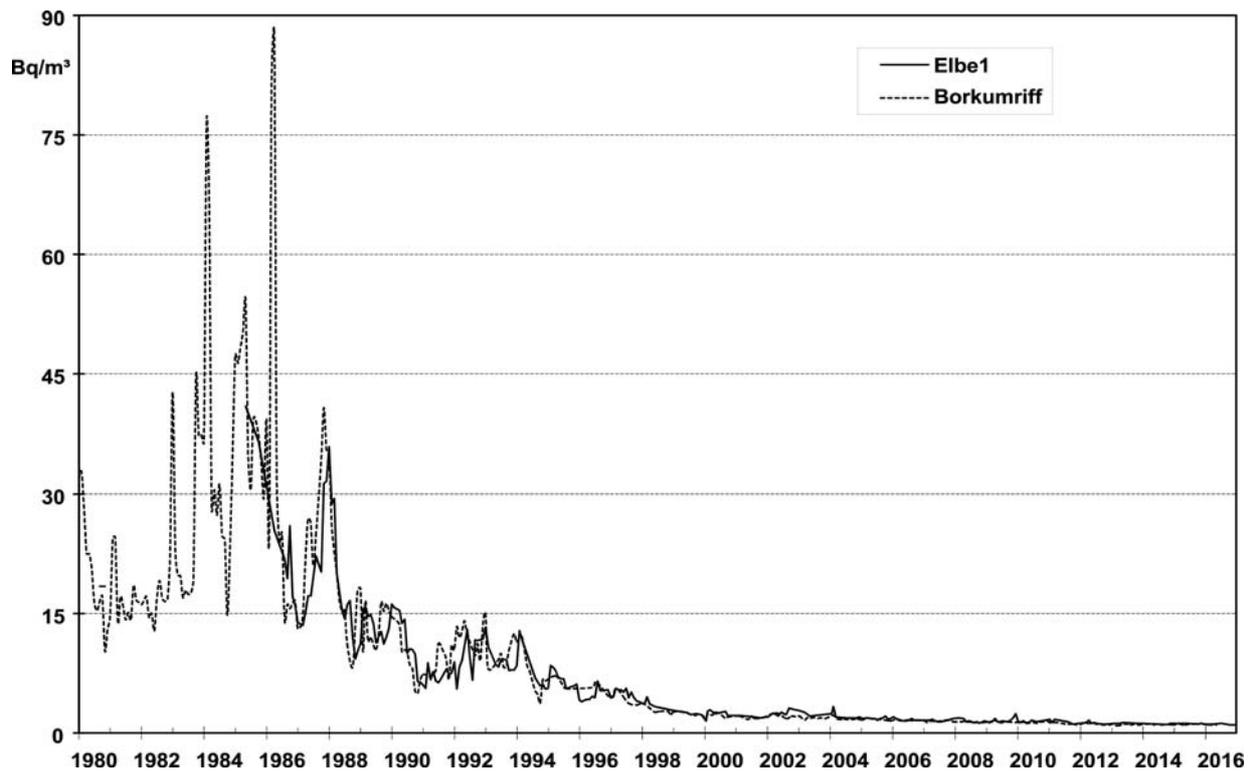
### Meerwasser in der Nordsee

Die Probenentnahme zur Überwachung der Deutschen Bucht bzw. Nordsee erfolgte in den Jahren 2015 und 2016 auf jährlichen Fahrten im August, die den gesamten Seeraum zwischen dem Englischen Kanal und den Shetlandinseln abdecken. Zusätzlich werden an den Positionen der früheren Feuerschiffe Borkumriff und Elbe 1 in der Deutschen Bucht möglichst monatlich Proben entnommen.

Die Zeitreihen in den Abbildungen 8.1 und 8.2 der Aktivitätskonzentration von  $^{137}\text{Cs}$  und  $^{90}\text{Sr}$  an den beiden Stationen seit 1961 bzw. 1980 lassen seit einigen Jahren nur noch sehr niedrige Werte erkennen, die Aktivitätskonzentrationen sind im Bereich  $1 \text{ Bq}/\text{m}^3$  bis  $2 \text{ Bq}/\text{m}^3$ . Der Grund dafür ist, dass aus den Wiederaufbereitungsanlagen Sellafield und La Hague nur noch extrem 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 oberirdi-

schen 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  $^{137}\text{Cs}$  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.  $0,2 \text{ Bq}/\text{m}^3$ ). Das Gleiche gilt für den minimalen Eintrag aus dem Fukushimaunfall, derart geringe Kontaminationen sind im Meerwasser in der Nordsee nicht nachweisbar.

Die Aktivitätskonzentration von  $^{137}\text{Cs}$  in der Deutschen Bucht lag im Berichtszeitraum zwischen  $1,3 \text{ Bq}/\text{m}^3$  an der Elbemündung bis  $3,0 \text{ Bq}/\text{m}^3$  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. Auch die Aktivitätskonzentration von  $4,5 \text{ Bq}/\text{m}^3$ , die am Ausgang des Skagerrak in den Jahren 2015 und 2016 nachzuweisen war, ist deutlich geringer als noch vor wenigen Jahren. Diese gegenüber der zentralen Nordsee leichte Erhöhung der Aktivitätskonzentration von  $^{137}\text{Cs}$  ist eindeutig dem Ausfluss aus der Ostsee zuzuordnen. Wie die Vergleichsproben aus der Elbe bei Stade ( $0,6$  bis  $1,1 \text{ Bq}/\text{m}^3$ ) zeigen, ist



Quelle: Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie

Abbildung 8.2

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

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 absorbiert 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 2015 und 2016 zwischen  $1,1$  und  $1,6 \text{ Bq}/\text{m}^3$  und unterscheidet sich praktisch nicht mehr vom Hintergrund aus dem Oberflächenwasser des Atlantiks (ca.  $1,2 \text{ Bq}/\text{m}^3$ ). Auch hier hat der Einfluss des Ostseeeinstromes an der südlichen norwegischen Küste stark nachgelassen (bis zu  $1,5 \text{ Bq}/\text{m}^3$ ).

### 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 Bottensee, 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 30 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 salzreichen 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 Niveau der  $^{137}\text{Cs}$ -Aktivitätskonzentration vor Tschernobyl von  $15 \text{ Bq}/\text{m}^3$  voraussichtlich zwischen 2020 und 2030 wieder erreicht werden wird.

Die Aktivitätskonzentration von  $^{137}\text{Cs}$  an der Wasseroberfläche in der westlichen Ostsee lag in den Jahren 2015 und 2016 etwa zwischen  $15 \text{ Bq}/\text{m}^3$  im westlichen und  $28 \text{ Bq}/\text{m}^3$  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 mindestens um den Faktor 10 über derjenigen

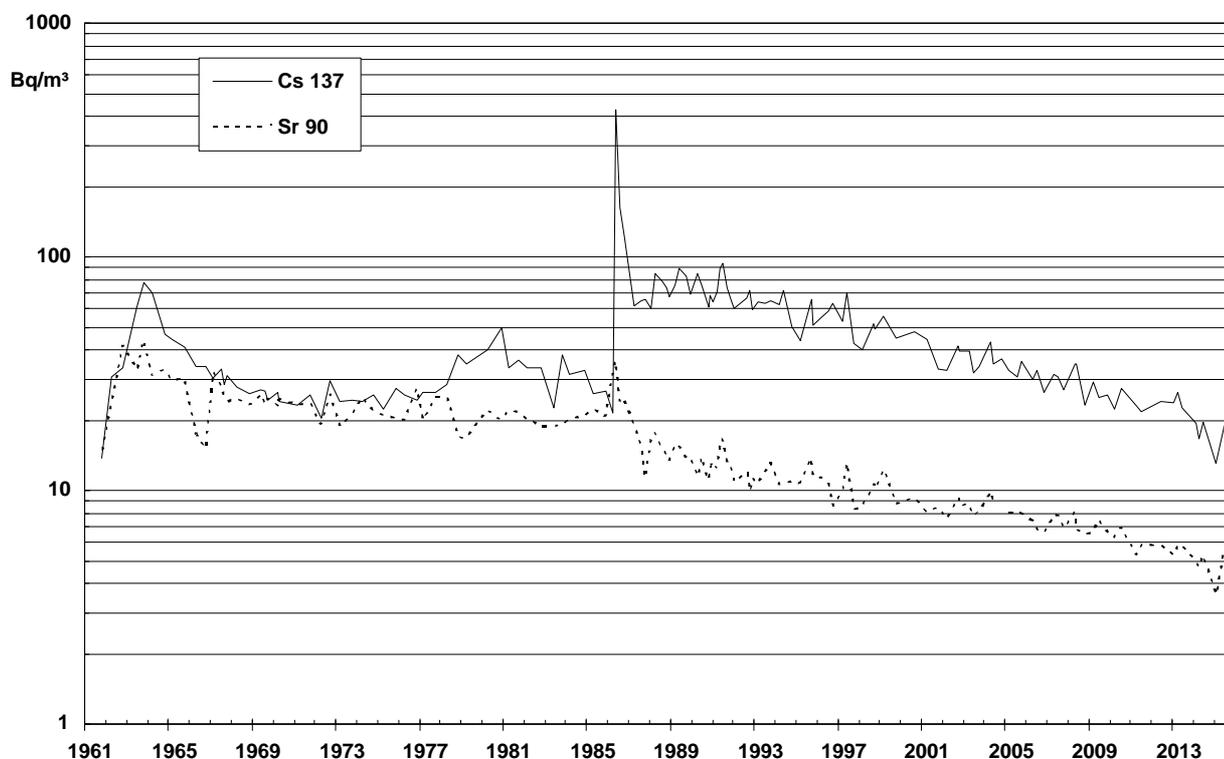
der Deutschen Bucht. Während die Wassersäule der Ostsee im überwiegenden Teil bis hinunter zum Meeresboden eine große Homogenität der Kontamination zeigt, lässt sich im Bodenwasser der Beltsee der Einstrom des Nordseewassers durch den deutlich geringeren Gehalt von  $^{137}\text{Cs}$  nachweisen. Hier wurde ab 2010 mehrfach das sogenannte „ökologische Qualitätsziel für die Ostsee“ ( $15 \text{ Bq/m}^3$ ) unterschritten, ca. 25 Jahre nach dem Tschernobylunfall. Bis dieses Ziel für die gesamte Ostsee erreicht wird, werden noch ungefähr 15 Jahre vergehen.

Die Konzentrationen von  $^{90}\text{Sr}$  in der westlichen Ostsee lagen im Berichtszeitraum zwischen 5 und  $7 \text{ Bq/m}^3$  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 Nord- und Ostsee

Die Sedimente der Nordsee sind zum überwiegenden Teil stark sandig, nur lokal finden sich Schlickablagerungen, die nennenswerte Konzentrationen von Radionukliden beeinhalteten. Die spezifischen Aktivitäten von  $^{137}\text{Cs}$  in den Sedimenten der Deutschen Bucht lagen bei maximal  $4 \text{ Bq/kg}$  Trockenmasse (TM).



Quelle: Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie

#### Abbildung 8.3

Zeitlicher Verlauf der  $^{137}\text{Cs}$  und  $^{90}\text{Sr}$ -Aktivitätskonzentrationen ( $\text{Bq/m}^3$ ) an der Position „Schleimündung“ ( $54^\circ 40' \text{N}$ ,  $010^\circ 05' \text{O}$ ) seit 1961

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 cm. Hier finden sich spezifische Aktivitäten von bis  $105 \text{ Bq/kg}$  TM.

Das Inventar an  $^{137}\text{Cs}$  betrug in den Jahren 2015 und 2016 zwischen  $1 \text{ kBq/m}^2$  und  $5 \text{ kBq/m}^2$ , wobei

die höchsten Werten in den wasseraustauscharmen Buchten zu finden sind. Die Inventare hängen stark von der Körnigkeit und damit den Oberflächeneigenschaften der Sedimente ab und nicht direkt von den umgebenden Wasserkonzentrationen. Dabei sind die in diesem Teil der Ostsee gefundenen Inventare wesentlich geringer als z. B. im Finnischen oder Bottischen Meerbusen ( $>100 \text{ kBq/m}^2$ ).

M.-O. Aust, P. Nogueira, G. Kanisch

Johann Heinrich von Thünen-Institut, Institut für Fischereiökologie

Leitstelle für Fisch und Fischereierzeugnisse, Krustentiere, Schalentiere, Meereswasserpflanzen

Fische, Fischereiprodukte, Krusten- und Schalentiere aus deutschen Binnengewässern werden durch die amtlichen Messstellen der Bundesländer auf radioaktive Stoffe überwacht und die Messwerte in das Integrierte Mess- und Informationssystem des Bundes (IMIS) übertragen. Das Thünen-Institut für Fischereiökologie als zuständige Leitstelle des Bundes nimmt sowohl die Plausibilisierung als auch die Listung und Bewertung dieser Messwerte vor. Zusätzlich ist das Thünen-Institut für Fischereiökologie mit der Überwachung der Radionuklidkonzentrationen in Fisch auf der hohen See betraut. Die Probenahme in Nord- und Ostsee erfolgt durch jährlich durchgeführte Fischereiforschungsausfahrten im Rahmen der allgemeinen Meeresumweltüberwachung. Zusätzliche Messungen von Proben zum Teil auch aus anderen Meeresgebieten (z. B. Grönlandsee, Barentssee) erfolgen in enger Zusammenarbeit mit den Thünen-Instituten für Seefischerei und Ostseefischerei sowie dem Max-Rubner-Institut für Sicherheit und Qualität bei Milch und Fisch.

### Binnenseen

Die mittlere spezifische Aktivität von  $^{137}\text{Cs}$  in Fischen aus Binnenseen ist seit 1986, als die Messwerte in Süddeutschland (Baden-Württemberg und Bayern) 200 Bq/kg Feuchtmasse (FM) überstiegen, im Jahr 2015 auf 1 Bq/kg FM zurückgegangen (siehe Abbildung 9.1a). Im selben Zeitraum verringerte sich die mittlere spezifische Aktivität des  $^{137}\text{Cs}$  in Binnenseen Norddeutschlands (Schleswig-Holstein, Hamburg, Niedersachsen, Bremen, ab 1991 auch Brandenburg und Mecklenburg-Vorpommern) von 90 Bq/kg FM auf 1,5 Bq/kg FM. Das Maximum im Jahr 1986 und die hohen Messwerte der nachfolgenden Jahre sind auf den Eintrag aus dem Reaktorunfall in Tschernobyl zurückzuführen. Süddeutschland war damals wesentlich stärker betroffen als die norddeutschen Bundesländer. Durch das physikalische Abklingen des Cäsiums mit seiner Halbwertszeit von 30,2 Jahren und die Verdünnung in einigen der Seen hat die spezifische Aktivität auch in Fischen deutlich abgenommen. Dieses Abklingen fand in zwei Phasen statt [7]. Die erste Phase war geprägt durch eine effektive Halbwertszeit von 0,7 Jahren, die zweite von 7 Jahren.

### Fischteiche

In Fischen aus Teichhaltung in Nord- und Süddeutschland betragen die ermittelten mittleren spezifischen Aktivitäten von  $^{137}\text{Cs}$  in den 1980er Jahren maximal 22 Bq/kg FM, während die heutigen mittleren Messwerte maximal 0,3 Bq/kg FM betragen (inklusive Mitteldeutschland; siehe Abbildung 9.1b). Der zeitliche Verlauf der mittleren spezifischen  $^{137}\text{Cs}$ -Aktivität in Fischen aus Teichhaltung (Fischwirtschaften, Angelteiche, Baggerseen) verhält sich damit qualitativ ähnlich der Entwicklung in Fließgewässern (siehe Abbildung 9.1c). Bis 1989 waren die in Fischteichen gefundenen Mittelwerte etwa um die Hälfte niedriger als in Fließgewässern. Seit 1990 ist praktisch kein Unterschied mehr nachweisbar.

### Fließgewässer

Die mittleren spezifischen Aktivitäten von  $^{137}\text{Cs}$  in Fischen aus Fließgewässern Nord- und Süddeutschlands sind seit den 1980er Jahren von maximal 30 Bq/kg FM, bedingt durch das Ereignis in Tschernobyl, auf unter 0,2 Bq/kg FM (inklusive Mitteldeutschland; siehe Abbildung 9.1c) zurückgegangen. Damit sind die ermittelten spezifischen Aktivitäten von  $^{137}\text{Cs}$  in Fischen aus Fließgewässern etwa eine Größenordnung niedriger als in denjenigen aus Binnenseen Nord- und Süddeutschlands.

### Karpfen und Forellen

Eine Einzelbetrachtung der beiden wirtschaftlich bedeutendsten in Aquakultur erzeugten Fischarten Karpfen und Forelle ist in Abbildung 9.1d dargestellt. Die mittleren spezifischen Aktivitäten von  $^{137}\text{Cs}$  nehmen seit ihrem Maximum von etwa 16 Bq/kg bzw. 7 Bq/kg in den Jahren 1986 und 1987 kontinuierlich ab. Die Werte betragen im Jahr 2015 im Mittel 0,08 Bq/kg (Forellen) bzw. 0,16 Bq/kg (Karpfen). Da jeweils Forellen und Karpfen aus verschiedenen Binnengewässern gemeinsam ausgewertet wurden, zeigen sich in der Zeitreihe der Karpfen gelegentlich höhere Messwerte, wenn die Fische vermehrt aus Binnenseen entnommen wurden.

### Nord- und Ostsee

Die mittlere spezifische Aktivität von  $^{137}\text{Cs}$  in Fischen aus der Nordsee ist im Zeitraum 1987 bis 2015 von knapp 3 Bq/kg FM auf unter 0,1 Bq/kg FM zurückgegangen (siehe Abbildung 9.1e), wobei der Maximal-

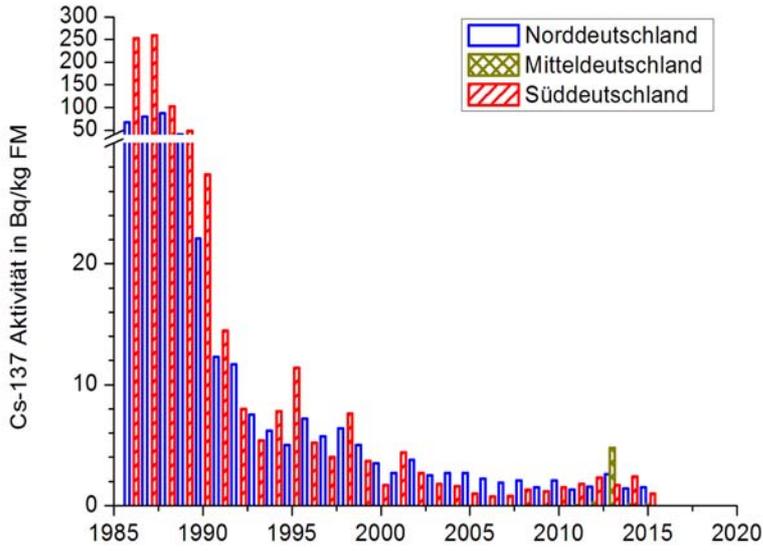


Abbildung 9.1a  
 Jahresmittelwerte der  $^{137}\text{Cs}$ -Aktivität  
 in Fischen aus Binnenseen in  
 Bq/kg FM

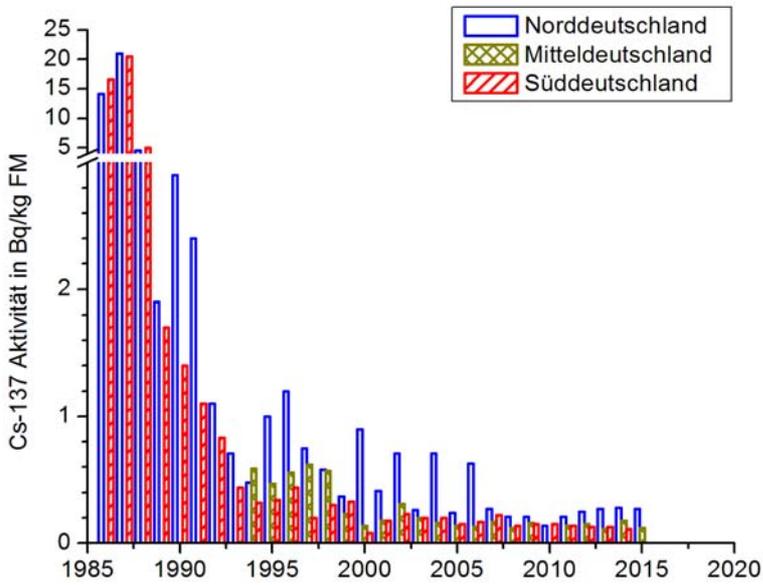


Abbildung 9.1b  
 Jahresmittelwerte der  $^{137}\text{Cs}$ -Aktivität  
 in Fischen aus Fischteichen in  
 Bq/kg FM

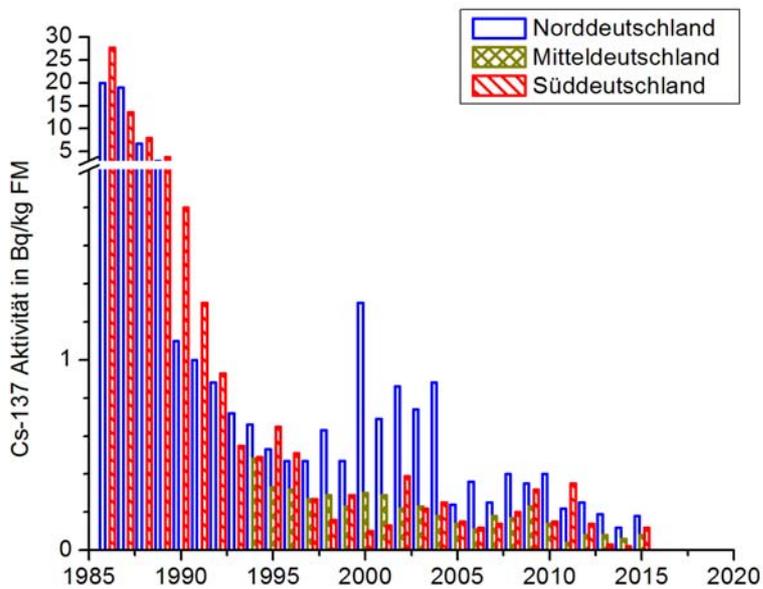
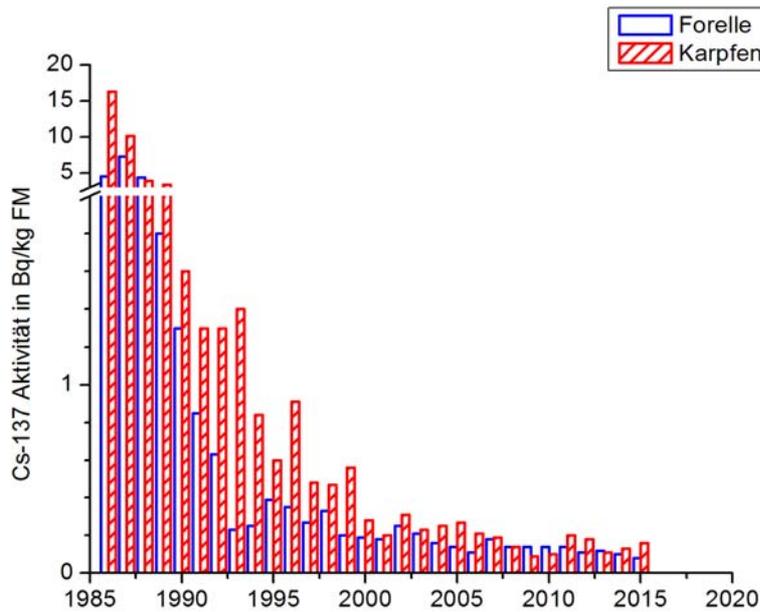
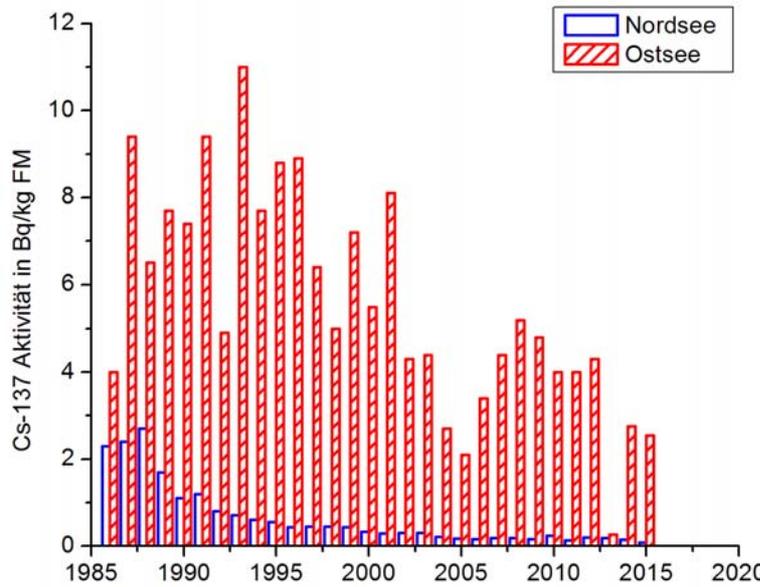


Abbildung 9.1c  
 Jahresmittelwerte der  $^{137}\text{Cs}$ -Aktivität  
 in Fischen aus Fließgewässern  
 in Bq/kg FM



**Abbildung 9.1d**  
Jahresmittelwerte der  $^{137}\text{Cs}$ -Aktivität in Karpfen und Forellen in Bq/kg FM



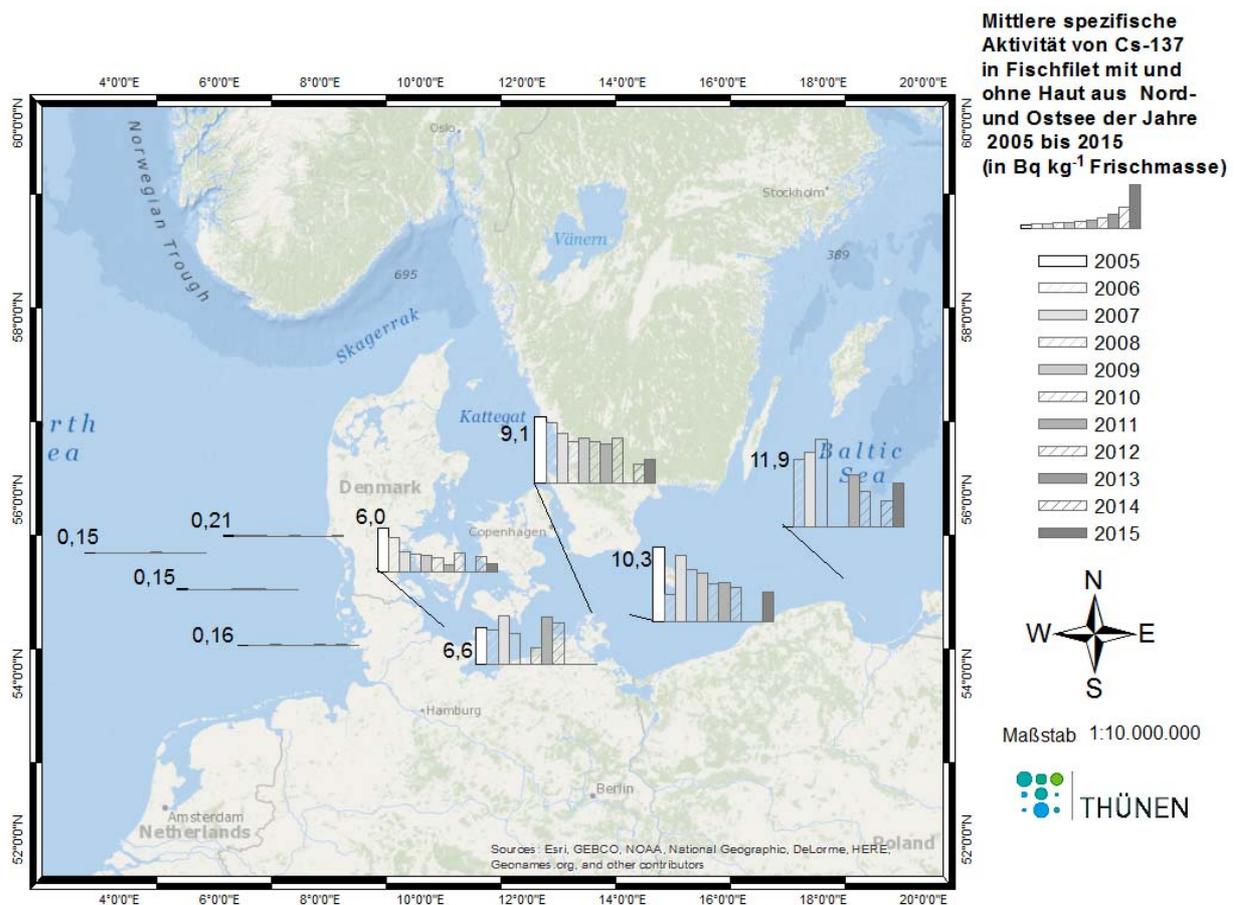
**Abbildung 9.1e**  
Jahresmittelwerte der  $^{137}\text{Cs}$ -Aktivität in Fischen aus Nord- und Ostsee in Bq/kg FM

Quelle: Johann Heinrich von Thünen-Institut

wert im Jahr 1987 wiederum dem Reaktorunfall von Tschernobyl geschuldet ist. Allerdings wurde in Fischen der Nordsee bereits vor dem Reaktorunfall von Tschernobyl eine spezifische  $^{137}\text{Cs}$ -Aktivität von etwa 2 Bq/kg gemessen, weil ein Teil der Ableitungen der europäischen Wiederaufarbeitungsanlagen durch die Nordsee transportiert wird [9]. Insgesamt ist der Einfluss des Fallouts aus dem Reaktorunfall von Tschernobyl wegen des raschen Abtransports der Radionuklide mit dem Wasser der Nordsee gering. Ab 1988 bis Mitte der 1990er Jahre wurde eine Aktivitätsabnahme verzeichnet, während die Messwerte der spezifischen  $^{137}\text{Cs}$  Aktivität in Fischen der Nordsee anschließend nahezu stagnierten. Die Abnahme über den gesamten Zeitraum ist im Wesentli-

chen mit der kontinuierlichen Verringerung der Ableitungen aus der englischen Wiederaufarbeitungsanlage Sellafield verbunden [8]. Seit der zweiten Hälfte der 1990er Jahre stagniert die spezifische  $^{137}\text{Cs}$ -Aktivität, weil seitdem das  $^{137}\text{Cs}$ , das vorher im Sediment der Irischen See gespeichert wurde, auf Grund der reduzierten Ableitungen wieder freigesetzt wird. Dieses remobilisierte  $^{137}\text{Cs}$  gelangt mit den Meeresströmungen in die Nordsee und damit in den dort lebenden Fisch.

Die ermittelte mittlere spezifische Aktivität von  $^{137}\text{Cs}$  in Fischen der Ostsee ist mit bis zu 11 Bq/kg deutlich höher als jene der Nordsee (siehe Abbildung 9.1e). Grund dafür sind die etwa 4700 TBq  $^{137}\text{Cs}$  des Fallouts aus dem Reaktorunfall von Tschernobyl, die

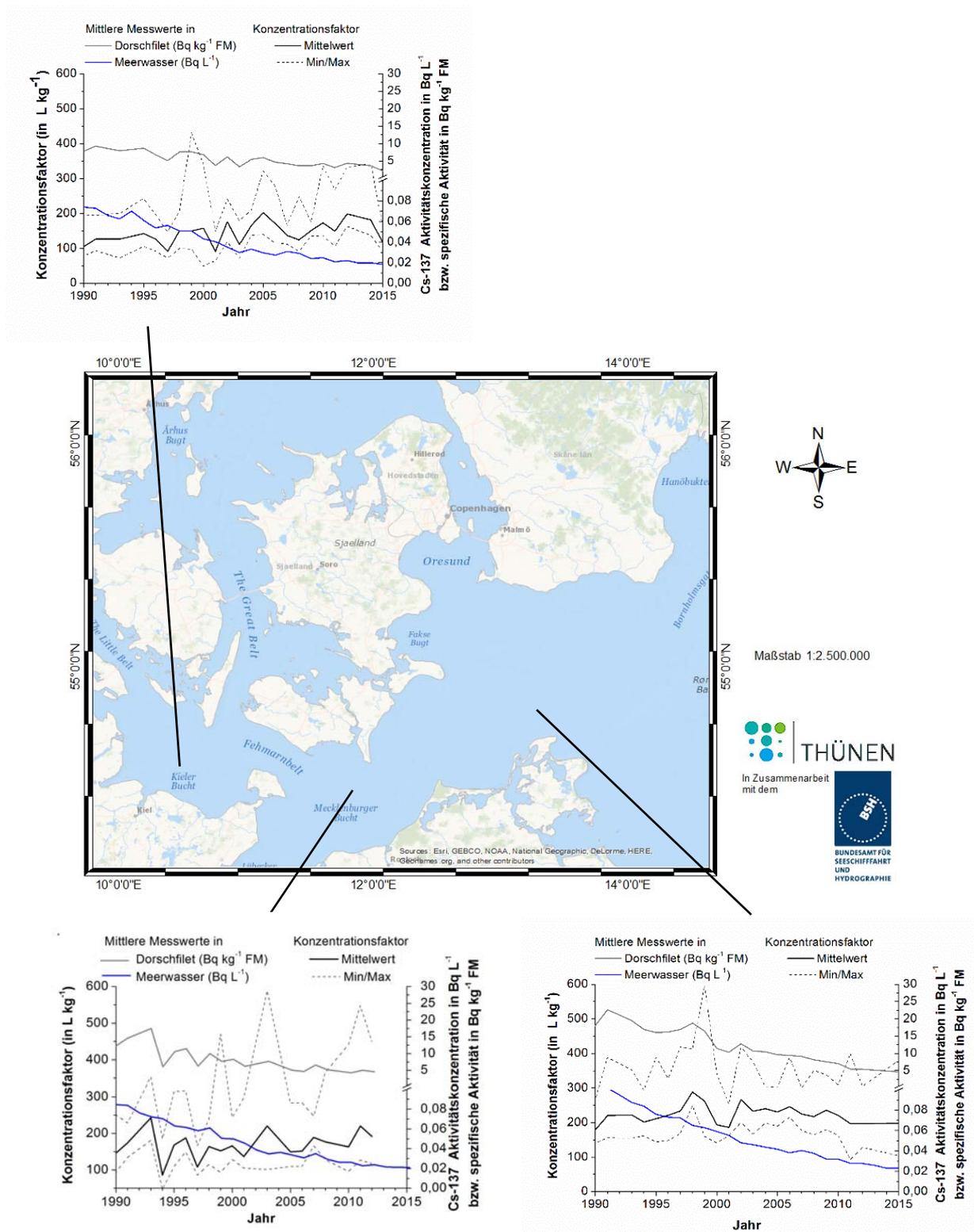


**Abbildung 9.2**

**Mittlere spezifische Aktivität von <sup>137</sup>Cs der Jahre 2005 bis 2015, ermittelt in Fischfilet mit und ohne Haut in verschiedenen Untersuchungsgebieten von Nord- und Ostsee. Die Zahlen an den Achsen geben den Maximalwert des Beobachtungszeitraumes an**

dort niedergegangen sind [13]. Damit war und ist die Ostsee deutlich stärker von dem Reaktorunfall in Tschernobyl betroffen als die Nordsee. Im Vergleich zum Maximalwert der spezifischen <sup>137</sup>Cs-Aktivität, der im Jahr 1993 in der Ostsee gemessen wurde, hat sich dieser bis zum Jahr 2015 mehr als halbiert. Der deutlich langsamere Anstieg, die starken Schwankungen wie auch die deutlich langsamere Abnahme hat verschiedene Ursachen. Zuallererst wurde der Fallout sehr ungleichmäßig über die Ostsee verteilt. Die Bottnische See und der Golf von Finnland waren damals am stärksten betroffen. Eine Konzentrationsabnahme durch Verdünnung geht aber nur sehr langsam vonstatten, weil die Wasserbewegung innerhalb der Ostsee wie auch der Austausch des Wassers mit der Nordsee wesentlich geringer sind als vergleichbare Prozesse in der Nordsee. Im Rahmen des Untersuchungsprogrammes des Thünen-Instituts für Fischereiökologie wurden in den östlich gelegenen Un-

tersuchungsgebieten der Ostsee innerhalb der Deutschen ausschließlichen Wirtschaftszone maximale spezifische <sup>137</sup>Cs Aktivitäten knapp über 29 Bq/kg FM im Jahr 1991 im Fischfilet gefunden; im Jahr 2015 waren es nur noch maximal 6 Bq/kg FM. Im Gegensatz dazu wurden in der Kieler Bucht seit 1986 Maximalwerte bis 9 Bq/kg FM ermittelt, während diese aktuell etwa 2 Bq/kg FM betragen. Damit liegen die aktuellen Messwerte von Fischen aus der Kieler Bucht im Bereich der vor dem Reaktorunfall in Tschernobyl gemessenen Werte [10]. Abbildung 9.2 zeigt die jährlichen Mittelwerte der in Filets von Dorsch, Wittling, Scholle, Flunder und Makrele ermittelten spezifischen Aktivitäten der Jahre 2005 bis 2015. Sie gibt sowohl die unterschiedlichen Niveaus der spezifischen Aktivität von <sup>137</sup>Cs in Nord- und Ostsee als auch die Verteilung der Cs-Werte innerhalb der Ostsee wider.



**Abbildung 9.3**  
 Mittlere Aktivitätskonzentrationen von  $^{137}\text{Cs}$  in Wasser (in  $\text{Bq/l}$ ; Daten des Bundesamtes für Seeschifffahrt und Hydrographie; siehe dazu BMUB-Jahresbericht 2015, Teil B, Kapitel 2.2.1) und der spezifischen  $^{137}\text{Cs}$ -Aktivität in Dorschfilet mit und ohne Haut (in  $\text{Bq/kg FM}$ ; eigene Messdaten) in drei Untersuchungsgebieten der Ostsee der Jahre 1990 bis 2015 sowie daraus berechnete Konzentrationsfaktoren der Aufnahme in das Dorschfilet (in  $\text{Bq/l} / \text{Bq/kg}$ )

## Konzentrationsfaktoren für $^{137}\text{Cs}$ in Dorschfilet aus der Ostsee

Über den Konzentrationsfaktor kann die Aufnahme radioaktiver Stoffe in den Fisch über die Menge radioaktiver Ableitungen abgeschätzt werden. Daher ist er ein wichtiger Parameter für Ausbreitungsrechnungen und die Dosisabschätzung im Falle von Ereignissen mit möglichen nicht unerheblichen radiologischen Auswirkungen. Liegt ein Gleichgewicht (stationärer Fall) zwischen der Aktivitätskonzentration im Wasser und der spezifischen Aktivität in Fisch vor, kann er aus dem Verhältnis der spezifischen  $^{137}\text{Cs}$ -Aktivität in Fisch (Bq/kg) zur  $^{137}\text{Cs}$ -Aktivitätskonzentration in Meerwasser berechnet werden. Dieser stationäre Fall ist in der Ostsee seit Anfang der 1990er Jahre gegeben. Abbildung 9.3 zeigt die Verläufe der mittleren Aktivitätskonzentration in Wasser und der mittleren spezifischen Aktivität in Fisch sowie die daraus berechneten Konzentrationsfaktoren in drei Gebieten der Ostsee (Kieler Bucht, Mecklenburger Bucht und Rügen/Arkonasee) im Zeitraum 1990 bis 2015. Die mittleren Konzentrationsfaktoren im Dorschfilet betragen zwischen etwa 90 und 300. Diese Schwankungsbreite ist geringer als jene, die Steele [14] zwischen 1978 und 1985 in Dorschfilet der Nordsee ermitteln konnte (8 bis 1100). Die mittleren Konzentrationsfaktoren im Zeitraum 1990 bis 2015 betragen für die Kieler Bucht 145, für die Mecklenburger Bucht 170 sowie 225 in der Arkonasee (Abbildung 9.3). Die in der Ostsee ermittelten mittleren Anreicherungsfaktoren sind damit höher als der Wert 100, den die IAEA als mittleren Anreicherungsfaktor für Fisch empfiehlt [11]. Dagegen sind die hier angegebenen Konzentrationsfaktoren in derselben Größenordnung wie sie Steele [14] in Dorschfilet aus der Nordsee ermittelte. Ähnlich den spezifischen Aktivitäten in Fisch der Ostsee stiegen auch die mittleren Konzentrationsfaktoren von West nach Ost an (Vergleich Abbildung 9.2 und 9.3). Das liegt hauptsächlich an der von West nach Ost abnehmenden Salinität der Ostsee und der damit einher gehenden Verringerung des Kalium-Angebotes. Ereignisse wie Tschernobyl sind aus den Verläufen nur schlecht erkennbar, weil sich i.d.R. innerhalb des Beobachtungszeitraumes sowohl die Aktivitätskonzentration im Wasser als auch die spezifischen Aktivitäten im Fisch in ähnlicher Weise ändern. Ob Wanderungen der Fische, Beprobung unterschiedlicher Fischbestände (wie in der Arkonasee Vermischung des östlichen und westlichen Dorschbestandes der Ostsee) oder Süßwassereinträge für die kurzfristigen Schwankungen der ermit-

telten Konzentrationsfaktoren verantwortlich sind, wird zukünftig weiter zu evaluieren sein.

## Fazit

Die Ergebnisse machen deutlich, dass der Fallout aus der Reaktorkatastrophe von Tschernobyl die dominierende Quelle der Kontamination von Fischen der Ostsee und der Deutschen Binnengewässer mit Radionukliden war und ist. Die mittleren  $^{137}\text{Cs}$ -Werte in Fischen aus der Ostsee sind auch 2015 weiterhin höher als in Fischen aus Binnenseen. Die effektive Halbwertszeit für die Abnahme in Wasser und Fisch ist mit 9 bis 11 Jahren in der Ostsee [10] etwas größer als diejenige in Binnengewässern mit etwa 7 Jahren [7]. Dass auch die Abnahme in Binnengewässern relativ langsam erfolgt, liegt daran, dass bis heute kontinuierlich  $^{137}\text{Cs}$  aus den Böden der Wassereinzugsgebiete in die Gewässer eingetragen wird. Dabei war der Einfluss des Fallouts aus der Reaktorkatastrophe in Tschernobyl in den Binnengewässern zunächst höher, wobei hier die größten Auswirkungen auf Fische aus Binnenseen beobachtet wurden. Bis 2015 wurde in den Binnenseen allerdings ein deutlicher Rückgang der mittleren spezifischen Aktivität von  $^{137}\text{Cs}$  auf unter 2 Bq/kg FM festgestellt. Im Vergleich dazu war die Kontamination der Fische aus Teichen und Fließgewässern um rund eine Größenordnung niedriger. Die spezifischen  $^{137}\text{Cs}$ -Aktivitäten in Fischen aus Fließgewässern und Teichen nahmen von den 1990er Jahren bis etwa zum Jahr 2005 nur noch langsam ab und schwanken seitdem geringfügig auf dem erreichten niedrigen Niveau.

Im Jahr 2010 ergab sich für die Strahlenexposition der Bevölkerung durch Verzehr von jährlich 9 kg Meeresfisch aus der Ostsee (im Mittel 4 Bq/kg FM für  $^{137}\text{Cs}$ ) ein Wert von etwa 1  $\mu\text{Sv}$  [10]. Dieses entspricht weniger als 0,04% der mittleren natürlichen Strahlenexposition der Bevölkerung. Unter Verwendung der oben angegebenen Mittelwerte der Aktivitätskonzentration von  $^{137}\text{Cs}$  sind durch Verzehr von Fischen aus Binnengewässern noch niedrigere Strahlenexpositionen zu erwarten. Für den Verzehr von Fisch, Krusten- und Weichtieren aus der zentralen Nordsee wurde für 2012 mit Hilfe eines Kompartimentmodells [12] eine Strahlenexposition der Bevölkerung von etwa 0,05  $\mu\text{Sv}$  im Jahr abgeschätzt, was etwa 0,0022% der mittleren natürlichen Strahlenexposition entspricht. Dabei wurde ein Fischverzehr von 5,6 kg im Jahr und ein mittlerer Konsum von Krusten- und Weichtieren von je 0,55 kg im Jahr zugrunde gelegt, was den mittleren Verzehrswerten der vergangenen Jahre entspricht.

# 10 BODEN, PFLANZEN, FUTTERMITTEL, MILCH UND GESAMTNAHRUNG

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

## 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 stärkere Schwankungen der Messwerte an einem Ort gehen auf unterschiedliche Methoden der Probennahme zurück. Die Kontamination des Bodens mit  $^{137}\text{Cs}$  war auch im Jahr 2015 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 10.2 und Abbildung 10.3 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 2014 bis 2015 wurden verschiedene Pflanzenproben  $\gamma$ -spektrometrisch gemessen. Im Vordergrund standen dabei Proben solcher Pflanzen, die als Futtermittel dienen, insbesondere Weide- und Wiesenbewuchs. Der  $^{137}\text{Cs}$ -Gehalt in Weide- und Wiesenbewuchs ist in Abbildung 10.5 dargestellt. In einigen Bundesländern werden Futter-

mittelrohstoffe überwacht. Diese Produktgruppe schließt ein: Mais und Maissilage, Futterrüben, Futtergetreide, Futterkartoffeln, Grünfutterpflanzen, Erbsen, Raps, Ölkuchen/Ölschrote, Sonnenblumen, Kraftfuttermischungen und Silage. Im Mittel liegen die Werte zwischen  $<0,2$  und  $0,9$  Bq/kg TM für  $^{137}\text{Cs}$ . Für Mais und Maissilage wird ein Maximalwert von  $14,1$  Bq/kg TM für  $^{137}\text{Cs}$  angegeben.

Im Allgemeinen hat die Kontamination pflanzlichen Materials weiterhin abgenommen. Dies ist vor allem auf Tiefenwanderung in den Boden sowie den physikalischen Zerfall zurückzuführen. Allerdings führt wiederholtes Pflügen zu einer annähernd homogenen Verteilung atmosphärisch eingetragener Radionuklide bis zur Pflugschartiefe, dadurch ist theoretisch nur ein langsamer Wegtransport der Aktivität durch Oberflächenerosion von Bodenpartikeln einerseits und Transport in größere Tiefen an der unteren Grenzschicht der gepflügten Bodensäule andererseits zu erwarten.

## Radioaktive Stoffe in Milch und Milchprodukten

Die Kontamination von Milch und Milchprodukten mit  $^{137}\text{Cs}$  aus dem Kernwaffen- und Tschernobyl Fallout hatte bereits in den Vorjahren ein sehr niedriges

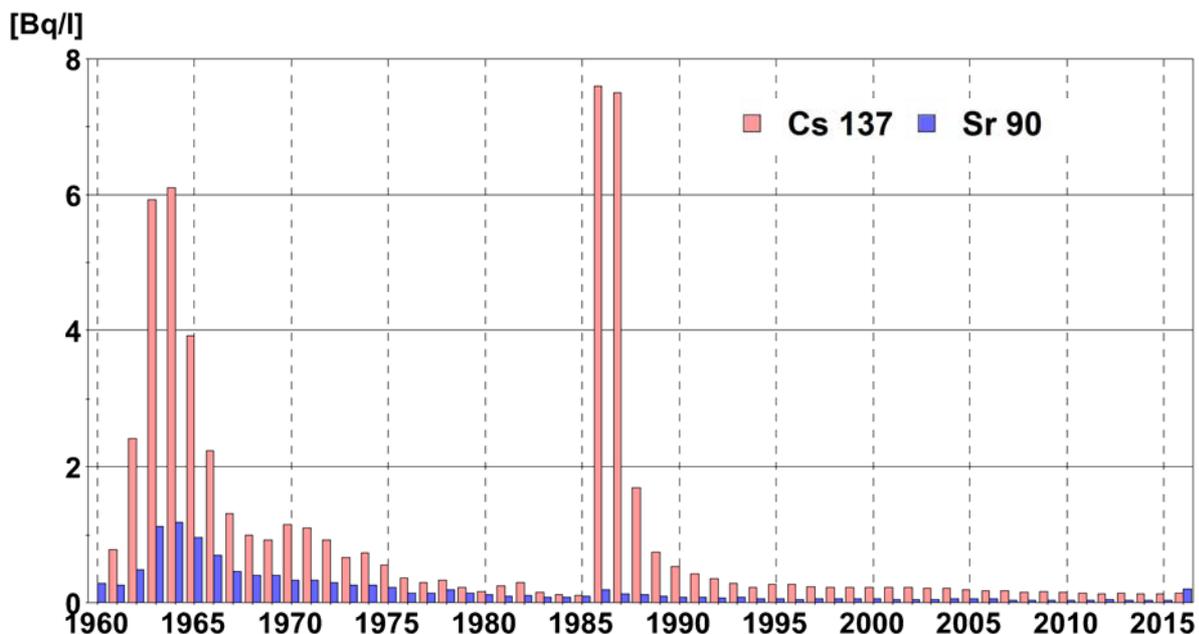


Abbildung 10.1

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

Quelle: Bundesamt für Strahlenschutz  
Daten aus IMIS

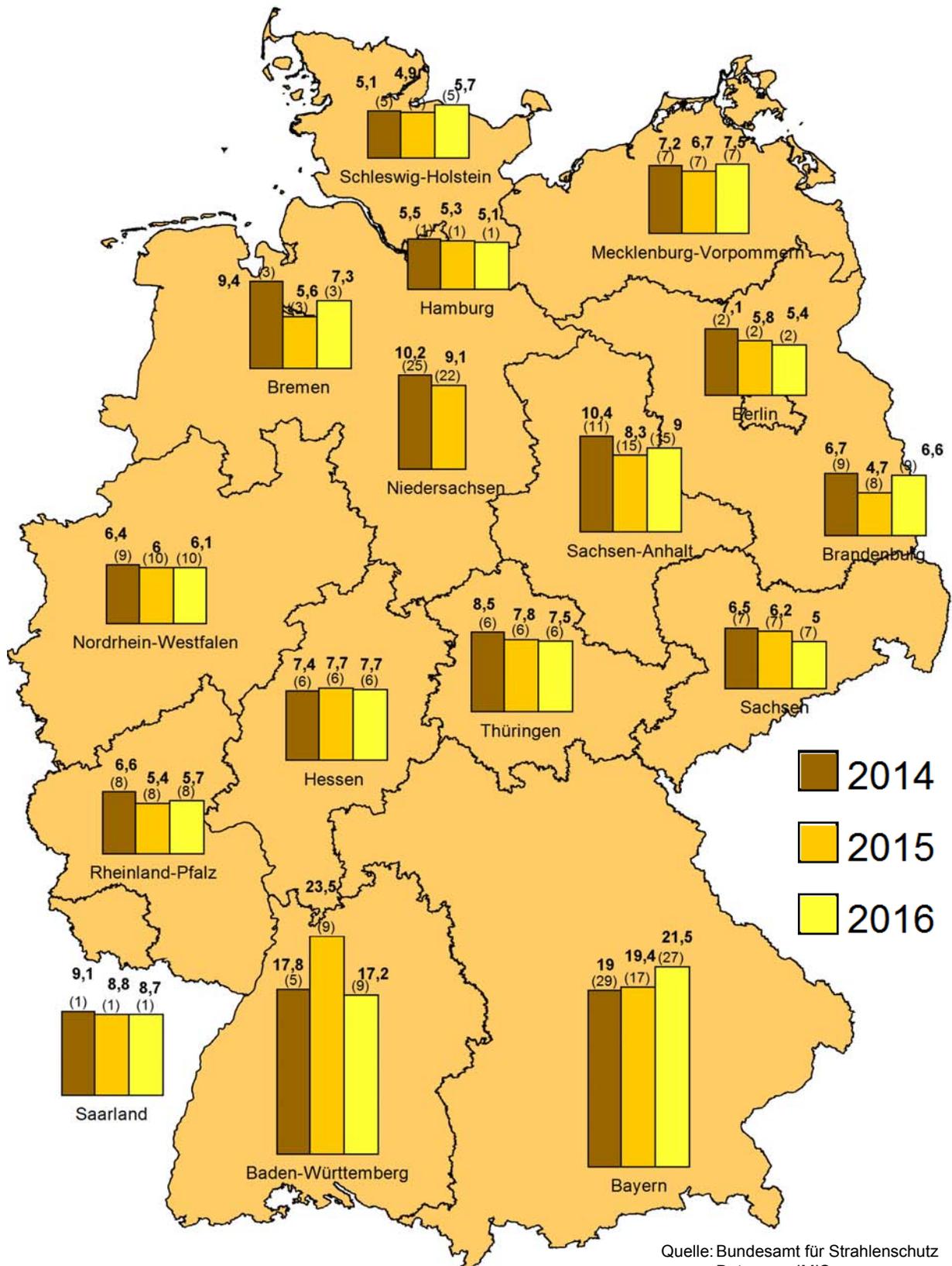


Abbildung 10.2

Radioaktive Kontamination von Ackerböden mit  $^{137}\text{Cs}$  in den Jahren 2014 bis 2016 nach Messungen der Bundesländer (Mittelwerte in Bq/kg TM, Anzahl der Messwerte in Klammern)

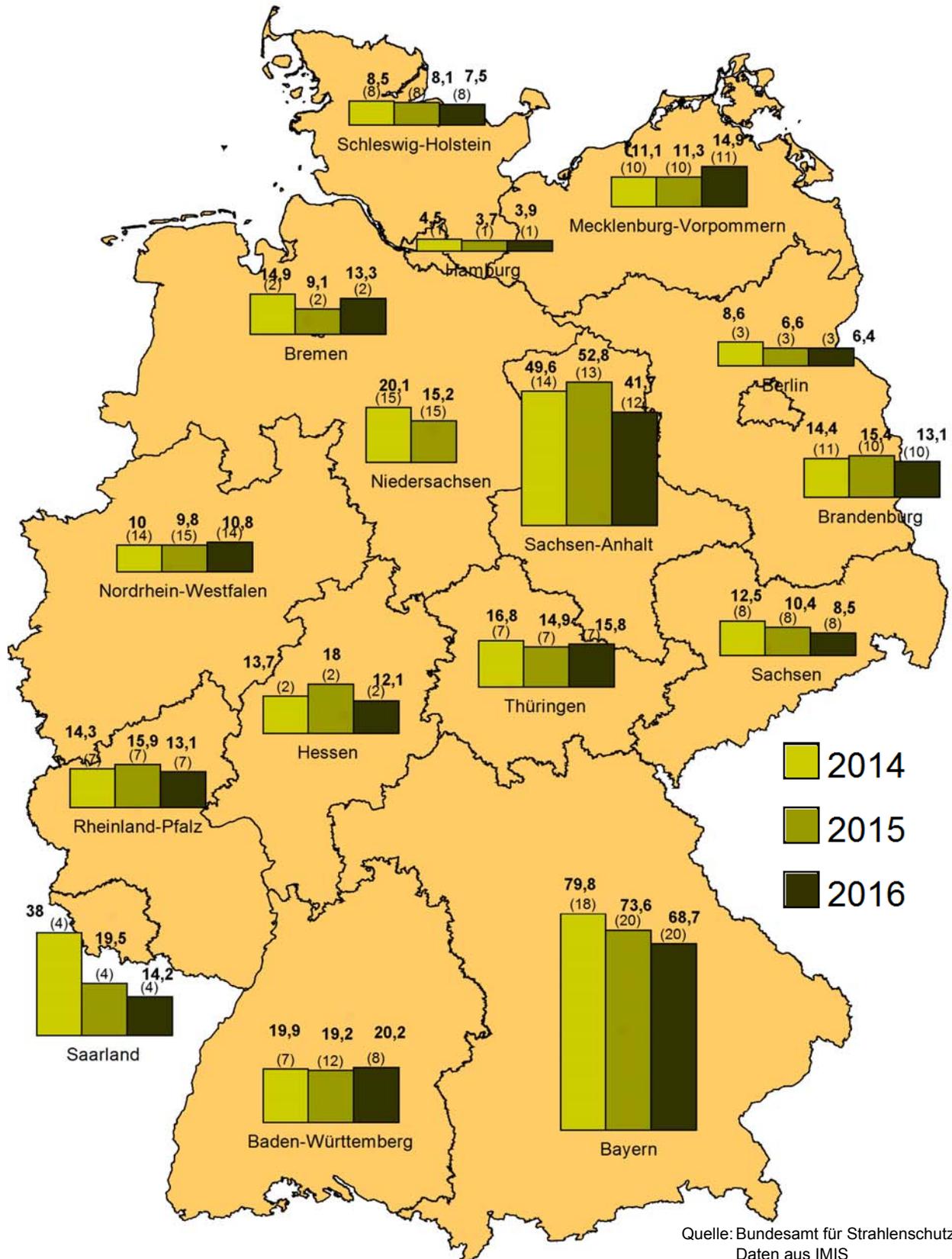


Abbildung 10.3

Radioaktive Kontamination von Weideböden mit  $^{137}\text{Cs}$  in den Jahren 2014 bis 2016 nach Messungen der Bundesländer (Mittelwerte in Bq/kg TM, Anzahl der Messwerte in Klammern)

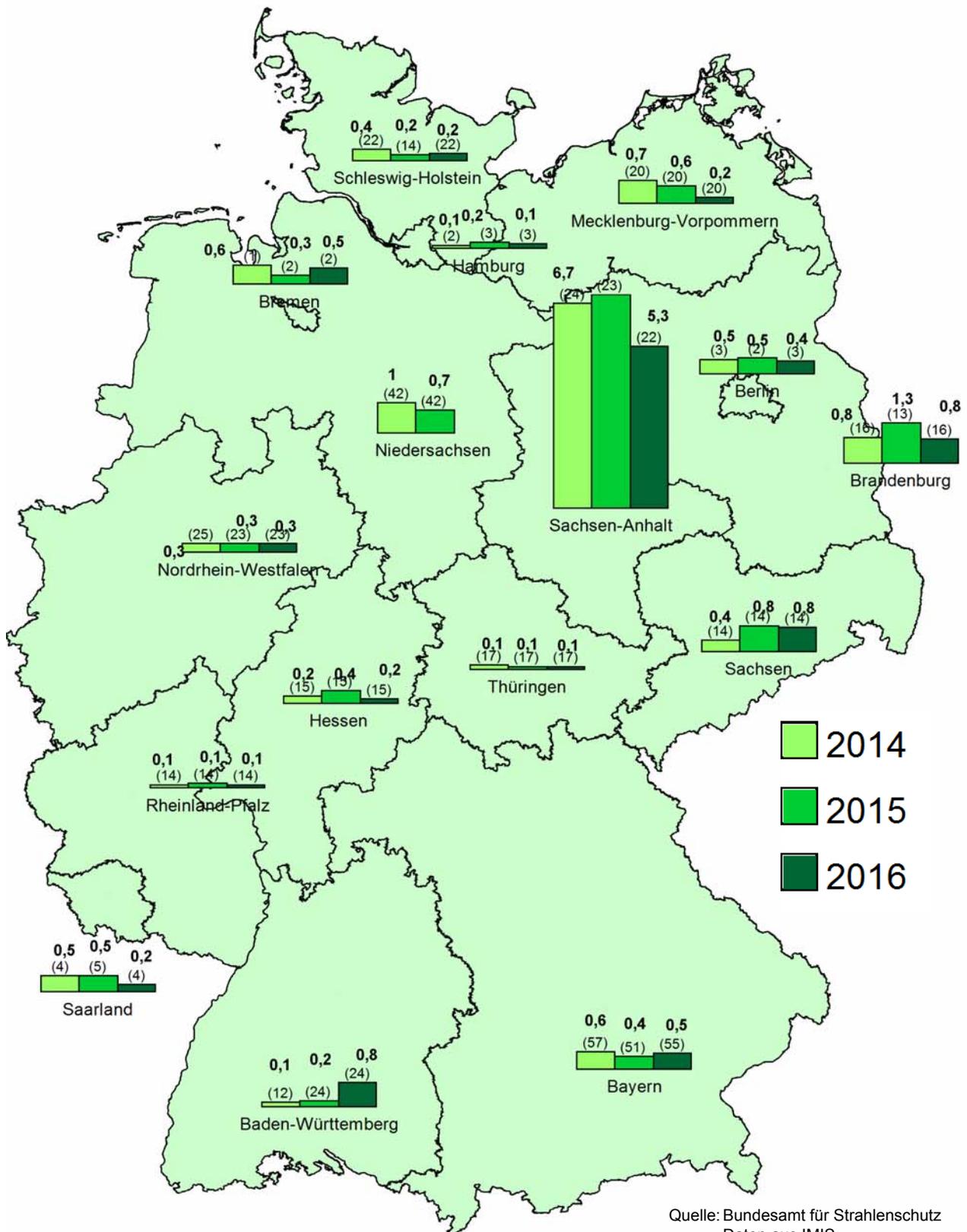


Abbildung 10.5

Radioaktive Kontamination von Weide- und Wiesenbewuchs mit  $^{137}\text{Cs}$  in den Jahren 2014 bis 2016 nach Messungen der Bundesländer (Mittelwerte in Bq/kg TM, Anzahl der Messwerte in Klammern)

Niveau erreicht. Derzeit vermindert sie sich von Jahr zu Jahr nur noch äußerst geringfügig (Abbildung 10.6). Die  $^{90}\text{Sr}$ -Aktivitätskonzentration ist in den Jahren 2014 - 2015 auf extrem niedrigem Niveau ebenfalls nahezu konstant geblieben. Andere störfallrelevante Radionuklide wie  $^{131}\text{I}$  und  $^{134}\text{Cs}$ , die nach dem Tschernobyl Unfall deponiert wurden, werden wegen ihrer kurzen Halbwertszeiten von acht Tagen bzw. zwei Jahren nicht mehr nachgewiesen. Abbildung 10.1 zeigt den Verlauf der Jahresmittelwerte der  $^{90}\text{Sr}$ - und  $^{137}\text{Cs}$ -Aktivitätskonzentrationen der Milch für den Zeitraum von 1960 bis 2015. Weitere Informationen zu verschiedenen Milchprodukten geben Tabellen in den Jahresberichten zur Umweltradioaktivität und Strahlenbelastung [15,16].

### Gesamtnahrung, Säuglings- und Kleinkindernahrung

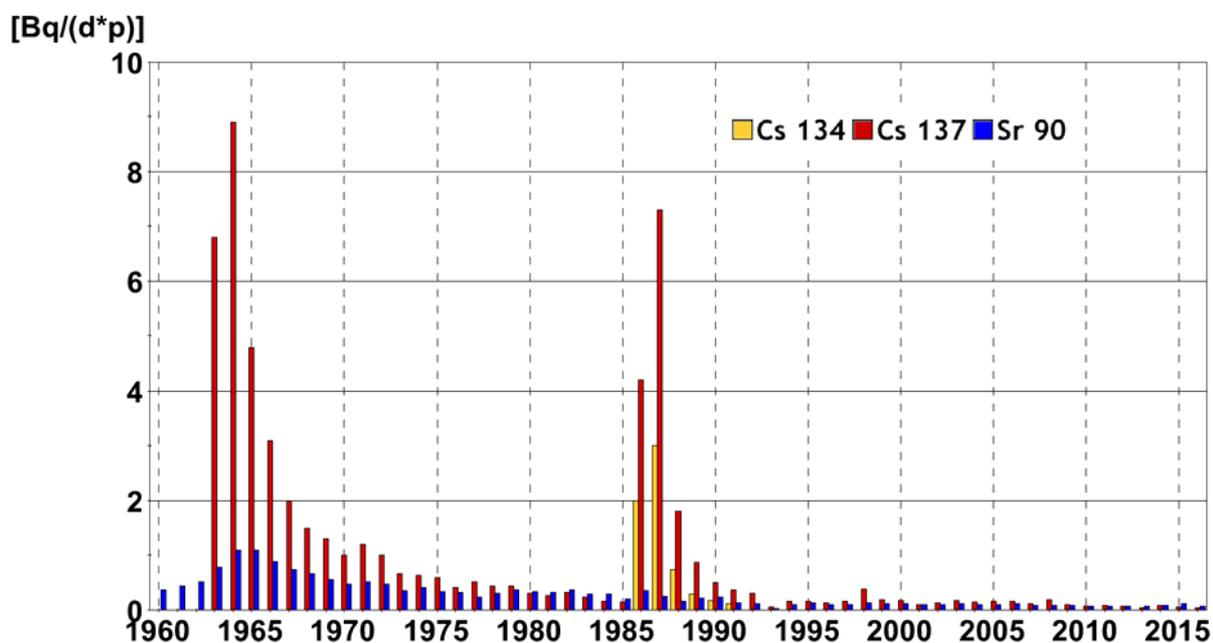
Die Beprobung der Gesamtnahrung dient der Abschätzung der ingestionsbedingten Strahlendosis gesunder Erwachsener in der Bundesrepublik Deutschland. Dazu werden verzehrsfertige Menüs der Gemeinschaftsverpflegung aus Kantinen, Heimen, Krankenhäusern und Restaurants erfasst. Daraus resultiert eine Mittelung der Verzehrsmenge und der Zusammensetzung. Bei den Gesamtnah-

rungsproben 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 [15,16].

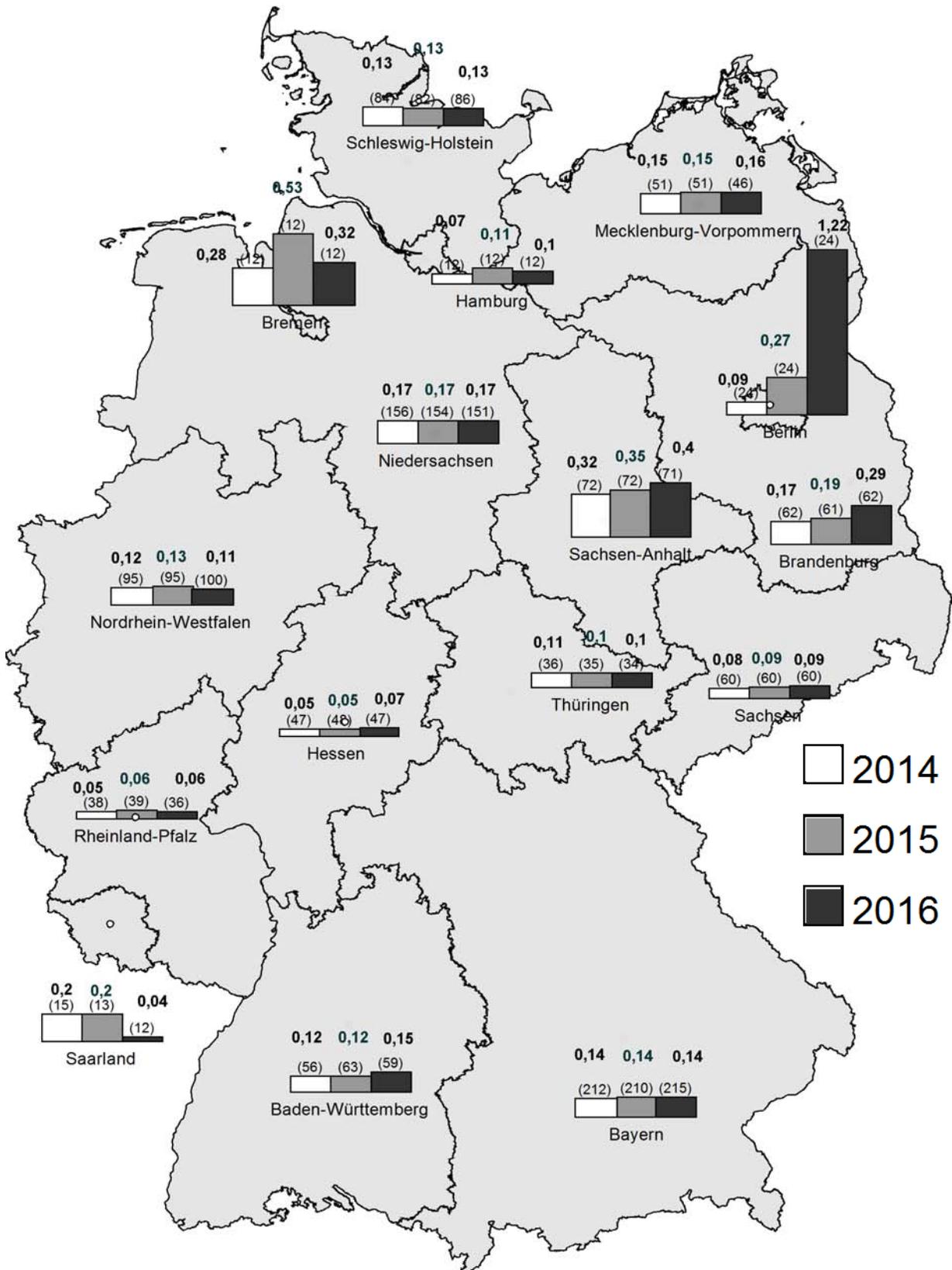
Die mittlere tägliche  $^{137}\text{Cs}$ -Aktivitätszufuhr einer Person über die Nahrung wird in Bq pro Tag und Person ( $\text{Bq}/(\text{d}\times\text{p})$ ) ausgedrückt. Für die Jahre 2014 bis 2015 können diese Werte mit 0,24 und 0,23  $\text{Bq}/(\text{d}\times\text{p})$  ermittelt werden und zeigen somit kaum eine Änderung zu den Vorjahren (Abbildung 10.4). Da in diese Ermittlung ein hoher Prozentsatz von Messwerten unterhalb der Nachweisgrenzen eingeht, wird der Wert der Aktivitätszufuhr überschätzt, was bei einer Interpretation des Wertes berücksichtigt werden muss.

In den Jahren 2014 und 2015 ergeben sich für  $^{90}\text{Sr}$  die Werte 0,09 und 0,12  $\text{Bq}/(\text{d}\times\text{p})$ , allerdings gilt die gleiche Betrachtungsweise wie für  $^{137}\text{Cs}$ , wobei ein wesentlich größerer Anteil der  $^{90}\text{Sr}$ -Messwerte nahe oder unterhalb der Nachweisgrenze liegt.



Quelle: Bundesamt für Strahlenschutz  
Daten aus IMIS

Abbildung 10.4  
Jahresmittel der Aktivitätszufuhr von  $^{137}\text{Cs}$  und  $^{90}\text{Sr}$  mit der Gesamtnahrung pro Tag und Person



Quelle: Bundesamt für Strahlenschutz  
Daten aus IMIS

Abbildung 10.6

Radioaktive Kontamination von Rohmilch mit  $^{137}\text{Cs}$  in den Jahren 2014 bis 2016 nach Messungen der Bundesländer (Mittelwerte in Bq/l, Anzahl der Messwerte in Klammern) - nur Routinemessprogramm

# 11 BESTIMMUNG DER ÖKOLOGISCHEN HALBWERTSZEITEN FÜR <sup>137</sup>Cs UND <sup>90</sup>Sr IN BÖDEN

G. Haase, T. Vagt

Max Rubner-Institut, Institut für Sicherheit und Qualität bei Milch und Fisch

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

## Einleitung

Das Projekt beschäftigt sich mit der detaillierten Analyse der Proben und Messungen aus den Landesmessstellen nach §3 des Strahlenschutzvorsorgegesetzes [20] (StrVG) zur Überwachung der Umweltradioaktivität in der Bundesrepublik Deutschland. Die Daten wurden separat pro

Bundesland statistisch aufgearbeitet. Hierzu wurden die Daten auf der SQL-Datenbank des IMIS-Systems [23] nach Bundesland selektierte und in EXCEL überführt und ausgewertet.

Das Integrierte Mess- und Informationssystem zur Überwachung der Umweltradioaktivität (IMIS) überwacht zum Schutz der Bevölkerung in Deutschland die Radioaktivität in der Umwelt und soll die Strahlenexposition der Menschen und die radioaktive Kontamination der Umwelt im Falle von Ereignissen mit möglichen nicht unerheblichen radiologischen Auswirkungen unter Beachtung des Standes der Wissenschaft und unter Berücksichtigung aller Umstände durch angemessene Maßnahmen so gering wie möglich halten (§ 1 StrVG). Zur Darstellung der Ergebnisse wurden exponentielle Zeitreihen genutzt. Im Rahmen dieser Untersuchung wurde der Versuch unternommen, Halbwertszeiten für <sup>137</sup>Cs und <sup>90</sup>Sr in Acker- und Weideböden zu bestimmen (Tabelle 11.1), da die beiden Umweltbereiche von sehr hoher Bedeutung für die Nahrungsmittelversorgung der Menschen sind. Mit Hilfe der hier bestimmten Halbwertszeiten und den entsprechenden Transferfaktoren lassen sich Prognosen erstellen, die Aufschluss über die Kontamination der angepflanzten Nahrungsmittel geben.

Die Beprobung und Analyse wurde im Rahmen der „Messanleitungen für die Überwachung der Radioaktivität in der Umwelt und zur Erfassung der radioaktiven Emission aus kerntechnischen Anlagen“ [24] des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit (BMUB) durchgeführt. Damit ergibt sich eine Probeentnahmetiefe für Ackerboden von 0 - 30 cm je nach örtlicher Gegebenheit entsprechend der Pflugtiefe und für Weideboden eine Tiefe

von 0 - 10 cm. Die auf der Oberfläche des Bodens abgelagerte Aktivität wandert mit der Zeit in die Tiefe. Ursache dafür ist der Transport mit dem nach unten sickenden Regenwasser und der Diffusion der Cäsium-Ionen in der Bodenlösung.

Weitere Faktoren für die Tiefenwanderung sind die Aktivität von Bodenlebewesen und mikrobielle Prozesse. Zusätzlich kommt noch die Bodenbearbeitung bei Ackerböden hinzu, so dass die Verfügbarkeit der Radionuklide für die Pflanzen abnimmt und somit eine Aufnahme verringert wird. Wiederholtes Pflügen kann zu einer homogeneren Verteilung der eingetragenen Radionuklide bis zur Pflugschartiefe führen, somit ist theoretisch ein langsamer Wegtransport der Aktivität im Vergleich zu Weideböden zu erwarten. Die in Zeitreihen zu messende ökologische Halbwertszeit sollte daher kürzer als die physikalische Halbwertszeit des jeweiligen Radionuklids sein, um die genannten Verlusteffekte widerzuspiegeln.

Da die Analyse über alle untersuchten Bodenarten durchgeführt wurde, sind die Ergebnisse für die Halbwertszeiten ohne Berücksichtigung der Bodenbeschaffenheit. Im Rahmen dieser Untersuchung wurde jedes Bundesland separat erfasst und analysiert. Bei der Analyse von Aktivitätskonzentrationen eines Radionuklids in Zeitreihen in Bezug auf ein Umweltmedium kann von der Existenz ökologischer Halbwertszeiten ausgegangen werden. Hierbei kann man von einer statistischen Hypothese ausgehen. Die analysierte Zeitreihe unterliegt einem Trend zur Abnahme der Aktivitätskonzentration, so dass dieser Trend mit Hilfe einer Exponentialfunktion beschrieben werden kann und die gesuchte ökologische Halbwertszeit beinhaltet.

In den **Abbildungen 11.1 bis 11.8** werden beispielhaft 8 Zeitverläufe für Ackerboden und Weideboden in Bezug auf <sup>137</sup>Cs und <sup>90</sup>Sr aufgezeigt. Die Abbildungen lassen recht deutlich einen zeitlichen Trend erkennen, der mit Hilfe einer Exponentialfunktion beschrieben werden kann.

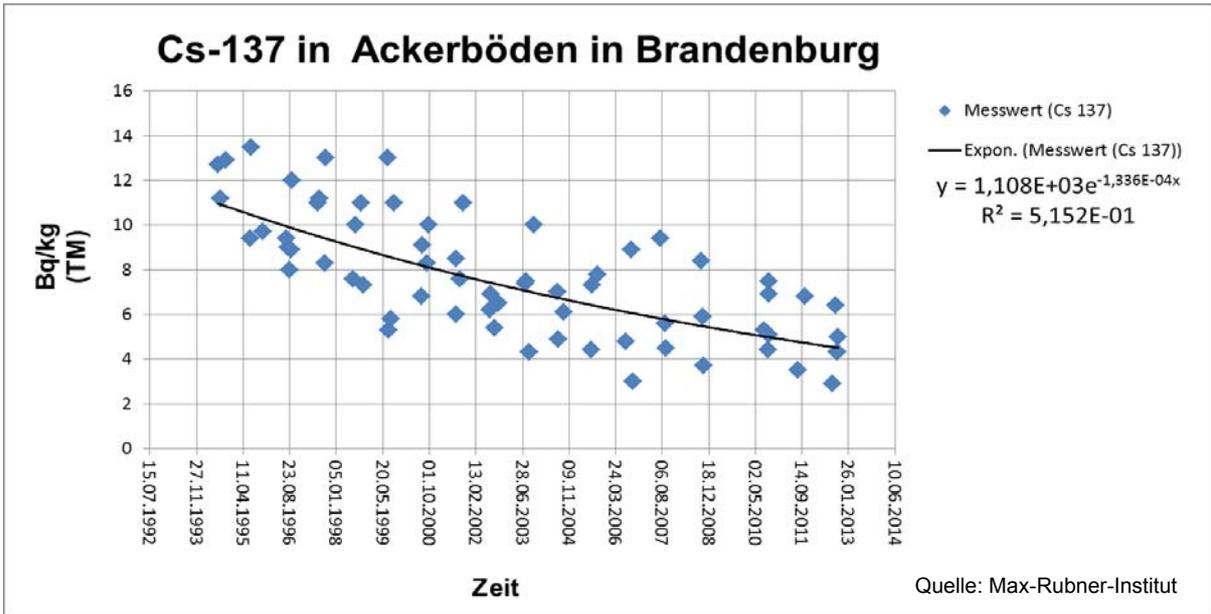


Abbildung 11.1  
 Zeitverlauf für  $^{137}\text{Cs}$  in Ackerböden für das Land Brandenburg mit exponentieller Regression

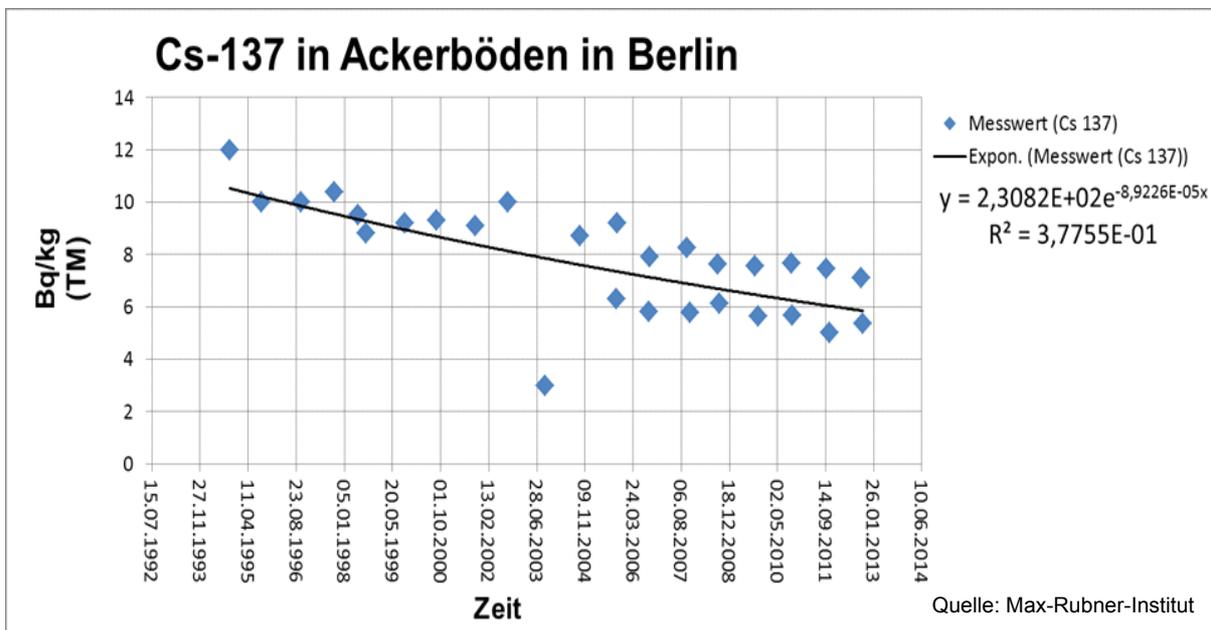


Abbildung 11.2  
 Zeitverlauf für  $^{137}\text{Cs}$  in Ackerböden für das Land Berlin mit exponentieller Regression

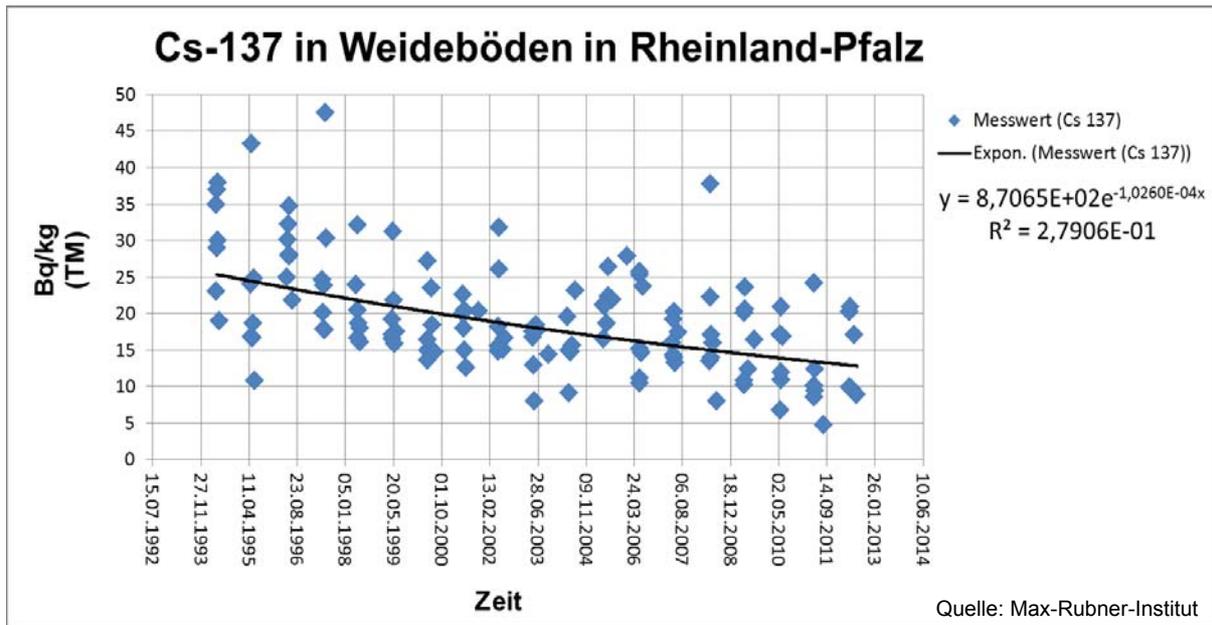


Abbildung 11.3  
 Zeitverlauf für  $^{137}\text{Cs}$  in Weideböden für das Land Rheinland-Pfalz mit exponentieller Regression

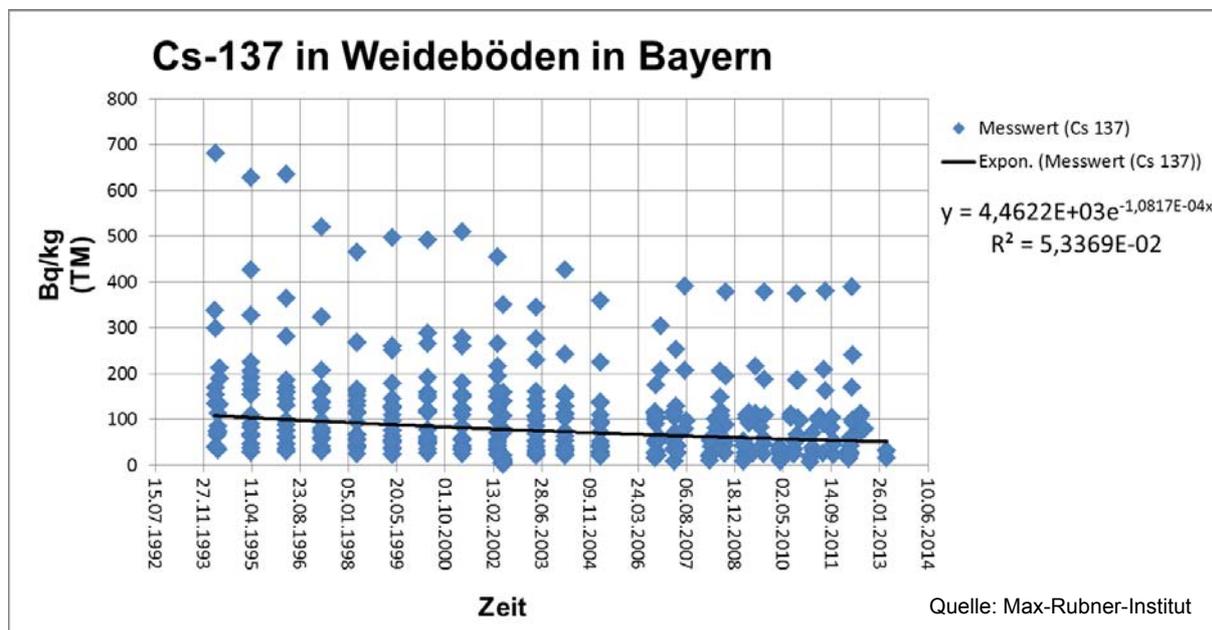


Abbildung 11.4  
 Zeitverlauf für  $^{137}\text{Cs}$  in Weideböden für das Land Bayern mit exponentieller Regression

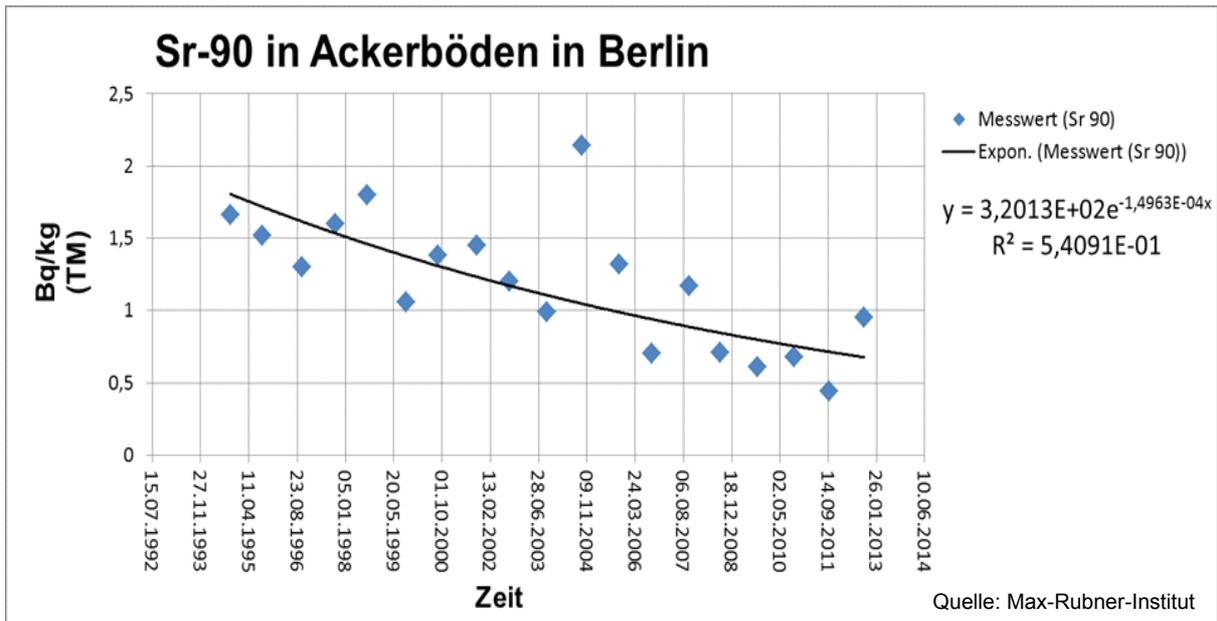


Abbildung 11.5  
 Zeitverlauf für <sup>90</sup>Sr in Ackerböden für das Land Berlin mit exponentieller Regression

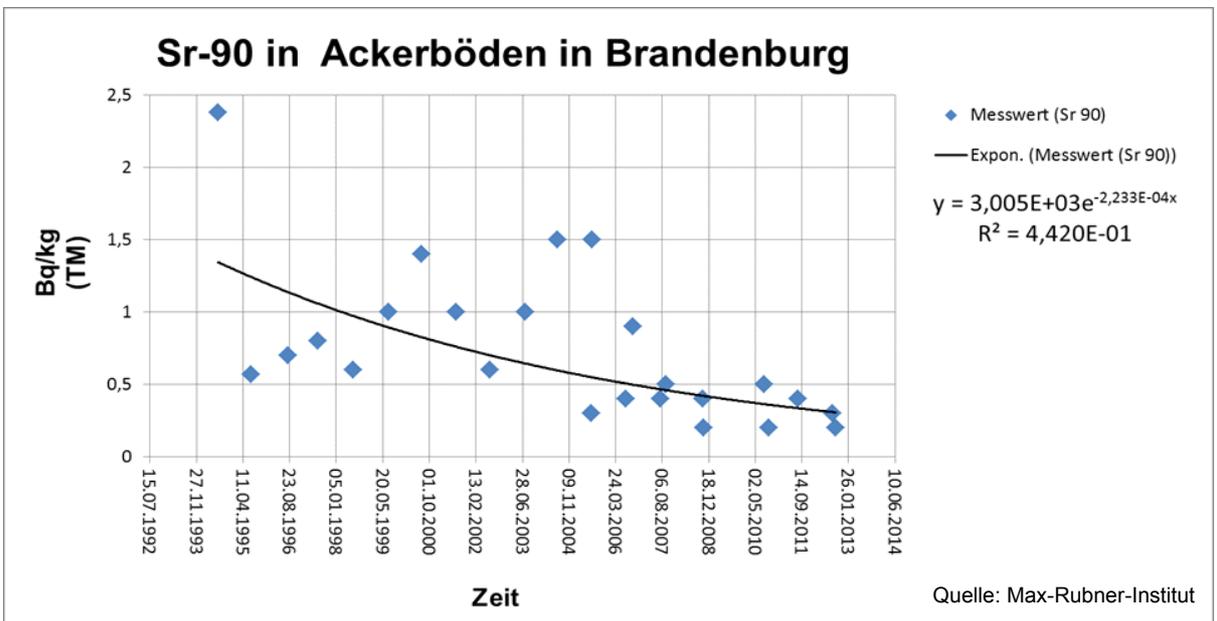


Abbildung 11.6  
 Zeitverlauf für <sup>90</sup>Sr in Ackerböden für das Land Brandenburg mit exponentieller Regression

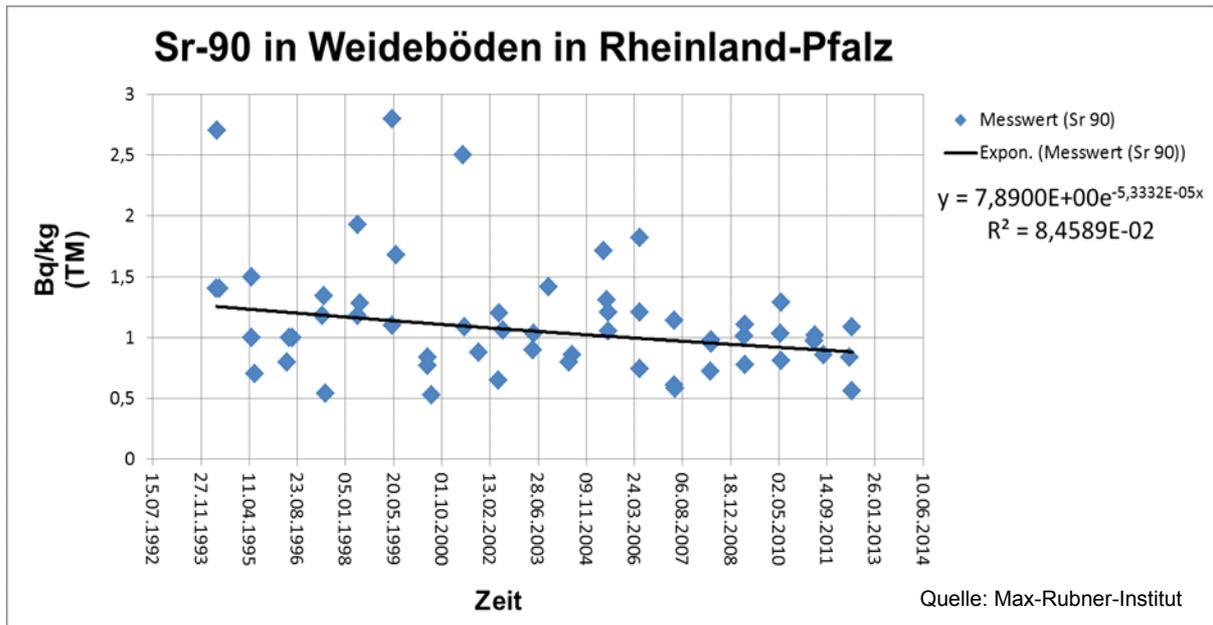


Abbildung 11.7  
 Zeitverlauf für <sup>90</sup>Sr in Weideböden für das Land Rheinland-Pfalz mit exponentieller Regression

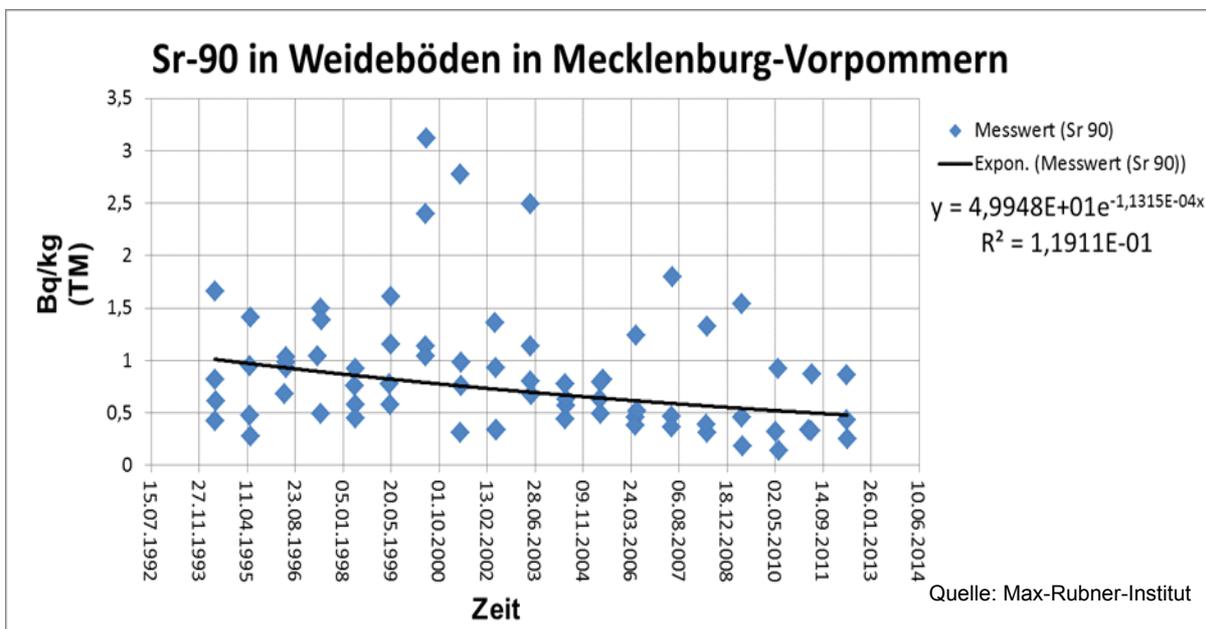


Abbildung 11.8  
 Zeitverlauf für <sup>90</sup>Sr in Weideböden für das Land Mecklenburg-Vorpommern mit exponentieller Regression

## Ergebnisse der Auswertung

Die in IMIS gemessenen Aktivitätswerte für  $^{137}\text{Cs}$  und  $^{90}\text{Sr}$  sind mit einem maximalen Messfehler von 10% beziehungsweise 30% angegeben. Systematische Fehler bei der Probenentnahme und der Aufbereitung werden nicht erfasst. Die Güte  $R^2$  der Regressionen liegt in einem Bereich von 5% - 60%.

### $^{137}\text{Cs}$ in Ackerböden

Tabelle 11.2 zeigt Faktoren für die exponentiellen Trendfunktionen in Ackerböden in Bezug auf  $^{137}\text{Cs}$  mit einer Halbwertszeit von 22 Jahren in den entsprechenden Bundesländern. Die Bestimmungen der e-Funktionen wurden in EXCEL durchgeführt. EXCEL rechnet ab dem Jahr 1900, daher werden in den oberen beiden Spalten unter dem Bezugsdatum auch die Anzahl der verstrichenen Tage angegeben. In der ersten Spalte werden die Bundesländer aufgeführt. In Spalte 2 und 3 sind die Parameter der e-Funktion angegeben. In den Spalten 4 bis 6 werden die Aktivitäten in Bq/kg Trockenmasse (TM) aufgezeigt. Im Folgenden gilt diese Erläuterung auch für Tabelle 11.4, 11.6 und 11.8. Die Daten des Saarlandes waren nicht auswertbar.

Zur Überprüfung der Richtigkeit der Halbwertszeit von 22 Jahren für Ackerböden wurde der Mittelwert aus den erhaltenen Verhältnissen der Länder in Bezug auf die Halbwertszeit von 22 Jahren berechnet und in Tabelle 11.3 dargestellt.

Ausgehend von der Anfangsaktivität wurden die Verhältnisse gebildet, die bei dieser Mittelung bei 0,50 (50% der Aktivität) und 0,25 (25% der Aktivität) liegen sollten. Diese Erläuterung gilt ebenso für Tabelle 11.5, 11.7 und 11.9. Durch die beiden Mittelwerte beziehungsweise Verhältnisse von 0,50 und 0,25 wird die Halbwertszeit von 22 Jahren für  $^{137}\text{Cs}$  in Acker-

böden bestätigt. Die Daten der fehlenden Länder waren nicht auswertbar.

### $^{137}\text{Cs}$ in Weideböden

Zur Überprüfung der Richtigkeit der Halbwertszeit von 18 Jahren für Weideböden wurde der Mittelwert aus den erhaltenen Verhältnissen der Länder in Bezug auf die Halbwertszeit von 18 Jahren berechnet und in Tabelle 11.5 dargestellt. Durch die beiden Mittelwerte beziehungsweise Verhältnisse von 0,50 und 0,27 wird die Halbwertszeit von 18 Jahren für  $^{137}\text{Cs}$  in Weideböden bestätigt. Die Daten der fehlenden Länder waren nicht auswertbar.

### $^{90}\text{Sr}$ in Ackerböden

Zur Überprüfung der Richtigkeit der Halbwertszeit von 21 Jahren für Ackerböden wurde der Mittelwert aus den erhaltenen Verhältnissen der Länder in Bezug auf die Halbwertszeit von 21 Jahren berechnet und in Tabelle 11.7 dargestellt. Durch die beiden Mittelwerte beziehungsweise Verhältnisse von 0,50 und 0,30 wird die Halbwertszeit von 21 Jahren für  $^{90}\text{Sr}$  in Ackerböden bestätigt. Die Daten der fehlenden Länder waren nicht auswertbar.

### $^{90}\text{Sr}$ in Weideböden

Zur Überprüfung der Richtigkeit der Halbwertszeit von 17 Jahren für Weideböden wurde der Mittelwert aus den erhaltenen Verhältnissen der Länder in Bezug auf die Halbwertszeit von 17 Jahren berechnet und in Tabelle 11.9 dargestellt. Darüber hinaus wurden Länder ohne auswertbare Daten in dieser Tabelle nicht berücksichtigt. Die beiden Mittelwerte beziehungsweise Verhältnisse von 0,51 und 0,29 zeigen eindeutig die richtige Wahl der Halbwertszeit von 17 Jahren für  $^{90}\text{Sr}$  in Weideböden.

**Tabelle 11.1**  
Anzahl der ausgewerteten Messwerte für die Bestimmung der Halbwertszeiten

Bodenart	Radionuklid	Anzahl der Messwerte
Ackerboden	$^{137}\text{Cs}$	2651
Weideboden	$^{137}\text{Cs}$	2236
Ackerboden	$^{90}\text{Sr}$	643
Weideboden	$^{90}\text{Sr}$	1186

## Zusammenfassung

In der vorliegenden Untersuchung wurden die Umweltradioaktivitätsdaten von 16 Bundesländern für die Jahre 1994-2013 aus dem IMIS-System gezogen und in EXCEL konvertiert, so dass die Auswertung der Daten durchgeführt werden konnte. Da die Datenextraktion aus IMIS sehr heterogen ist, mussten in EXCEL alle Datentabellen händisch in eine einheitliche Form gebracht werden. Die Auswertung wurde für die umweltrelevanten Radionuklide Cs-137 und Sr-90 durchgeführt. Aus den Daten wurden Halbwertszeiten ermittelt, so dass die in der Zukunft liegende Entwicklung der Radioaktivität abgeschätzt werden kann. Einige Länder wurden nicht in die Untersuchung und Auswertung einbezogen, da hier kein plausibler Verlauf der Aktivität über die Jahre gemessen wurde und sie daher nicht in die Auswertesystematik übernommen werden konnten.

Somit reduzieren sich die physikalischen Halbwertszeiten ( $^{137}\text{Cs}$  30,17 Jahre,  $^{90}\text{Sr}$  28,78 Jahre) um 30-40%. Die Reduktion ist bei Weideböden größer, da hier die Aktivität unbeeinflusst durch Bodenbearbeitung in tiefere Bodenschichten wandern kann. Darüber hinaus wurden auch nur die ersten 10 cm des Weidebodens beprobt. Bei Ackerböden werden tiefere Bodenschichten wieder nach oben gepflügt, so dass eine Tiefenwanderung der Aktivität etwas länger dauert und somit die Reduktion der Aktivität ge-

ringer ausfällt. Allerdings ist auch zu beachten, dass die Bodenproben bis zur Pflugschartiefe genommen werden. Für Sr-90 liegt die Unsicherheit höher als bei Cs-137, da die Messwerte hier deutlich kleiner ausfallen. Dies hat zur Folge, dass größere Schwankungen in den Länder auftreten. Die Mittelung über die Länder liefert allerdings plausible Verhältnisse und somit die entsprechenden Halbwertszeiten.

In der recht umfangreichen Veröffentlichung „Erfassung ökologischer Halbwertszeiten von Sr-90 und  $^{137}\text{Cs}$  in terrestrischen und aquatischen Ökosystemen“ [25] werden ebenfalls ökologische Halbwertszeiten für Böden angegeben. Es wird eine Untersuchung aus Nord Schweden zitiert, bei der für Weideboden 0-10 cm eine ökologische Halbwertszeit für  $^{137}\text{Cs}$  von  $34,6 \pm 21,8$  Jahre angegeben wird. Es wurde an 8 Flächen jeweils jährlich eine Probe im Zeitraum von 1990-1997 gezogen, so dass insgesamt 64 Proben analysiert wurden. Eine weitere Halbwertszeit aus der Publikation wurde für Sandboden ermittelt und beträgt für  $^{137}\text{Cs}$   $34,6 \pm 12,9$  Jahre. Die Autoren erwähnen weiter eine Untersuchung, die eine Halbwertszeit von  $13,4 \pm 15,4$  Jahren für  $^{137}\text{Cs}$  in der Bodenschicht 0-10 cm liefert. Allerdings konnte aus den meisten Daten dieser Publikation kein zeitlicher Trend abgeleitet werden, so dass Halbwertszeiten von 30-300 Jahren ermittelt wurden.

Tabelle 11.2

Bestimmung der Faktoren für die exponentiellen Trendfunktionen in Ackerböden in Bezug auf  $^{137}\text{Cs}$  mit einer Halbwertszeit von 22 Jahren in den entsprechenden Bundesländern

Bundesland	$y = m \cdot e^{b \cdot x}$		31.12.1993	31.12.2015	31.12.2037
	m	b	34334	42369	50405
Schleswig-Holstein	1,67E+02	-7,95E-05	10,86	5,73	3,02
Hamburg	1,46E+03	-1,37E-04	13,11	4,35	1,44
Niedersachsen	2,43E+02	-8,38E-05	13,66	6,97	3,55
Bremen	4,47E+02	-1,03E-04	13,12	5,74	2,51
Nordrhein-Westfalen	1,15E+02	-6,75E-05	11,36	6,61	3,84
Hessen	2,95E+02	-9,19E-05	12,59	6,02	2,88
Rheinland-Pfalz	2,01E+02	-9,00E-05	9,16	4,45	2,16
Baden-Württemberg	1,44E+02	-6,00E-05	18,30	11,30	6,98
Bayern	3,88E+02	-8,00E-05	24,86	13,07	6,87
Berlin	2,31E+02	-9,00E-05	10,50	5,10	2,47
Brandenburg	1,11E+03	-1,30E-04	12,76	4,49	1,58
Mecklenburg-Vorpommern	2,93E+02	-9,00E-05	13,35	6,48	3,14
Sachsen	1,34E+02	-7,00E-05	12,13	6,91	3,94
Sachsen-Anhalt	3,09E+02	-9,00E-05	14,06	6,82	3,31
Thüringen	1,32E+02	-7,00E-05	11,92	6,79	3,87

Tabelle 11.3

Bestimmung der Verhältnisse aus der ökologischen Halbwertszeit von 22 Jahren für  $^{137}\text{Cs}$  in Ackerböden

Bundesland	Erste Halbwertszeit (nach 22 Jahren)	Zweite Halbwertszeit (nach 44 Jahren)
Schleswig-Holstein	0,53	0,28
Hamburg	0,33	0,11
Niedersachsen	0,51	0,26
Bremen	0,44	0,19
Nordrhein-Westfalen	0,58	0,34
Hessen	0,48	0,23
Rheinland-Pfalz	0,48	0,23
Baden-Württemberg	0,62	0,38
Bayern	0,53	0,28
Berlin	0,48	0,24
Brandenburg	0,35	0,12
Mecklenburg-Vorpommern	0,48	0,24
Sachsen	0,57	0,32
Sachsen-Anhalt	0,49	0,24
Thüringen	0,57	0,28
<b>Mittelwert der Länder</b>	<b>0,50</b>	<b>0,25</b>

Tabelle 11.4

Bestimmung der Faktoren für die exponentiellen Trendfunktionen in Weideböden in Bezug auf  $^{137}\text{Cs}$  mit einer Halbwertszeit von 18 Jahren in den entsprechenden Bundesländern

Bundesland	$y = m \cdot e^{b \cdot x}$		31.12.1993	31.12.2015	31.12.2029
	m	b	34334	40908	47483
Schleswig-Holstein	4,05E+02	-9,04E-05	18,19	10,04	5,54
Hamburg	1,06E+06	-3,06E-04	29,07	3,89	0,52
Niedersachsen	3,73E+03	-1,34E-04	37,93	15,76	6,54
Bremen	2,53E+02	-7,25E-05	21,03	13,06	8,11
Nordrhein-Westfalen	1,08E+03	-1,16E-04	20,24	9,45	4,41
Hessen	4,57E+02	-8,52E-05	24,53	14,01	8,00
Rheinland-Pfalz	8,71E+02	-1,03E-04	25,70	13,09	6,67
Bayern	4,46E+03	-1,08E-04	108,69	53,36	26,20
Berlin	3,04E+03	-1,47E-04	19,47	7,40	2,81
Brandenburg	1,19E+02	-5,00E-05	21,31	15,34	11,04
Mecklenburg-Vorpommern	9,45E+02	-1,14E-04	19,12	9,06	4,29
Sachsen	8,87E+02	-1,12E-04	18,95	9,08	4,35
Thüringen	1,78E+02	-6,00E-05	22,73	15,32	10,32

Tabelle 11.5

Bestimmung der Verhältnisse aus der ökologischen Halbwertszeit von 18 Jahren für  $^{137}\text{Cs}$  in Weideböden

Bundesland	Erste Halbwertszeit (nach 18 Jahren)	Zweite Halbwertszeit (nach 36 Jahren)
Schleswig-Holstein	0,55	0,3
Hamburg	0,13	0,02
Niedersachsen	0,42	0,17
Bremen	0,62	0,38
Nordrhein-Westfalen	0,47	0,22
Hessen	0,57	0,33
Rheinland-Pfalz	0,51	0,26
Bayern	0,49	0,24
Berlin	0,38	0,14
Brandenburg	0,72	0,52
Mecklenburg-Vorpommern	0,47	0,22
Sachsen	0,48	0,23
Thüringen	0,67	0,45
<b>Mittelwert der Länder</b>	<b>0,50</b>	<b>0,27</b>

Tabelle 11.6

Bestimmung der Faktoren für die exponentiellen Trendfunktionen in Ackerböden in Bezug auf  $^{90}\text{Sr}$  mit einer Halbwertszeit von 21 Jahren in den entsprechenden Bundesländern

Bundesland	$y = m \cdot e^{b \cdot x}$		31.12.1993	31.12.2015	31.12.2035
	m	b	34334	42004	49674
Hamburg	7,03E+02	-1,69E-04	2,09	0,57	0,16
Niedersachsen	2,06E+01	-6,69E-05	2,07	1,24	0,74
Bremen	3,18E+00	-2,95E-05	1,16	0,92	0,73
Nordrhein-Westfalen	2,26E+00	-2,05E-05	1,12	0,95	0,82
Hessen	7,69E+01	-1,23E-04	1,11	0,43	0,17
Rheinland-Pfalz	1,95E+01	-8,42E-05	1,08	0,57	0,30
Bayern	2,56E+00	-1,92E-05	1,33	1,14	0,99
Berlin	3,20E+02	-1,49E-04	1,90	0,61	0,19
Brandenburg	3,01E+03	-2,23E-04	1,41	0,25	0,05
Mecklenburg-Vorpommern	2,09E+01	-9,14E-05	0,91	0,45	0,22
Sachsenanhalt	2,46E+03	-2,09E-04	1,91	0,39	0,08
Thüringen	4,08E+01	-9,06E-05	1,82	0,91	0,45

Tabelle 11.7

Bestimmung der Verhältnisse aus der ökologischen Halbwertszeit von 21 Jahren für  $^{90}\text{Sr}$  in Ackerböden

Bundesland	Erste Halbwertszeit (nach 21 Jahren)	Zweite Halbwertszeit (nach 42 Jahren)
Hamburg	0,27	0,07
Niedersachsen	0,60	0,36
Bremen	0,80	0,64
Nordrhein-Westfalen	0,85	0,73
Hessen	0,39	0,15
Rheinland-Pfalz	0,52	0,27
Bayern	0,86	0,74
Berlin	0,32	0,10
Brandenburg	0,18	0,03
Mecklenburg-Vorpommern	0,50	0,25
Sachsen-Anhalt	0,21	0,04
Thüringen	0,50	0,25
<b>Mittelwert der Länder</b>	<b>0,50</b>	<b>0,30</b>

Tabelle 11.8

Bestimmung der Faktoren für die exponentiellen Trendfunktionen in Weideböden in Bezug auf <sup>90</sup>Sr mit einer Halbwertszeit von 17 Jahren in den entsprechenden Bundesländern

Bundesland	y= m·e <sup>b·x</sup>		31.12.1993	31.12.2010	31.12.2027
	m	b	34334	40543	46752
Schleswig-Holstein	9,65E+02	-1,76E-04	2,33	0,78	0,26
Hamburg	3,64E+00	-2,51E-05	1,54	1,32	1,13
Niedersachsen	9,68E+01	-9,69E-05	3,47	1,90	1,04
Nordrhein-Westfalen	1,31E+01	-6,41E-05	1,45	0,97	0,65
Hessen	4,38E+03	-2,02E-04	4,23	1,21	0,34
Rheinland-Pfalz	7,89E+00	-5,33E-05	1,27	0,91	0,65
Berlin	8,90E+01	-1,21E-04	1,40	0,66	0,31
Brandenburg	4,53E+03	-2,03E-04	4,33	1,23	0,35
Mecklenburg-Vorpommern	4,99E+01	-1,13E-04	1,03	0,51	0,25
Sachsen	4,40E+02	-1,57E-04	2,02	0,76	0,29

Tabelle 11.9

Bestimmung der Verhältnisse aus der ökologischen Halbwertszeit von 17 Jahren für <sup>90</sup>Sr in Weideböden

Bundesland	Erste Halbwertszeit (nach 17 Jahren)	Zweite Halbwertszeit (nach 34 Jahren)
Schleswig-Holstein	0,34	0,11
Hamburg	0,86	0,73
Niedersachsen	0,55	0,30
Nordrhein-Westfalen	0,67	0,45
Hessen	0,28	0,08
Rheinland-Pfalz	0,72	0,52
Berlin	0,47	0,22
Brandenburg	0,28	0,08
Mecklenburg-Vorpommern	0,50	0,25
Sachsen	0,38	0,14
<b>Mittelwert der Länder</b>	0,51	0,29

Tabelle 11.10

Zusammenstellung der bestimmten Halbwertszeiten

Bodenart	Halbwertszeit <sup>137</sup> Cs in Jahren	Halbwertszeit <sup>90</sup> Sr in Jahren
Ackerböden	22	21
Weideböden	18	17

# 12 RADIOAKTIVE STOFFE IN ABWASSER, KLÄRSCHLAMM UND ABFÄLLEN

P. Hofmann, K. Schmidt, C. Wittwer

Bundesamt für Strahlenschutz

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

## Radioaktive Stoffe in Abfällen

Abfälle fallen bei vielen häuslichen, kommunalen und gewerblichen einschließlich industriellen Tätigkeiten an. Bevor ein Teil dieser Abfälle auf einer Deponie gelagert werden kann, muss aus abfallrechtlicher Sicht geprüft werden, ob eine vorherige Behandlung (z. B. thermische Verwertung von Hausmüll, Kompostierung organischer Abfälle) oder eine Rückführung der Stoffe (z. B. Bauschutt, Glas, Metallschrott) oder einzelner Bestandteile in den Stoffkreislauf möglich ist. Demnach schließt in diesem Kontext der Begriff „Abfälle“ sowohl die Abfälle im Sinne der Beseitigung als auch die wiederzuverwertenden Reststoffe mit ein. In der Überwachung der Umweltradioaktivität durch die amtlichen Messstellen der Länder gemäß Strahlenschutzvorsorgegesetz (StrVG) werden nur solche Abfälle untersucht, die von radioökologischer Bedeutung sein können. In diesem Zusammenhang werden entsprechend des Routinemessprogramms (nach AVV-IMIS) in Deutschland folgende Medien überwacht:

- 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.

Im Wesentlichen werden an diesen Medien nur gammaspektrometrische Untersuchungen ( $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{131}\text{I}$ ,  $^{40}\text{K}$ ) vorgenommen. Im Sickerwasser von Deponien wird darüber hinaus auch Tritium bestimmt.

Tabellen mit Messwerten von  $^{60}\text{Co}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{40}\text{K}$ ,  $^{131}\text{I}$  und Tritium ( $^3\text{H}$ ) in den überwachten Medien für die Jahre 2014 und 2015 sind in den Jahresberichten „Umweltradioaktivität und Strahlenbelastung“ des BMUB [15, 16] enthalten.

Tritium im Sickerwasser bzw. oberflächennahen Grundwasser von Hausmülldeponien stammt vorwiegend aus Altlasten der Uhren- und Gerätefertigung. Die Konzentrationsbereiche von Tritium in den untersuchten Proben lagen in den Jahren 2014 und 2015 zwischen 3,1 und 270 Bq/l, die Mediane jeweils bei 22 Bq/l.

In zahlreichen Proben von Flugasche/Filterstaub aus Verbrennungsanlagen konnte das in der Nuklearmedizin angewandte Nuklid  $^{131}\text{I}$  nachgewiesen werden. In den Jahren 2014 und 2015 wurden Messwerte von 0,18 bis 31 Bq/kg TM ermittelt. Die spezifischen Aktivitäten des natürlich vorkommenden Nuklids  $^{40}\text{K}$  lagen in diesem Zeitraum im Bereich von 250 bis 3200 Bq/kg TM. In den festen Rückständen der Rauchgasreinigung (vorwiegend Klärschlammverbrennungsanlagen) findet eine starke Anreicherung von  $^{131}\text{I}$  statt; es wurden Werte von 0,18 bis zu 620 Bq/kg TM festgestellt.

Der Gehalt von  $^{137}\text{Cs}$  in Reststoffen und Abfällen wird weiterhin durch den Fallout nach dem Reaktorunfall von Tschernobyl bestimmt. 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. Da eine regionale Abhängigkeit auf Grund der geringen Menge an Datenpunkten im südlichen Raum jedoch nicht valide zu stützen ist, werden in der Auswertung nur die Daten des gesamten Bundesgebietes betrachtet. Die Mediane für Flugasche/Filterstaub aus Verbrennungsanlagen lagen in den Jahren 2014 und 2015 bei 15 und 14 Bq/kg TM.

## Radioaktive Stoffe in Abwasser und Klärschlamm

Im Rahmen der Überwachung der Umweltradioaktivität nach dem StrVG werden gereinigte kommunale Abwässer (Klarwässer) aus den Abläufen der Kläranlagen und die bei der biologischen Abwasserreinigung in Kläranlagen anfallenden Klärschlämme untersucht. Die Messwerte für Klärschlämme beziehen sich dabei 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 oder Faulschlämme. Abwässer und Klärschlämme sind radioökologisch von besonderer Bedeutung, da sich in der Umwelt befindliche künstliche und natürliche Radionuklide dort sehr stark anreichern können. Das Routinemessprogramm sieht die Überwachung von etwa 90 Abwasserreinigungsanlagen in Deutschland vor. Vorwiegend erfolgen gam-

maspektrometrische Untersuchungen ( $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{131}\text{I}$ ,  $^{60}\text{Co}$ ,  $^{40}\text{K}$ ,  $^{99\text{m}}\text{Tc}$ ). Darüber hinaus werden über radiochemische Verfahren die Aktivitäten von  $^{90}\text{Sr}$  sowie Plutonium- und Uranisotopen bestimmt.

In Tabelle 12.1 sind die ausgewerteten Daten der amtlichen Messstellen der Bundesrepublik Deutschland exemplarisch für das Jahr 2015 zusammengestellt ( $^{60}\text{Co}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{40}\text{K}$ ,  $^{131}\text{I}$ ,  $^{90}\text{Sr}$  sowie  $^{234}\text{U}$ ,  $^{235}\text{U}$  und  $^{238}\text{U}$ ). Für die Daten aus dem Jahr 2014 wird auf den Jahresbericht „Umweltradioaktivität und Strahlenbelastung“ des BMUB [15] verwiesen. Angegeben werden jeweils die Anzahl der untersuchten Proben, die Anzahl der Proben, die als kleiner Nachweisgrenze (NWG) bewertet wurden, der kleinste und der größte bestimmte tatsächliche Messwert sowie der daraus ermittelte arithmetische Mittelwert, sofern mindestens 50 % der Ergebnisse tatsächliche Messwerte sind. Zusätzlich wird der Median angegeben, bei dem das Ergebnis kleiner Nachweisgrenze (<NWG) gleichrangig wie ein tatsächlicher Messwert (=NWG) berücksichtigt wird.

Die Radionuklide  $^{40}\text{K}$ ,  $^{234}\text{U}$ ,  $^{235}\text{U}$  und  $^{238}\text{U}$  sind natürliche Bestandteile des Bodens und damit geogenen Ursprungs. Die Gehalte in Abwasser und Klärschlamm variieren in Abhängigkeit von regionalen geologischen Gegebenheiten. Die ermittelten Aktivitätskonzentrationen bzw. spezifischen Aktivitäten von  $^{40}\text{K}$ ,  $^{234}\text{U}$ ,  $^{235}\text{U}$  und  $^{238}\text{U}$  aus den Jahren 2014 und 2015 sind miteinander vergleichbar und stimmen auch mit den Ergebnissen der vorangegangenen Jahre gut überein.

Anwendernuklide, wie das hauptsächlich in der Nuklearmedizin eingesetzte  $^{131}\text{I}$  wurden nur in einem Teil der Abwasser- und Klärschlammproben festgestellt, in Einzelfällen auch  $^{99\text{m}}\text{Tc}$ ,  $^{111}\text{In}$ ,  $^{201}\text{Tl}$  und  $^{202}\text{Tl}$ . Die Messwerte für  $^{131}\text{I}$  lagen in den Jahren 2014 und 2015 zwischen 0,59 und 780 Bq/kg TM (Median für Klärschlamm 2015: 27 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. Das kurzlebige Cäsiumisotop  $^{134}\text{Cs}$  (Halbwertszeit ca. 2 Jahre) war bis 2010 dagegen nicht mehr nachzuweisen. Während im Jahr 2011 infolge der Havarien mehrerer Reaktoren des Atomkraftwerks in Fukushima Daiichi in einigen wenigen Klärschlammproben erstmals auch wieder Spuren von  $^{134}\text{Cs}$  auftraten (Maximalwert 2011: 1,4 Bq/kg TM), war dies 2012 schon nicht mehr der Fall. Die Aktivitätskonzentrationen von  $^{137}\text{Cs}$  im Abwasser lagen zu 99 % unterhalb der bei

den Messungen erreichten Nachweisgrenzen. Als Nachweisgrenze im Abwasser werden im Routineprogramm 0,1 Bq/l bezogen auf  $^{60}\text{Co}$  gefordert. Die wenigen für  $^{137}\text{Cs}$  ermittelten Messwerte lagen im Jahr 2015 zwischen 0,0019 und 0,0028 Bq/l und damit im gleichen Bereich wie im Vorjahr.

Die Höhe der  $^{137}\text{Cs}$ -Kontamination der Klärschlämme variiert auf Grund des regional unterschiedlichen Eintrags deutlich. 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 12.1 für die nördliche und die südliche Bundesrepublik aufgeschlüsselt. Die Maximalwerte der spezifischen Aktivitäten (Jahresmittelwerte) zeigten 2015 – wie in den Vorjahren – die Klärschlämme aus der Kläranlage Tannheim (Baden-Württemberg) mit 51 Bq/kg TM, wobei es festzuhalten gilt, dass im Jahr 2000 der Jahresmittelwert für  $^{137}\text{Cs}$  in dieser Kläranlage noch 140 Bq/kg TM betrug.

Der zeitliche Verlauf der Jahresmittelwerte für die  $^{137}\text{Cs}$ -Gehalte der Klärschlämme der einzelnen Bundesländer (Jahresmittelwerte) seit 2008 ist in Abbildung 12.1 dargestellt. Die bisherige Tendenz zur Abnahme 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 1994 sanken die Jahresmittelwerte noch stark ab von 970 auf 108 Bq/kg TM, während in den Folgejahren bis 2015 nur noch eine schwache Abnahme in den Jahresmittelwerten von 89 auf 11 Bq/kg TM zu verzeichnen ist. Bei dem inzwischen erreichten sehr niedrigen Niveau der spezifischen Aktivität der Klärschlämme sind die auftretenden Schwankungen im Wesentlichen durch die natürliche Heterogenität der Probe bedingt.

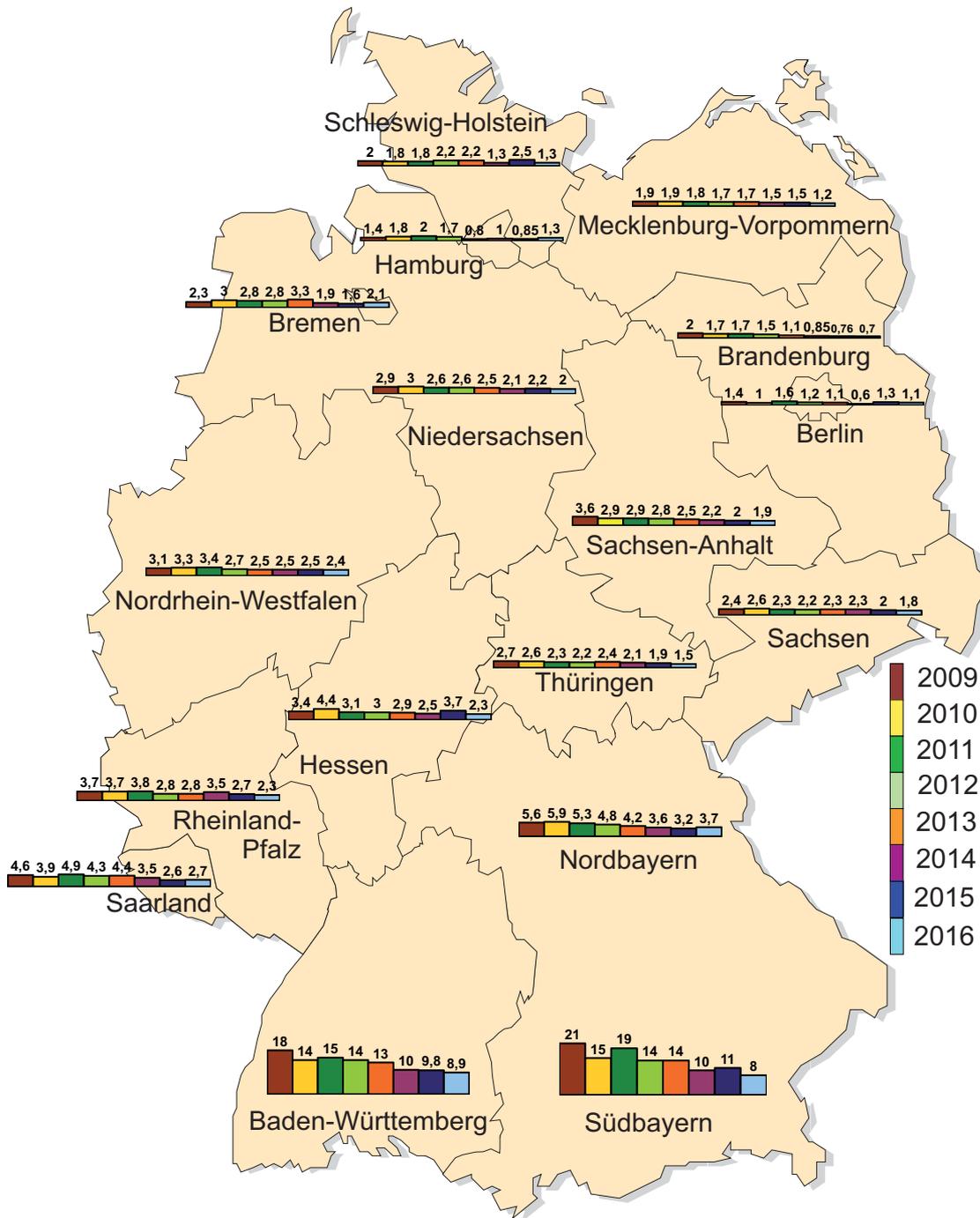
Zur Einordnung und Bewertung der ermittelten Klärschlammkontamination kann die landwirtschaftliche Nutzung der Klärschlämme betrachtet werden. Wird z. B. Klärschlamm mit einer spezifischen Aktivität von etwa 31 Bq/kg TM (Jahresmittelwert 2015 der Kläranlage Tannheim) in einer Menge von 0,5 kg auf einer Fläche von einem Quadratmeter innerhalb von drei Jahren (Werte gemäß Klärschlammverordnung) ausgebracht, entspricht dies einer mittleren jährlichen Aktivitätszufuhr von etwa 5 Bq/m<sup>2</sup>  $^{137}\text{Cs}$ . Dies bedeutet bei einer für das Einzugsgebiet entsprechenden Kläranlage typischerweise vorhandenen Flächenkontamination von ca. 15000 Bq/m<sup>2</sup>  $^{137}\text{Cs}$  eine jährliche Aktivitätszufuhr in den Boden von we-

**Tabelle 12.1**  
**Allgemeine Überwachung von Abwasser und Klärschlamm 2015**

Land	Nuklid	Anzahl		Minimal- werte <sup>1</sup>	Maximal- werte <sup>1</sup>	Mittel-/ Einzelwerte <sup>1</sup>	Mediane <sup>2</sup>
		gesamt	<NWG				
<b>Abwasser aus Kläranlagen, Ablauf (Bq/l)</b>							
Deutschland gesamt	<sup>40</sup> K	406	167	0,015	12	0,75	0,77
	<sup>60</sup> Co	406	406				<0,027
	<sup>131</sup> I	372	260	0,005	3,6		<0,092
	<sup>137</sup> Cs	406	400	0,0019	0,0028		<0,024
	<sup>90</sup> Sr	74	42	0,001	0,069		0,0066
	<sup>234</sup> U	72	23	0,00011	0,075	0,0088	0,0049
	<sup>235</sup> U	72	62	0,000076	0,0026		<0,0009
	<sup>238</sup> U	72	21	0,000060	0,04	0,0063	0,0041
<b>Klärschlamm (Bq/kg TM)</b>							
Deutschland gesamt	<sup>40</sup> K	361	2	15	1300	170	120
	<sup>60</sup> Co	361	361				<0,56
	<sup>131</sup> I	326	35	0,59	750	55	27
	<sup>137</sup> Cs	361	72	0,2	51	3,8	2,0
	<sup>90</sup> Sr	69	9	0,11	6,4	1,8	1,4
	<sup>234</sup> U	68	0	1,0	230	47	35
	<sup>235</sup> U	88	18	0,14	15	2,8	<2,2
	<sup>238</sup> U	83	0	1,0	200	41	30
Deutschland (Nord <sup>3</sup> )	<sup>60</sup> Co	329	329				<0,5
	<sup>137</sup> Cs	329	72	0,20	19	2,5	1,8
	<sup>90</sup> Sr	65	9	0,11	6,4	1,7	1,4
Deutschland (Süd <sup>4</sup> )	<sup>60</sup> Co	32	32				<1,3
	<sup>137</sup> Cs	32	0	3,2	51	15	10
	<sup>90</sup> Sr	4	0	0,94	3,2	2,0	1,8
1) Minimal- und Maximalwert beziehen sich auf tatsächliche Messwerte. Der aus dieser Datenbasis berechnete arithmetische Mittelwert wird nur angegeben, sofern mindestens 50 % der Ergebnisse tatsächliche Messwerte sind. 2) Der angegebene Median berücksichtigt das Messergebnis „<NWG“ so, als wäre ein tatsächlicher Messwert gleich der NWG erhalten worden. 3) nördlich bzw. westlich der Linie Radolfzell-Eichstätt-Regensburg-Zwiesel 4) östlich bzw. südlich der Linie Radolfzell-Eichstätt-Regensburg-Zwiesel							

niger als 0,05 %. Hierbei ist aber anzumerken, dass eine solche Aufstockung des <sup>137</sup>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.



Quelle: Bundesamt für Strahlenschutz

Abbildung 12.1

Der zeitliche Verlauf der Kontamination von Klärschlamm mit <sup>137</sup>Cs in Bq/kg Trockenmasse (Ländermittelwerte)

# 13 ARZNEIMITTEL UND DEREN AUSGANGSSTOFFE SOWIE BEDARFSGEGENSTÄNDE

E. Kabai, K. Baginski

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 dienen. Der Schwerpunkt der Überwachung liegt bei gammastrahlenden Radioisotopen, insbesondere  $^{137}\text{Cs}$ , einem Falloutbestandteil der oberirdischen Kernwaffenversuche sowie des Reaktorunfalls von Tschernobyl.

Im Jahr 2015 wurden Proben ausgewählter pflanzlicher Ausgangsstoffe für Arzneimittel aus verschiedenen Herkunftsländern stichprobenartig untersucht. Die Ergebnisse der spezifischen Aktivitäten von  $^{40}\text{K}$  und  $^{137}\text{Cs}$  in der Trockenmasse (TM) der Probe sind in Tabelle 13.1 zusammengefasst.

Die spezifischen Aktivitäten des Radionuklids  $^{137}\text{Cs}$  können je nach Art und lokalen Gegebenheiten, z. B. der Bodenbeschaffenheit oder -kontamination in den verschiedenen Anbaubereichen der Herkunftsländer, erhebliche Variabilitäten aufweisen. Sie bewegen sich zwischen maximal 56 Bq/kg (TM) bei schwarzem Tee aus der Türkei und Werten unterhalb der

Nachweisgrenze, wie z. B. bei Gänsefingerkraut aus Ungarn.

Die Aktivitäten des natürlich vorkommenden Radionuklids  $^{40}\text{K}$  schwanken entsprechend dem Kaliumgehalt der untersuchten Pflanzenproben, da der Gehalt dieses Elements in der Pflanze geregelt wird. Die Aktivitäten von  $^{40}\text{K}$  lagen mit maximal rund 620 Bq/kg (TM) bei Gänsefingerkraut und minimal 62 Bq/kg (TM) bei Island-Moos im Rahmen der natürlichen Schwankungsbreite.

Der zeitliche Verlauf der spezifischen Aktivitäten von Island Moos aus verschiedenen mittel- und osteuropäischen Herkunftsgebieten im Zeitraum 2000 bis 2015 ist in Abbildung 13.1 dargestellt.

Abbildung 13.2 gibt den zeitlichen Verlauf der spezifischen Aktivitäten von Bitterkleeblättern aus Polen und der Ukraine für die Jahre 2005 bis 2015 wieder und Abbildung 13.3 zeigt die spezifischen Aktivitäten von Gänsefingerkraut aus mitteleuropäischen Ländern für die Jahre 2000 bis 2015. Für die fehlenden Jahre in den Abbildungen 1 bis 3 waren die Proben nicht erhältlich.

Tabelle 13.1

Spezifische Aktivitäten von  $^{137}\text{Cs}$  und  $^{40}\text{K}$  in ausgewählten Arzneimittelpflanzen für das Jahr 2015. Angegeben ist die zählstatistische Unsicherheit ( $2\sigma$ )

Artikel	Ursprungsland	$^{40}\text{K}$ [Bq/kg (TM)]	$^{137}\text{Cs}$ [Bq/kg (TM)]
Bitterkleeblätter, geschnitten	Ukraine	370 ± 10	12 ± 0,5
Gänsefingerkraut, geschnitten	Ungarn	620 ± 15	NWG: 0,3
Island Moos, geschnitten	Russische Föderation	62 ± 4,2	15 ± 0,5
Schwarzer Tee	Türkei	480 ± 25 520 ± 40	56 ± 2,4 35 ± 3,0

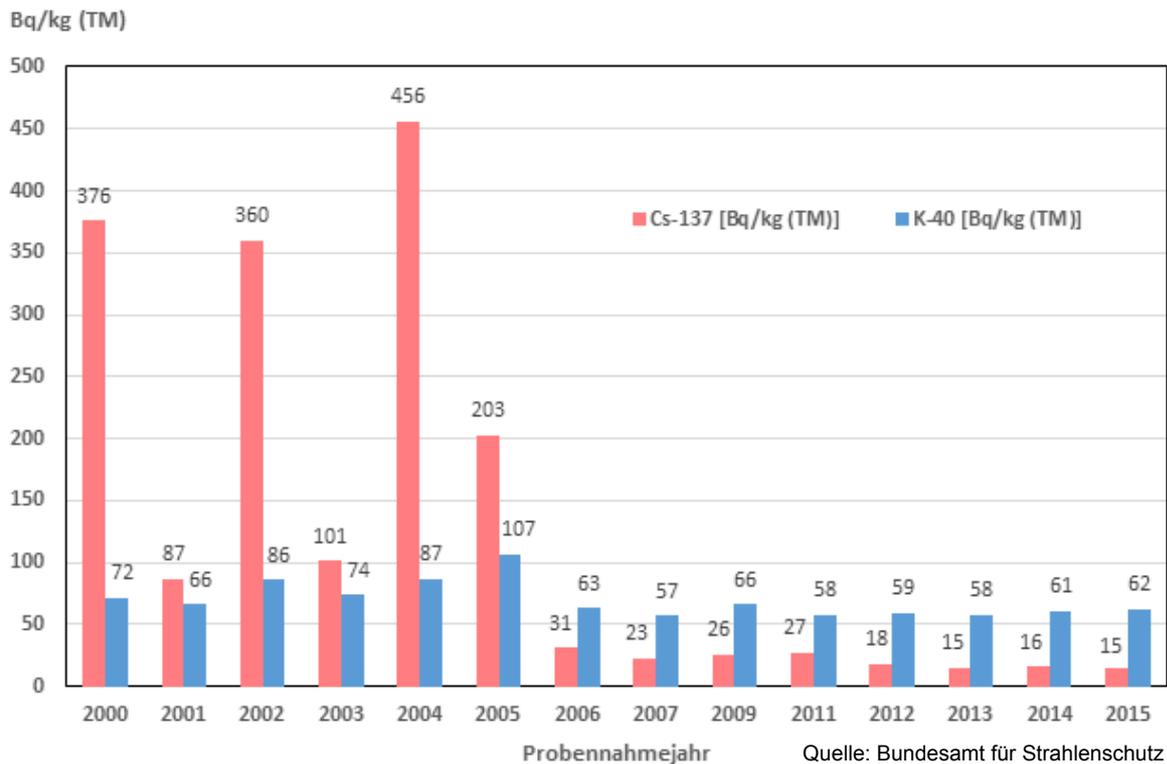


Abbildung 13.1

Spezifische Aktivitäten von  $^{137}\text{Cs}$  und  $^{40}\text{K}$  in Island Moos überwiegend aus mittel- und osteuropäischen Ländern für die Jahre 2000 bis 2015

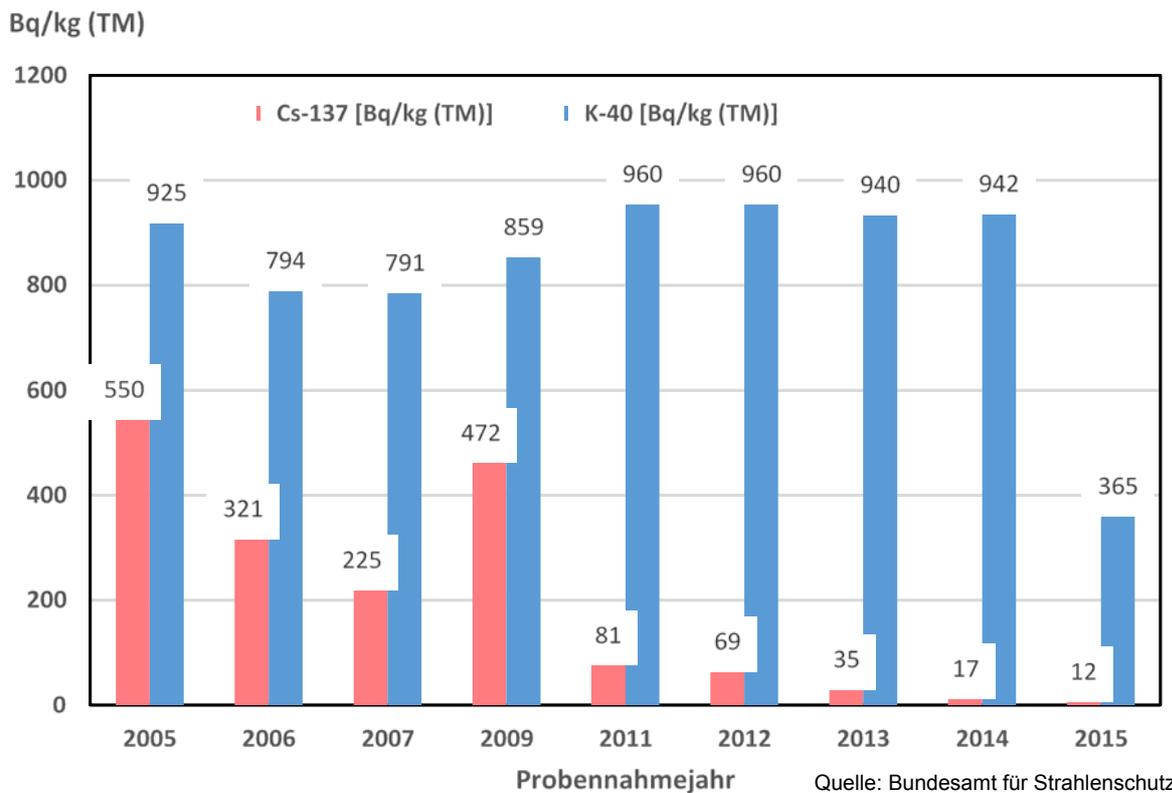


Abbildung 13.2

Spezifische Aktivitäten von  $^{137}\text{Cs}$  und  $^{40}\text{K}$  in Bitterkleeblättern aus Polen für die Jahre 2005 bis 2014 und der Ukraine im Jahr 2015

Bq/kg (TM)

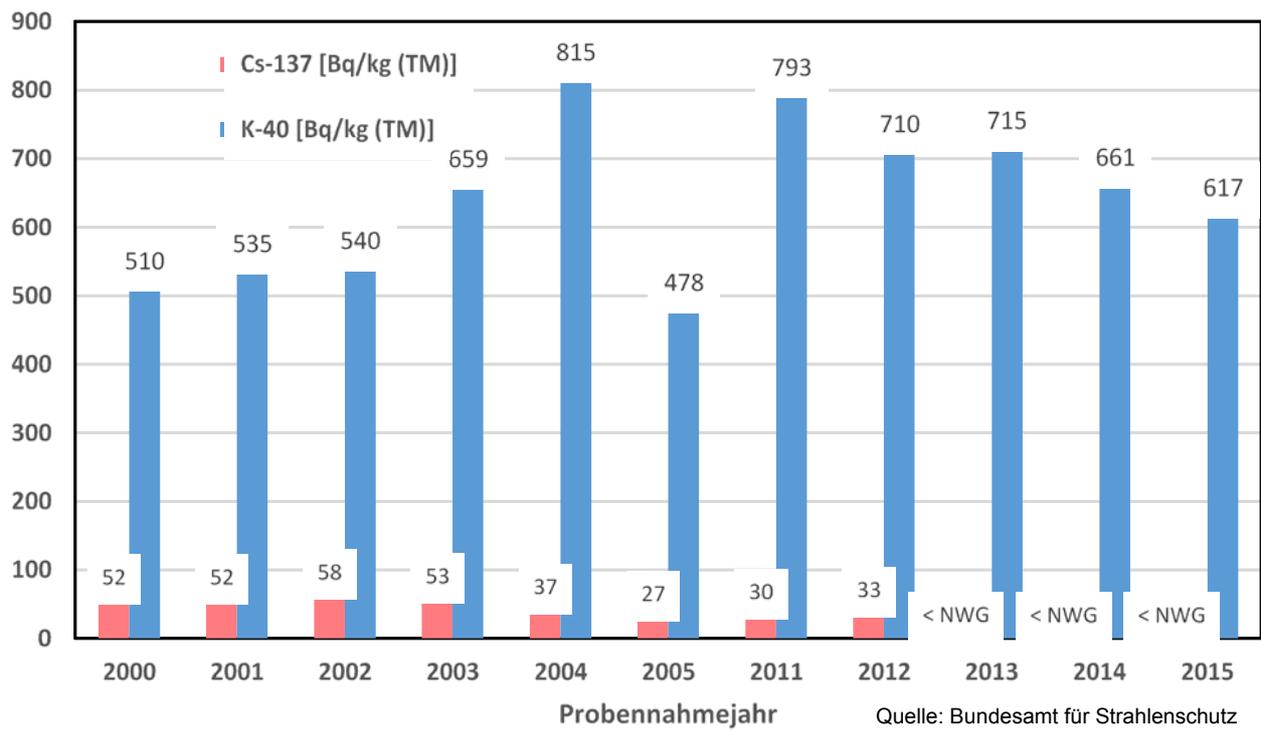


Abbildung 13.3

Spezifische Aktivitäten von  $^{137}\text{Cs}$  und  $^{40}\text{K}$  in Gänsefingerkraut aus mitteleuropäischen Ländern für die Jahre 2000 bis 2015

# ANHANG

## LITERATUR

- [1] 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
- [2] Kossert K, Bokeloh K, Dersch R, Nähle O J: Activity determination of  $^{227}\text{Ac}$  and  $^{223}\text{Ra}$  by means of liquid scintillation counting and determination of nuclear decay data. *Applied Radiation and Isotopes* 95: 143-152, 2015
- [3] Kossert K: Preparation of a  $^{219}\text{Rn}$  trap to measure the half-life of  $^{211}\text{Pb}$ . *Applied Radiation and Isotopes* 99: 59-62, 2015
- [4] Broda R, Cassette P, Kossert K: Radionuclide metrology using liquid scintillation counting. *Metrologia* 44: 36-52, 2007
- [5] Kossert K, Mougeot X: The importance of the beta spectrum calculation for accurate activity determination of  $^{63}\text{Ni}$  by means of liquid scintillation counting. *Applied Radiation and Isotopes* 101: 40-43, 2015
- [6] Verordnung zum Schutz vor Schäden durch ionisierende Strahlen (Strahlenschutzverordnung - StrlSchV) vom 20. Juli 2001 (BGBl. I S. 1714) zuletzt geändert am 24. Februar 2012 (BGBl. I S. 212)
- [7] Kanisch G: Effektive  $^{137}\text{Cs}$ -Halbwertszeiten in Fischen aus Binnenseen und Fließgewässern und  $^{137}\text{Cs}$ -Sorptionsverhalten in Böden. In: Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (eds.): *Umweltradioaktivität in der Bundesrepublik Deutschland 2004 und 2005 - Daten und Bewertung. Bericht der Leitstellen des Bundes und des Bundesamtes für Strahlenschutz*, Kap. 14: 74-80, 2007
- [8] Aarkrog A: Input of anthropogenic radionuclides into the World Ocean. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography* 50/17-21, 2597-2606, 2013
- [9] Dahlgaard H: Transfer of European coastal pollution to the arctic: Radioactive tracers. *Marine Pollution Bulletin* 31/1-3: 3-7, 1995
- [10] HELCOM: Thematic assessment of long-term changes in radioactivity in the Baltic Sea, 2007-2010. *Baltic Sea Environmental Proceedings* 135, 2013
- [11] Internationale Atomenergiebehörde (IAEA): Sediment distribution coefficients and concentration factors for biota in the marine environment. *Technical reports series 422*, ISSN 0074-1914, 2004
- [12] 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: 183-189, 2000
- [13] Nielsen SP, Lüning M, Illus E, Outola I, Ikkäheimonen T, Mattila J, Herrmann J, Kanisch G, Osvath I: Baltic Sea. In: Atwood D: *Radionuclides in the Environment*. John Wiley & Sons, 2010
- [14] Steele AK: Derived concentration factors for caesium-137 in edible species of North Sea fish. *Marine Pollution Bulletin* 21/12: 591-594, 1990
- [15] Bericht „Umweltradioaktivität und Strahlenbelastung - Jahresbericht 2014“, Hrsg: Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit (BMUB), Bonn, <http://nbn-resolving.de/urn:nbn:de:0221-2016091514109>
- [16] Bericht „Umweltradioaktivität und Strahlenbelastung - Jahresbericht 2015“, Hrsg: Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit (BMUB), Bonn, <http://nbn-resolving.de/urn:nbn:de:0221-2017072814305>
- [17] Bericht „Umweltradioaktivität und Strahlenbelastung - Jahresbericht 2016“, Hrsg: Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit (BMUB), Bonn (im Druck) [www.bfs.de/DE/mediathek/berichte/umweltradioaktivitaet/umweltradioaktivitaet.html](http://www.bfs.de/DE/mediathek/berichte/umweltradioaktivitaet/umweltradioaktivitaet.html)
- [18] 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
- [19] BMG: Trinkwasserverordnung in der Fassung der Bekanntmachung 10. März 2016. BGBl. Teil I Nr. 12: S. 459-491, 2016
- [20] Gesetz zum vorsorgenden Schutz der Bevölkerung gegen Strahlenbelastung (Strahlenschutzvorsorgegesetz - StrVG) vom 19. Dezember 1986, BGBl. Teil I, S. 2610-2614 (1986); zuletzt geändert am 08. April 2008, BGBl. Teil I, S. 686, 2008
- [21] 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, Salzgitter, 2009

<http://nbn-resolving.de/urn:nbn:de:0221-20100319945>

- [22] [www.ti.bund.de/de/fi/arbeitsbereiche/meeres-umwelt/leitstelle-umweltradioaktivitaet-in-fisch/uncertradio/](http://www.ti.bund.de/de/fi/arbeitsbereiche/meeres-umwelt/leitstelle-umweltradioaktivitaet-in-fisch/uncertradio/)
- [23] Allgemeine Verwaltungsvorschrift zum integrierten Mess- und Informationssystem zur Überwachung der Radioaktivität in der Umwelt (IMIS) nach dem Strahlenschutzvorsorgegesetz (AVV-IMIS) vom 13. Dezember 2006 (BAnz. 2006, Nr. 244a)
- [24] Messanleitungen für die Überwachung der Radioaktivität in der Umwelt und zur Erfassung radioaktiver Emissionen aus kerntechnischen Anlagen vom 01. September 1992. Herausgeber: Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit (BMUB), erstellt durch die Leitstellen für die Überwachung der Umweltradioaktivität
- [25] Pröhl G, Fiedler I, Klemt E, Zibold G, Ehlken S: Erfassung ökologischer Halbwertszeiten von Sr-90 und Cs-137 in terrestrischen und aquatischen Ökosystemen. Hrsg.: Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit ISSN 1612-6386, 2004
- [26] Bundesamt für Strahlenschutz, Berechnungsgrundlagen zur Ermittlung der Strahlenexposition infolge bergbaubedingter Umweltradioaktivität (Berechnungsgrundlagen Bergbau), BfS-SW-07/10, Salzgitter, März 2010.
- [27] Urban M, Wicke A, Kiefer H: Bestimmung der Strahlenbelastung der Bevölkerung durch Radon und dessen kurzlebige Zerfallsprodukte in Wohnungen und im Freien, Kernforschungszentrum Karlsruhe: KfK 3805, 1985
- [28] Kümmel M, Dushe C, Müller S, Gehrcke K: Outdoor <sup>222</sup>Rn-concentrations in Germany - part 1 - natural background, *Journal of Environmental Radioactivity* 132: 123-130, 2014
- [29] [4] Hamel P, Schmidt V: The Calibration Laboratories for the Measurement of Radon and short-lived Radon Decay Products at the Federal Office for Radiation Protection (BfS), *Kerntechnik*, 66 (4): 202-205, 2001
- [30] Dushe C, Gehrcke K, Kümmel M, Müller S: Ergebnisse der Radonmessungen in der bodennahen Luft der Bergbauggebiete, Bundesamt für Strahlenschutz ,BfS-SW-05/09, Salzgitter, Dezember 2009
- [31] Leng L, Zhang T, Kleinman L, Zhu W: Ordinary Least Square Regression, Orthogonal Regression, Geometric Mean Regression and their Application in Aerosol Science. *Journal of Physics*, Conference Series 78 (doi:10.1088/1742-6596/78/1/012084), 2007
- [32] Gilbert R: *Statistical Methods for Environmental Pollution Monitoring*. New York: John Wiley & Sons, Inc., 1987
- [33] Strahlenschutzkommission (SSK), 2005: Grundsätze und Methoden zur Berücksichtigung von statistischen Unsicherheiten für die Ermittlung repräsentativer Werte der spezifischen Aktivität von Rückständen. *Berichte der Strahlenschutzkommission des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit*, Heft 46
- [34] Lopez-Coto I, Mas J., Bolivar JP: A 40-year retrospective European radon flux inventory including climatological variability. *Atmos. Environ.* 73: 22-33, 2013
- [35] United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (UNSCEAR): *Sources and Biological Effects. Report to the General Assembly with Annexes. Annex D; x 155: 167*, United Nations Publication, New York, 1982
- [36] United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (UNSCEAR): *Sources and Effects of Ionization Radiation. Report to the General Assembly with Scientific Annexes. Annex B; x 123: 103*, United Nations Publication, New York, 2000
- [37] United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (UNSCEAR): *Sources and Effects of Ionization Radiation. Report to the General Assembly with Scientific Annexes. Annex B; x 37: 229*, United Nations Publication, New York, 2008
- [38] „Natürliche radioaktive Stoffe - wir (ge-)brauchen sie“ Hrsg: Fachverband für Strahlenschutz, TÜV Media GmbH, Köln. *StrahlenschutzPraxis* 1/2017, ISSN 0947-434 X
- [39] Kierepko R, Mietelski JW, Ustrnul Z, Anczkiewicz R, Wershofen H, Holgye Z, Kapala J, Isajenko K: Plutonium isotopes in the atmosphere of Central Europe: Isotopic composition and time evolution vs. circulation factors, *Science of the Total Environment* 569-570: 937-947, <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.05.222>, 2016
- [40] Pressemitteilung des KKW Ignalina vom 26.10.2014, [www.iae.it/en/news/press-releases/2016/10/14/inpp-director-general-vitaly-important-activities](http://www.iae.it/en/news/press-releases/2016/10/14/inpp-director-general-vitaly-important-activities)
- [41] Pressemitteilung der Norwegischen Strahlenschutzbehörde vom 25.10.2016, <http://www.nrpa.no/en/news/93465/fuel-accident-and-leak-of-radioactive-iodine-at-ife-halden-norway>

## VERWENDETE ABKÜRZUNGEN

AtG	Atomgesetz	KIT	Karlsruher Institut für Technologie
AVV	Allgemeine Verwaltungsvorschrift	KKW	Kernkraftwerk
BfS	Bundesamt für Strahlenschutz	MRI	Max Rubner-Institut
BGA	Bundesgesundheitsamt	N	Zahl der Einzelmessungen
BGBI	Bundesgesetzblatt	n.n.	nicht nachgewiesen / nachweisbar
BMUB	Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit	NORM	Naturally Occurring Radioactive Material
BSH	Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie	NWG	Nachweisgrenze
/d-p	pro Tag und Person	ODL	Ortsdosisleistung
DAkkS	Deutsche Akkreditierungsstelle	PTB	Physikalisch-Technische Bundes- anstalt
DWD	Deutscher Wetterdienst	R $\beta$	Rest-Beta-Aktivität
ENORM	Enhanced Naturally Occurring Ra- dioactive Material	RöV	Röntgenverordnung
EURATOM	Europäische Gemeinschaft für Ato- menergie	RMP	Routinemessprogramm
EUROMET	Organisation der metereologischen Staatsinstitute in Europa	REI	Richtlinie zur Emissions- und Im- missionsüberwachung kerntechni- scher Anlagen
FM	Feuchtmasse	RSK	Reaktor-Sicherheitskommission
G $\alpha$	Gesamt-Alpha-Aktivität	SSK	Strahlenschutzkommission
G $\beta$	Gesamt-Beta-Aktivität	StrlSchV	Strahlenschutzverordnung
HWZ	Halbwertszeit	StrVG	Strahlenschutzvorsorgegesetz
IAR	Institut für Atmosphärische Radio- aktivität (heute: Fachbereich für Strahlenschutz und Umwelt)	tSIE	Transformed Spectral Index
ICRP	Internationale Strahlenschutzkommission	TM	Trockenmasse
ICRU	Internationale Kommission für ra- diologische Einheiten	UBA	Umweltbundesamt
IMIS	Integriertes Mess- und Informationssystem	UNSCEAR	Wissenschaftliches Komitee der Vereinten Nationen über die Wir- kung von atomarer Strahlung
KFÜ	Kernkraftwerks- Fernüberwachungssystem	VOAS	Verordnung über die Gewährlei- stung von Atomsicherheit und Strah- lenschutz
		WAA	Wiederaufarbeitungsanlage
		ZdB	Zentralstelle des Bundes zur Über- wachung der Umweltradioaktivität

## EIGENSCHAFTEN DER IM TEXT ERWÄHNTEN RADIONUKLIDE

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

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

Radionuklid	Element	Strahlungsart	Halbwertszeit	Bemerkungen
<b>U-238, <sup>238</sup>U</b>	Uran	α	4,47 x 10 <sup>9</sup> a	
<b>U-nat, U<sub>nat</sub></b>	Uran			
<b>Pu-238, <sup>238</sup>Pu</b>	Plutonium	α, R	87,74 a	
<b>Pu-239, <sup>239</sup>Pu</b>	Plutonium	α, R	2,4 x 10 <sup>4</sup> a	
<b>Pu-240, <sup>240</sup>Pu</b>	Plutonium	α, R	6563 a	
<b>Pu-241, <sup>241</sup>Pu</b>	Plutonium	α, R	14,35 a	
<b>Am-241, <sup>241</sup>Am</b>	Americium	α, R	432 a	
<b>Cm-244, <sup>244</sup>Cm</b>	Curium	α, R	18,1 a	

α= Alphastrahlung

β<sup>-</sup>= Betastrahlung

β<sup>+</sup>= Positronenstrahlung

γ= Gammastrahlung

ε= 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 · 10 <sup>10</sup> Bq 1 Bq = 2,7 · 10 <sup>-11</sup> 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 · 10 <sup>-4</sup> 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
<b>Exa</b>	E	10 <sup>18</sup>
<b>Peta</b>	P	10 <sup>15</sup>
<b>Tera</b>	T	10 <sup>12</sup>
<b>Giga</b>	G	10 <sup>9</sup>
<b>Mega</b>	M	10 <sup>6</sup>
<b>Kilo</b>	k	10 <sup>3</sup>
<b>Hekto</b>	h	10 <sup>2</sup>
<b>Deka</b>	da	10 <sup>1</sup>

Präfix	Kurzbezeichnung	Faktor
<b>Dezi</b>	d	10 <sup>-1</sup>
<b>Zenti</b>	c	10 <sup>-2</sup>
<b>Milli</b>	m	10 <sup>-3</sup>
<b>Mikro</b>	μ	10 <sup>-6</sup>
<b>Nano</b>	n	10 <sup>-9</sup>
<b>Piko</b>	p	10 <sup>-12</sup>
<b>Femto</b>	f	10 <sup>-15</sup>
<b>Atto</b>	a	10 <sup>-18</sup>

## GLOSSAR

Fachbegriff	Erläuterung
<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 Kernwafferversuchen 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)

Fachbegriff	Erläuterung
<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 81  
Abwasser 25 , 28 , 30 , 81  
Ackerböden 65  
Aerosole 26  
Aktivitätsnormale 13  
Alpha-Strahler 28  
Arzneimittel 85  
Atomkraftwerk siehe Kernkraftwerk  
atomrechtliche Genehmigungsverfahren 25

## B

Berlin 38  
Beryllium-7 34 , 38 , 45  
Binnengewässer 44 , 47 –48  
Binnenseen 58  
Bismut-214 32  
Boden 64  
Bundesamt für Gewässerkunde 44  
Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie 54  
Bundesamt für Strahlenschutz 17 , 32 , 37 , 51  
Bundesforschungsanstalt für Ernährung und Lebensmittel 64  
Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit 30

## C

Cäsium-134 55 , 92  
Cäsium-137 7 , 13 , 32 , 34 , 38 , 44 –45 , 48 –51 , 53 , 55 –57 , 64 –69 , 81 , 84 –85 , 92  
Cobalt-58 44 –45  
Cobalt-60 44 –45 , 48 –49 , 81

## D

Deutsche Bucht 55  
Deutscher Wetterdienst 32 , 37 –38  
Donau 47 , 49

## E

Edelgase 26  
effektive Dosis 30 , 33 , 38  
Elbe 47 , 49  
Emissionsüberwachung 30  
EU-Berichterstattung 32

## F

Fallout 55  
Fische 58  
Fischteiche 58  
Fließgewässer 58  
Fluor-18 13  
Fortluft 25 –26 , 30  
Futtermittel 64

## G

Genehmigungswert 26 , 30

Gesamt-Beta 6 , 34  
Gesamtnahrung 68  
Grundwasser 51

## H

Helmholtz-Zentrum München 32

## I

IMIS 32  
Iod-131 26 –27 , 32 , 44 , 46 , 68 , 83 , 91

## J

Johann Heinrich von Thünen-Institut 58

## K

Kalium-40 34 , 38 , 45 –46 , 83 , 85  
Kernkraftwerk 25 –26 , 28 , 30 –31  
Biblis 26  
Brokdorf 27  
Brunsbüttel 26  
Emsland 27  
Grafenrheinfeld 27  
Grohnde 27  
Gundremmingen 27  
Isar 26  
Krümmel 27  
Neckarwestheim 26  
Philippsburg 26 –27  
Stade 26  
Unterweser 26  
kerntechnische Anlagen 30  
Kernwaffenteststoppabkommen 37  
Kernwaffenversuche 55  
Klärschlamm 81 , 84  
Kohlenstoff-14 26

## L

La Hague 55

## M

Main 50  
Max-Rubner-Institut 64 , 70  
Milch 64  
Mosel 47 , 49 –50  
Mutual Recognition Arrangement 13

## N

Neckar 49  
Niederschlag 6 , 32 –34 , 36  
Nordsee 54 –55 , 58

## O

Oberflächenwasser 44 –45 , 47 –48  
Offenbach 38  
Ostsee 54 , 56 , 58

## P

Pflanzen 64  
Physikalisch-Technische Bundesanstalt 13, 32, 37, 39  
Probenentnahme 34

## Q

Qualitätsmanagement 13

## R

Referenzmaterialien 14  
Referenzperson 30  
REI 51  
Rhein 47, 49–50  
Rohmilch 64, 69  
Rubidium-85 91

## S

Säuglingsnahrung 68  
Schilddrüsendosis 30  
Schwebstoff 44, 48–49  
Sediment 44, 46, 49–50, 57  
Selen-79 91  
Sellafield 55  
Spurenanalyse 37  
Strahlenschutzverordnung 45  
Strahlenschutzvorsorgegesetz 45  
Stromerzeugung 26, 31

Strontium-90 44, 47, 55–56, 64, 68, 83

## T

Tellur-132 91  
Thorium 46  
Thorium-232 45  
Trinkwasser 46, 51, 53  
Tritium 26, 28, 34, 44–47  
Tschernobyl 55–56, 64

## U

Uran 46  
Uran-234 38, 83  
Uran-235 45, 83  
Uran-238 38, 45

## W

Weideböden 66  
Weser 49  
Wiesenbewuchs 67

## X

Xenon 37

## Y

Yttrium-88 91  
Yttrium-90 91