

Radioökologische Beobachtungen bei der Spurenmessung und dosimetrische Bewertung radioaktiver Spuren in der Luft

Clemens Walther¹, Herbert Wershofen²

Was ist „Radioökologie“?

Die Radioökologie befasst sich als Teilgebiet der Ökologie mit dem Verhalten von **Radionukliden** in der gesamten Umwelt. Ein wesentlicher Aspekt ist die Ermittlung der **Strahlenexposition** des Menschen und der belebten Natur. Dazu müssen die relevanten **Expositionspfade** ermittelt werden, wofür Transport-, Transfer- und Anreicherungsprozesse von natürlichen und künstlichen Radionukliden in der Umwelt von wesentlicher Bedeutung sind. Radioökologische Kenntnisse bilden die Grundlage für die Bewertung der Auswirkungen in die Umwelt freigesetzter künstlicher Radionuklide, wenn es z. B. nach einer unfallbedingten Freisetzung darum geht, möglichst schnell eine zuverlässige Prognose der zu erwartenden Strahlendosis der Bevölkerung zu erstellen und die dann erforderlichen Vorsorge- oder Schutzmaßnahmen zu treffen.

Je nach Fragestellung werden an radioökologische Messreihen unterschiedliche Anforderungen gestellt. Liegt das Interesse auf kurzfristigen Beobachtungen oder Veränderungen innerhalb von Wochen oder Monaten? Werden langfristige Trends gesucht? Benötigt z. B. ein Krisenstab einen aktuellen „Nullpegel“, wenn eine „frische“ Kontamination in der Umwelt beobachtet wurde? Wie werden Radionuklide in der Umwelt verteilt, wenn sie Wind und Wetter ausgesetzt sind? Wie beeinflussen ganz normale menschliche Aktivitäten wie die Landwirtschaft oder der Straßenverkehr die Ausbreitungswege und die Verteilung von Radionukliden in der Umwelt?

Liegen regelmäßige Messergebnisse über die in Umweltmedien wie Luft, Wasser oder Boden enthaltenen Radionuklide vor, können diese zur Beantwortung weitergehender Fragen genutzt werden. Wie schnell und wie tief gelangt ein Radionuklid in den Erdboden, nachdem es über die Luft oder den Niederschlag eingetragen wurde? Gelangt es in das Grundwasser und, falls ja, wie viel und nach welcher Zeit aus dem Grundwas-

ser ins Trinkwasser? Wie viel eines Radionuklides wird über die Wurzel aus dem Boden in eine Pflanze aufgenommen? Wie viel aus dem Grundwasser oder über die Bewässerung z. B. mit Oberflächenwasser oder Flusswasser? Wie groß ist der Anteil eines Radionuklides in einer Nahrungsmittelpflanze, der in die essbaren Teile gelangt und auf diesem Weg in den Menschen? Die Antworten auf solche Fragen sind immer wichtig, wenn es um das Umweltverhalten von Radionukliden geht, egal, ob natürliche Radionuklide oder künstliche. Natürliche Radionuklide können durch industrielle oder technische Vorgänge in Endprodukten oder in den Produktionsabfällen oder -reststoffen angereichert werden. Fällt das Stichwort „künstliche Radionuklide“, denken die meisten Menschen zuerst an die Kernenergieerzeugung oder an die Endlagerung radioaktiver Abfälle. Darüber hinaus werden künstliche Radionuklide aber zu Mess- und Prüfzwecken in der konventionellen Technik eingesetzt. In der Medizin kommen sie in Diagnostik und Therapie zum Einsatz. Auch Wissenschaft und Forschung nutzen Radionuklide in vielfältiger Weise. In allen Bereichen sind radioökologische Fragen zu beantworten, wobei die zu betrachtenden Zeitskalen von kurz bis hin zu den bekannt langfristigen bei der Endlagerung radioaktiver Stoffe reichen.

Die Radioökologie wird derzeit auch aus einem weiteren Grund bedeutsamer. Das international anerkannte und insgesamt bewährte Konzept des Strahlenschutzes konzentrierte sich bisher auf den Schutz des Menschen vor den schädlichen Wirkungen ionisierender Strahlung. Das Konzept besagte, dass auch die Umwelt geschützt ist, wenn der Mensch geschützt ist. Dieses Konzept wird auf den Schutz der „nicht menschlichen Arten“ in der belebten Umwelt erweitert. Die Internationale Strahlenschutzkommission hat dafür eine Empfehlung erarbeitet, die von der Europäischen Union in die aktuellen Strahlenschutz-Grundnormen übernommen wurde. Die EU Mitgliedsstaaten müssen diese Grundnormen bis 2017 in die nationalen

¹ Dr. Clemens Walther, Leibniz Universität Hannover, Institut für „Radioökologie und Strahlenschutz“, E-Mail: walther@irs.uni-hannover.de

² Dr. Herbert Wershofen, Arbeitsgruppe „Umweltradioaktivität“, E-Mail: herbert.wershofen@ptb.de

Strahlenschutzregelungen übernehmen. Es leuchtet unmittelbar ein, dass es unmöglich ist, den Schutz aller Arten durch Messprogramme zu realisieren. Daher wurden Referenzorganismen gewählt, deren Strahlendosis unter den bestimmten Umständen (bestehende Exposition, geplante Exposition und Notfall-Exposition) abgeschätzt werden muss. Die Internationale Strahlenschutzkommission hat diese zwölf Referenztiere und -pflanzen (Reference Animals and Plants, RAPs) als Repräsentanten für typische Organismengruppen empfohlen [1]. Bleiben die für diese Referenztiere und -pflanzen mithilfe von radioökologischen Modellrechnungen abgeschätzten Strahlendosen unter einem festgelegten Referenzwert (engl. „derived consideration reference level“, DCRL), gilt der Schutz der Umwelt als gesichert. Im Unterschied zum Konzept des Strahlenschutzes des Menschen, bei dem der Schutz des Individuums im Vordergrund steht, geht es beim Schutz der Umwelt um den Schutz und den Erhalt der Arten, wobei allerdings Schäden für einzelne Individuen dieser Arten toleriert werden.

Wöchentliche Messung von Cs-137 und K-40

Wird in einer der wöchentlichen Luftstaubproben eine erhöhte **Aktivitätskonzentration** von Caesium-137 (Cs-137) gemessen, so stellt sich die Frage, ob es sich um einen Eintrag von „frischem“ Cs-137 handelt, oder ob die Erhöhung durch eine Variation der „alten“ Kontamination ausgelöst wurde. Deshalb vergleichen wir die Aktivitätskonzentration des Cs-137 immer mit der des Kalium-40 (K-40). Das ist berechtigt, weil sich die Alkali-elemente chemisch ähnlich genug verhalten.

Durch Berechnung des Aktivitätsverhältnisses $A(\text{Cs-137})/A(\text{K-40})$ in den wöchentlichen Luftstaubaschen und mithilfe der während der Probenentnahme herrschenden Wind- und Wetterdaten lassen sich Rückschlüsse ziehen, ob das gemessene Cs-137 eher aus örtlichem Bodestaub stammt oder von fern herangetragen wurde. Infrage kommt hier Bodestaub, der aus den durch den Tschernobyl-Unfall höher kontaminierten Gegenden in Osteuropa stammt. Ein derartiger Eintrag kann zu einer Erhöhung des Aktivitätsverhältnisses führen. Auf der anderen Seite ist es möglich, Einträge von K-40 zu erkennen, die durch das Ausbringen von Düngemitteln auf die benachbarten Felder hervorgerufen werden oder aus sonstigen Quellen z. B. dem Silvesterfeuerwerk stammen.

Das örtlich im Boden vorliegende Aktivitätsverhältnis wurde im Sommer 2002 in der <0,2 mm-Siebfraktion des Ackerbodens der benachbarten Felder ermittelt. Der Wert beträgt $0,029 \pm 0,001$. Dieses einmalig ermittelte Verhältnis dient als Vergleichswert, um festzustellen, ob frische Einträge vorliegen. In Zeiten mit schwachem Wind, der Luftstaub nur über kurze Entfernungen transportiert, kann ein Messergebnis in dieser Größe erwartet werden. In der Praxis liegt das Aktivitätsverhältnis im Bereich von 0,03 bis 0,05, weil die Zusammensetzung des Luftstaubs nicht zuletzt auch von der Windrichtung abhängt. Der Wert steigt bei stärkerem Ostwind und trockener Wetterlage auf ca. 0,1 bis 0,25. Der bei dieser Wetterlage bisher beobachtete Höchstwert betrug 0,41 und trat 2003 in der Woche 38 auf. Die größten Abweichungen in die andere Richtung werden

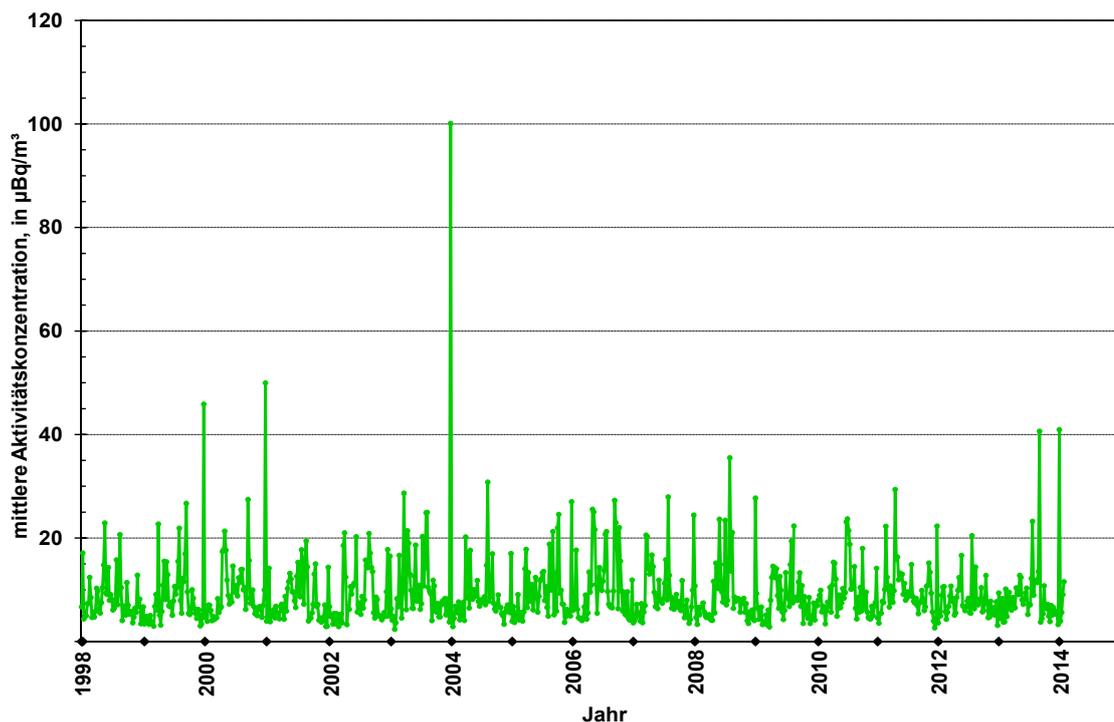


Bild 1: Zeitlicher Verlauf der Aktivitätskonzentration von K-40 in wöchentlich entnommenen Luftstaubproben der PTB seit 1998.

in einer Silvesterwoche beobachtet. Das Verhältnis sinkt dann auf 0,01 bis 0,02, weil aus den im Silvesterfeuerwerk enthaltenen Oxidationsmitteln (z. B. Kaliumperchlorat, KClO_4) K-40 eingetragen wird. Der seit 1998 stärkste auf diesem Weg erfolgte Eintrag ereignete sich in der Silvesterwoche 2003/2004, als eine Inversionswetterlage mit schwachem Wind herrschte, und zu einem Wert von nur 0,004 für das Aktivitätsverhältnis führte.

In der Vegetationsperiode können auch Beiträge aus Düngemitteln oder Pflanzenschutzmitteln zur K-40-Aktivitätskonzentration beitragen. Generell gilt, dass bei einer Probenahmedauer von einer Woche praktisch immer wechselnde Windrichtungen herrschen. Oft ist deswegen eine eindeutige Zuordnung von Einträgen zu einer einzigen Quelle nicht möglich, weil mehrere Quellen beigetragen haben können, die in verschiedenen Richtungen und Entfernungen zur PTB liegen. Vor diesem Hintergrund ist es ein Vorteil, auf den Fahrten zur und von der Arbeit den Stand der Vegetation zu beobachten, zu verfolgen, welche Arbeiten die Landwirte auf den Feldern erledigen oder zu wissen, wo es gerade größere Baustellen in der näheren Umgebung gibt. Dazu drei Beispiele: Im Frühjahr steigt die Aktivitätskonzentration des K-40 regelmäßig an, wenn die Bäume blühen. Der Pollenstaub enthält wie alles biologische Material Kalium, das mit dem angesaugten Pollenstaub in die Luftstaubprobe gelangt und zum beobachteten Anstieg führt. In dieser Zeit kann auch der Gehalt der Luft an Cs-137 ansteigen, weil im Pollenstaub der Fichten nicht nur K-40 enthalten ist, sondern auch Cs-137 angereichert wird [2]. Ein Anstieg der K-40-Messwerte wird oft auch in der Erntezeit gemessen, wenn der Erntestaub über die

Luftstaubsammler zieht. Ähnliche Erhöhungen sind messbar, wenn die Landwirte bei trockenem Spätsommerwetter die Bodenbearbeitung zur Vorbereitung der Wintersaat durchführen. Als die Autobahn A392, die in knapp einem Kilometer Entfernung am Luftstaubsammler verläuft, 2006 saniert wurde, stiegen die Gehalte der Luft an K-40 ebenfalls deutlich an. Hier war die Quellenzuordnung allerdings sehr einfach: Schon der erste Blick auf das Filter zeigte eine dicke Staubschicht. Wir hatten so viel Staub, dass diese Menge nicht mehr in das übliche Messgefäß passte. Das war auch in der 36. Woche 2013 so, als deutlich sichtbar sehr viel Staub durch landwirtschaftliche Bodenbearbeitung Richtung PTB gezogen war. Als Folge lag die Aktivitätskonzentration des K-40 in jener Woche bei $40,6 \mu\text{Bq}/\text{m}^3$. Auch um den Jahreswechsel 2013/2014 lag der Wert in fast gleicher Höhe bei $40,9 \mu\text{Bq}/\text{m}^3$. Ursache hierfür war jedoch nicht die Bodenbearbeitung sondern das Silvesterfeuerwerk.

Langzeit-Messreihen

Bild 2 zeigt im Überblick die in der PTB vorliegenden Messwerte künstlicher und natürlicher Radionuklide seit 1963. Die Zeitreihen der natürlichen Radionuklide sind in Bild 3 und die der künstlichen in Bild 4 separat dargestellt.

Allgemein sinkt nach der Inkraftsetzung des Atomwaffen-Teststopp-Abkommens von 1963 die Aktivitätskonzentration künstlicher Radionuklide in der bodennahen Luft. Der Einfluss des bisher letzten atmosphärischen Kernwaffentests in China 1980 wird im Sommer 1981 sichtbar (siehe Pfeil). Im linken Teil der Darstellung fallen die Mess-

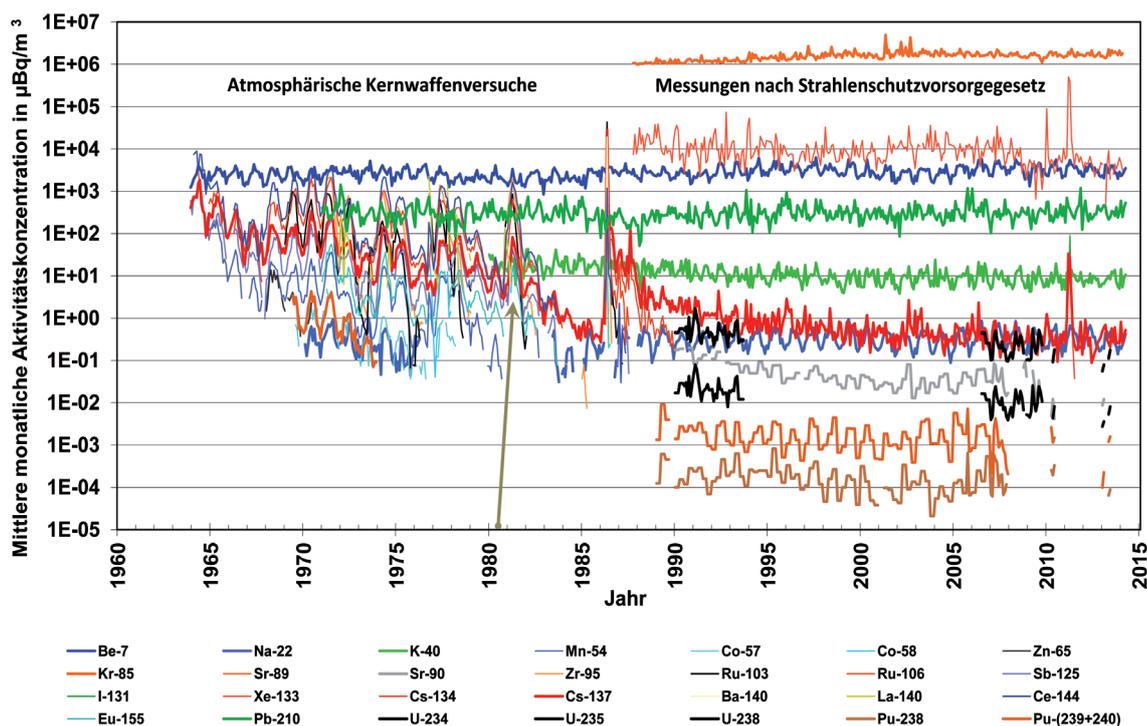


Bild 2:
Alle Langzeit-Messreihen der PTB seit Oktober 1963.

reihen von 13 der vielen kurzlebigen **Spalt- und Aktivierungsprodukte** auf, die bei Kernwaffenexplosionen entstehen. Ihre Aktivitätskonzentration sank aufgrund ihrer kurzen **Halbwertszeit** relativ rasch nach jedem Kernwaffentest wieder ab. Nur Cs-137 mit einer Halbwertszeit von 30,1 Jahren blieb leicht messbar. Die radioökologischen Unterschiede im Verhalten der beiden Radionuklide sind im Kapitel „50 Jahre Spurenmessung in der PTB“ beschrieben.

Nach dem Reaktorunfall von Tschernobyl wurde das „**Integrierte Mess- und Informations-System (IMIS)**“ des Bundes zur Überwachung radioaktiver Stoffe in der Umwelt geschaffen. Seither misst die PTB gemeinsam mit den Spurenmessstellen des DWD und des BfS möglichst empfindlich in der bodennahen Luft enthaltene Radionuklide. Neben der Messung Gammastrahlen aussendender Radionuklide erweiterte sich das Aufgabenspektrum um regelmäßige Messungen von Radionukliden, die Alphastrahlung aussenden – das sind Uran- und Plutonium-Isotope – und von Strontium-Isotopen, die nur Betastrahlung emittieren. Das sind Strontium-89 (Sr-89) und Strontium-90 (Sr-90). Sr-89 hat eine Halbwertszeit von 50,6 Tagen und ist nur nach frischen Freisetzungen zu erwarten, während Sr-90 mit einer Halbwertszeit von 28,8 Jahren noch in Spuren messbar ist.

Im rechten Teil des Diagramms sind außerdem die Ergebnisse der Messung der radioaktiven Edelgase Krypton-85 (Kr-85) und Xenon-133 (Xe-133) dargestellt. Für diese Messungen führt die PTB die wöchentliche Probenahme und eine Vorreinigung der Edelgase durch, während die eigentliche Messung beim Bundesamt für Strahlenschutz in Freiburg erfolgt.

Natürlich radioaktive Nuklide

Die Messreihen der natürlich radioaktiven Nuklide (Bild 3) beginnen zu unterschiedlichen Zeitpunkten. Die Hauptgründe sind einerseits die geringen Aktivitätskonzentrationen einiger Radionuklide und zum anderen analytische und messtechnische Verbesserungen, die im Kapitel „Die Geschichte der Spurenmessstelle“ genannt sind.

Blei-210 (Pb-210) ist eines der natürlichen Radionuklide aus der radioaktiven Zerfallsreihe des Urans. Es ist als Folgeprodukt des Uran-238 (U-238) in den mineralischen Anteilen des Luftstaubs enthalten und entsteht auch aus dem immer in der bodennahen Luft enthaltenen natürlich radioaktiven Radon-222 (Rn-222), das ebenfalls in der Uran-Zerfallsreihe auftritt. Deshalb ist die Aktivitätskonzentration des Pb-210 stark von der Staubkonzentration der Luft abhängig. Sie liegt in einem etwa gleichbleibenden Bereich. Kurzfristig kann sie sich jedoch sehr stark ändern, wenn sich die Wind- und Wetterverhältnisse ändern – beispielsweise bei einsetzendem Regen oder Schneefall, bei Frost, bei einer Schneebedeckung des Bodens oder bei trocken-windigen Wetterlagen. Aber auch menschliche Aktivitäten, die eine Staubbildung hervorrufen, wie z. B. der Straßenverkehr oder die landwirtschaftliche Bodenbearbeitung, haben einen messbaren Einfluss auf die Aktivitätskonzentration des Pb-210 in der bodennahen Luft.

Wie Pb-210 ist auch das K-40 immer im Luftstaub enthalten. Es ist wie das U-238 oder Thorium-232 (Th-232) ein „primordiales Radionuklid“, das seit seiner gemeinsamen Entstehung mit den übrigen chemischen Elementen vor etwa vier bis fünf Milliarden Jahren noch nicht zerfallen ist. Seine Halbwertszeit beträgt ca. 1,3 Milliarden Jahre.

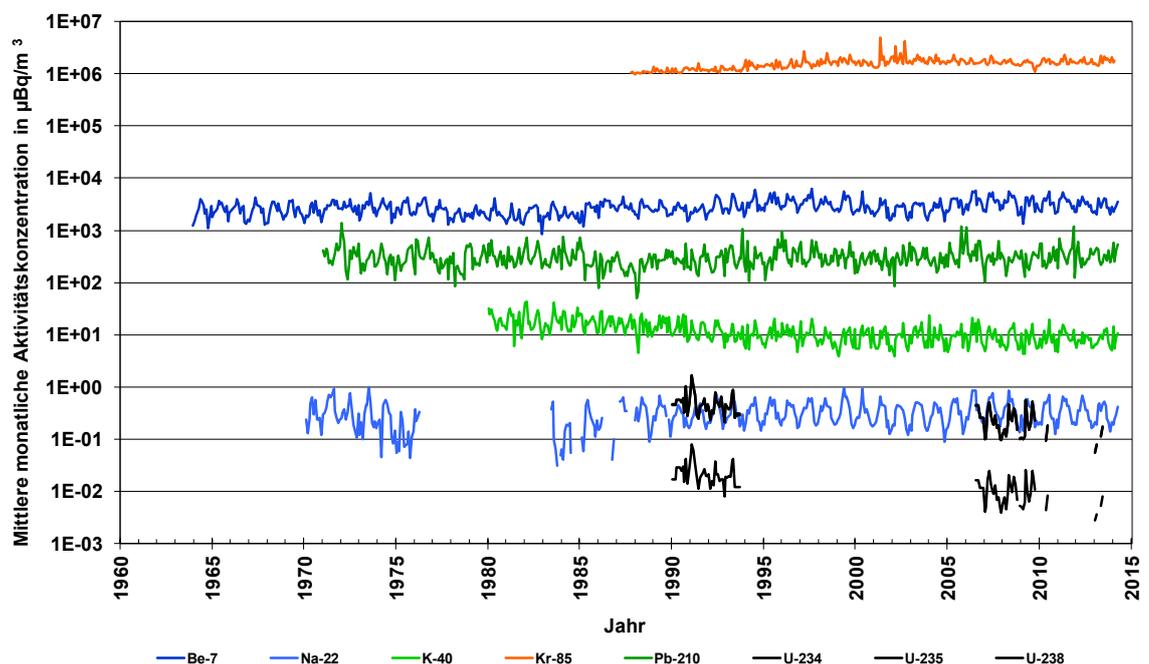


Bild 3: Aktivitätskonzentration künstlicher Radionuklide in der Luft in Braunschweig.

K-40 ist praktisch überall in der unbelebten und belebten Natur vorhanden. Die Aktivitätskonzentration des K-40 sinkt seit dem Ende der 1980er-Jahre ab, was durch die allgemeinen Anstrengungen zur Luftreinhaltung und durch die Modernisierung von Industrieanlagen und Heizanlagen erklärbar ist. Seit einigen Jahren werden in Haushalten wieder vermehrt mit Holz befeuerte Kamine und Kaminöfen benutzt. Ob sich der damit verbundene Ausstoß von Flugasche, der an manchen Tagen in den Übergangsjahreszeiten deutlich zu riechen ist, auf den genannten Trend auswirken wird, werden die zukünftigen Beobachtungen zeigen.

Künstliche radioaktive Nuklide

Streng genommen sind diese Radionuklide nicht künstlich erzeugt, da die Natur sie bei der Entstehung der Elemente alle schon einmal erzeugt hatte. Sie waren lediglich zerfallen, bevor sie vom Menschen wieder in die Umwelt eingebracht wurden. Sie waren lediglich zerfallen, bevor sie vom Menschen wieder in die Umwelt eingebracht wurden. Fachlich spricht man daher auch von anthropogenen oder zivilisatorischen Radionukliden. Die von der Spurenmesstabelle der PTB gemessenen Zeitreihen künstlicher Radionuklide zeigt Bild 4.

Weil Alphastrahlung und Betastrahlung schon in der Luftstaubprobe absorbiert werden, können sie nicht direkt gemessen werden. Sie müssen vor der Messung mit den in Kapitel „Radiochemische Bestimmung von Alpha- und Betastrahlen emittierenden Radionukliden“ erläuterten Verfahren, die in der PTB nach der Übernahme der IMIS-Aufgaben zunächst eingerichtet werden mussten, abgetrennt und gereinigt werden. Die Bestimmung von Plutonium, die in den 1970er-Jahren im Rahmen von Forschungsprojekten erfolgte, musste wieder neu eingerichtet werden.

Uran-Isotope wurden zwischen 1990 und 1993 im Rahmen von Forschungsarbeiten gemessen, bevor ab Januar 2007 das IMIS-Messprogramm um regelmäßige Uranmessungen erweitert wurde. Bei der Einführung eines neuen radiochemischen Trennungsganges konnten nach der Überwindung radiochemischer Probleme, die auf die ständig wechselnde Zusammensetzung des Luftstaubes zurückzuführen waren, 2013 die regelmäßigen Messungen wieder aufgenommen werden. Die dadurch ab etwa 2007 entstandene Messlücke bei Uran, Plutonium und Strontium wird derzeit durch Analyse noch verfügbarer Luftstaubproben geschlossen.

Kr-85 und Xe-133

Die in der Kurve gezeigten Messwerte für Xe-133 liegen im Bereich der erreichbaren Nachweisgrenzen von wenigen Milli-Becquerel pro Kubikmeter (mBq/m^3). Wegen seiner kurzen Halbwertszeit von 5,3 Tagen ist es ein Indikator für eine Freisetzung aus einer Quelle, in der eine Kernspaltung abläuft oder bis kurz vor der Freisetzung abgelaufen ist. Der Eintrag aus dem Unfall im Kernkraftwerk Fukushima ist daher deutlich sichtbar.

Dagegen ist Kr-85 ein Radionuklid, das sowohl in der Natur entsteht als auch durch menschliche Aktivitäten freigesetzt wird. Es entsteht auf natürliche Weise aus der kosmischen Höhenstrahlung und aus der Spontanspaltung des Urans. Künstlich entsteht es durch Kernspaltung in Kernwaffen oder Kernreaktoren. Seine Halbwertszeit beträgt 10,6 Jahre. Es ist das einzige derzeit regelmäßig überwachte künstliche Radionuklid, dessen Aktivitätskonzentration nicht abnimmt,

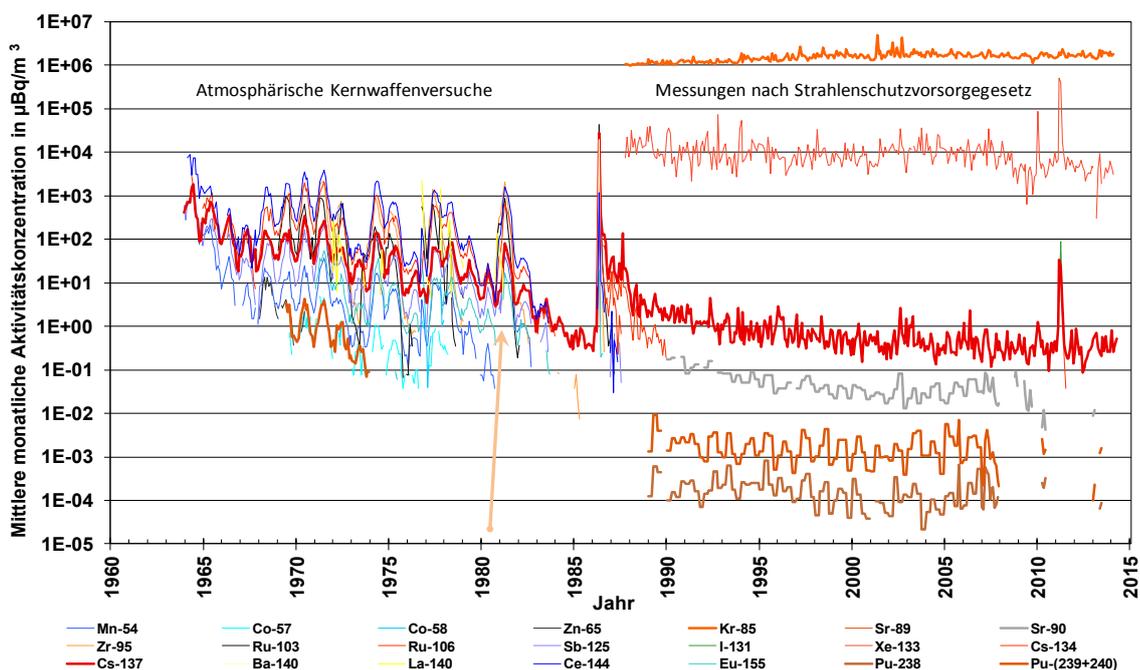


Bild 4: Aktivitätskonzentration künstlicher Radionuklide in der Luft in Braunschweig.

sondern wegen seiner Freisetzung bei der Wiederaufbereitung abgebrannter Kernbrennstoffe langsam anstieg. Spitzen werden meistens dann in der Zeitreihe sichtbar, wenn die Abluft der Wiederaufbereitungsanlage von La Hague länger über Braunschweig weht. Seit 2000 bis 2005 scheint die Freisetzung etwa so groß zu sein wie sein radioaktiver Zerfall, sodass sich ein neuer, gegenüber der „vornuklearen Zeit“ leicht erhöhter, konstanter Pegel eingestellt hat.

Die Beiträge der in der Luft enthaltenen radioaktiven Edelgase Kr-85 und Xe-133 zur **Ortsdosisleistung** liegen in ihrer Summe unter 30 **Nanosievert** pro Jahr (nSv/a). Das ist im Vergleich zur mittleren jährlichen Strahlenbelastung, der eine Person aus der allgemeinen Bevölkerung ausgesetzt ist, vernachlässigbar.

Sr-90, Cs-137 und Pu-Isotope

Diese künstlichen Radionuklide stammen im Wesentlichen aus zwei Quellen. In der Zeit vor 1986 wurden Sr-90, Cs-137 und Pu-(239 + 240), aber nur wenigen Prozent Pu-238, durch die in der Atmosphäre durchgeführten Kernwaffenversuche freigesetzt. Weitere, vergleichsweise geringe Mengen von Pu-238 stammen aus Abstürzen von Satelliten, die eine Pu-238-Isotopenbatterie zur Stromversorgung an Bord hatten. Die beiden Einträge von Cs-137 aus Tschernobyl und aus Fukushima sind deutlich erkennbar (vgl. Bild 7 in Kapitel „50 Jahre Spurenmessung in der PTB“).

Die Angabe Pu-(239 + 240) bedeutet, dass es sich um eine Mischung der beiden Pu-Isotope Pu-239 und Pu-240 handelt. Mit der Alphaspektrometrie lassen sich diese Isotope nur schwer oder gar nicht unterscheiden. Das Alphaspektrum zeigt nur die Summe der beiden Aktivitäten. Massenspektrometrische Verfahren erlauben deren getrennte Bestimmung, sie werden im Rahmen von IMIS jedoch nicht routinemäßig eingesetzt. Mit massenspektrometrischen Verfahren lassen sich allgemein diejenigen Radionuklide besser bestimmen, deren Halbwertszeit sehr lang ist, deren Strahlung eine sehr geringe Intensität hat oder sehr schlecht nachweisbar ist. Ein Paradebeispiel ist Iod-129 (I-129) dessen radioökologisches Verhalten aktuell an der Universität Hannover untersucht wird, wobei die Massenspektrometrie einen wesentlichen Beitrag liefert.

Radioökologie des I-129

I-129 ist ein Isotop des Iods mit einer Halbwertszeit von 15,7 Millionen Jahren, das in der Natur durch Wechselwirkung kosmischer Strahlung mit Xenon-Kernen in der Atmosphäre erzeugt wird. Die Produktionsraten sind allerdings so klein, dass im natürlichen Gleichgewicht ein I-129-Kern 1000 Milliarden stabilen Iod-Kernen gegenüber-

steht. Iod-Isotope werden aber auch als Produkt bei der Spaltung von Uran-Kernen erzeugt. Neben dem stabilen Iod-127 (I-127) werden das kurzlebige I-131 (Halbwertszeit 8 Tage) und das oben erwähnte langlebige I-129 erzeugt. Im Normalbetrieb eines Kernreaktors wird es trotz seiner Flüchtigkeit praktisch nicht freigesetzt, da es in den gasdichten Hüllrohren der Brennstäbe zurückgehalten wird. Öffnet man diese allerdings zum Zwecke der Wiedergewinnung von Uran und Plutonium aus abgebranntem Kernbrennstoff, wie dies in den Wiederaufbereitungsanlagen in La Hague und Sellafield im großtechnischen Stil gemacht wird, so kann das Iod mit der Abluft und dem Abwasser entweichen und gelangt in die Umwelt. Im Falle von Sellafield und La Hague geschieht dies seit rund 20 Jahren mit in etwa gleichbleibender Intensität und zwar zu mehr als 90 Prozent über das Abwasser in die Nordsee bzw. in die Irische See. Der vergleichbar geringe Rest gelangt durch atmosphärischen Austrag in die Umgebungsluft. Durch diese Emissionen hat sich das Isotopenverhältnis so stark geändert, dass nun in der Nordsee die I-129-Werte – gegenüber dem natürlichen Verhältnis – eine Million Mal höher liegen. Bild 5 zeigt die nach einer Messfahrt von August 2005 bestimmten Aktivitätskonzentration von I-129 im Oberflächenwasser der Nordsee und des Ärmelkanals, in mBq/m^3 .

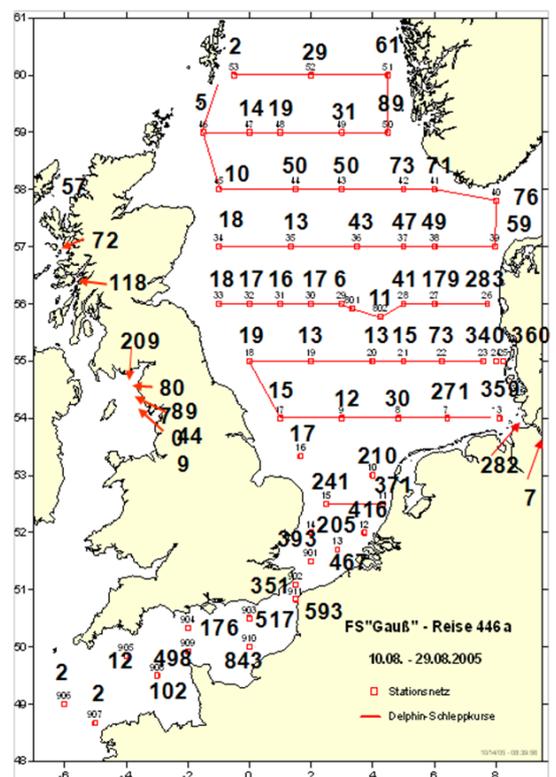


Bild 5: Aktivitätskonzentration von I-129 im Oberflächenwasser der Nordsee und des Ärmelkanals, in mBq/m^3 .

Das Iod verteilt sich bis in den Nordatlantik und das Polarmeer. Die Verbreitung beschränkt sich aber nicht auf die Meere. Gebunden an kleine Partikel (Aerosole) oder organische Moleküle gelangt das Iod aus dem Meerwasser in die Atmosphäre und wird viele hunderte Kilometer über die Landmassen transportiert. Zwar nimmt die Konzentration mit zunehmender Entfernung von der Nordsee nach Süden und Osten hin ab, jedoch ist es problemlos noch auf der Zugspitze nachweisbar. Im Gegensatz zu den Messungen mittels Kernstrahlungsdetektion kommt in diesem Fall die sehr empfindliche Beschleuniger-Massenspektrometrie zum Einsatz.

Aufgrund seiner Mobilität, aber auch seiner Biophilie (also dem leichten Einbau in organisches Material), verbreitet sich das in der Umgebungsluft enthaltene Iod in Biosphäre, Böden, Flüssen und Seen. Nun klingt eine Erhöhung um den Faktor eine Million sehr dramatisch. Wie auch bei den in Deutschland messbaren Freisetzungen aus z. B. Tschernobyl oder Fukushima ist es aber wichtig, die Belastung durch das I-129 mit der natürlichen Umgebungsstrahlung zu vergleichen. Eine Abschätzung der Radiotoxizität ergibt ein (noch) sehr geringes radiologisches Risiko. Selbst in den am höchsten kontaminierten Regionen rund um La Hague beträgt die Dosis aufgrund der Aufnahme von I-129 in den menschlichen Körper nur ein Millionstel der natürlichen Strahlendosis. Es muss jedoch berücksichtigt werden, dass sich Iod sehr effektiv anreichert: In Schilddrüsen mehr als 1:1000, in Seetang und anderen Pflanzen wurden Werte bis zu 1:100 000 berichtet.

Solange die Emission aus den beiden europäischen Wiederaufarbeitungsanlagen nicht gesenkt wird, wird sich auch die Menge radioaktiven Iods in der Umwelt Mitteleuropas kontinuierlich erhöhen, und es ist nötig, dies zu beobachten. Neuere Erkenntnisse deuten an, dass trotz der geringen absoluten Freisetzung über die Fortluft das I-129 sehr effizient und mit erstaunlich wenig Verdünnung über weite Strecken transportiert werden kann. Weitere derzeitige radioökologische Forschungsarbeiten beschäftigen sich mit den Ausbreitungswegen und der Chemie des Iods in der Umwelt, seinen Aufenthaltszeiten sowie Anreicherungen in bestimmten Umweltmedien, insbesondere in Nahrungsmitteln und in Trinkwasserreservoirs.

Dosimetrische Bewertung radioaktiver Spuren in der Luft

Oft wird von Besuchern oder besorgten Bürgern gefragt: „Und wie gefährlich ist das nun?“ Schon ein Blick auf die Messreihen zeigt, dass die Einträge künstlicher Radionuklide, die wir heute beobachten, in den meisten Fällen so weit unter den Pegeln der immer in der Luft vorhandenen

natürlichen Radionuklide liegen, dass ihr Beitrag zur Strahlenexposition vernachlässigbar ist. Die Dosisrelevanz der, als Folge der atmosphärischen Kernwaffenversuche, freigesetzten Spalt- und Aktivierungsprodukte war jedoch immerhin so groß, dass es bereits 1962 zum Internationalen Vertrag über das Verbot von Kernwaffenversuchen in der Atmosphäre, dem Meer und im nahen Weltraum gekommen ist, damit keine Fallout-Radionuklide mehr freigesetzt werden.

Wie von der Aktivität eines Radionuklids auf dessen „Gefährlichkeit“ geschlossen wird, ist ein recht langer und komplizierter Weg: Sind die Aktivität des Radionuklids und die chemische Form, in der es vorliegt, bekannt, wird zunächst die Energiemenge ermittelt, die auf menschliches Gewebe übertragen wird. Dies ist aber noch kein ausreichendes Maß für die Zellschädigung, da unterschiedliche Strahlenarten (Alpha-, Beta-, Gamma- oder Neutronenstrahlung) Zellen sehr unterschiedlich schädigen. Alphastrahlen (das sind Helium-Atomkerne) bewirken eine räumlich sehr engbegrenzte Energiedeposition. Die gesamte Energie wird in wenigen Zellen deponiert, und diese werden stark geschädigt. Häufig brechen beide Stränge der DNA – ein Fehler, der für die Zelle nur schwer reparabel ist. Beta- und Gammastrahlen (also Elektronen und Photonen) hingegen sind sogenannte locker ionisierende Strahlen. Sie deponieren pro Zelle wenig Energie, dringen dafür aber sehr viel weiter in Materie ein als Alphastrahlung. Diesem Umstand trägt man mit dem sogenannten „Strahlungswichtungsfaktor“ Rechnung. Die im Gewebe deponierte Energie wird im Fall der stark lokal schädigenden Alphastrahlung mit dem Wichtungsfaktor 20 bewertet, für Beta- und Gammastrahlung hingegen nur mit 1.

Nun sind die verschiedenen Organe des menschlichen Organismus' unterschiedlich empfindlich gegen ionisierende Strahlung. Als Daumenregel gilt, dass Zellen, die sich schnell und häufig erneuern, am empfindlichsten reagieren. Dies betrifft in besonderem Maß die blutbildenden Zellen im Knochenmark. Die Zellen der Knochenoberfläche oder aber auch die Zellen der äußeren Hautschichten sind viel resistenter. Zur Berücksichtigung dieser Unterschiede wurde der Gewebewichtungsfaktor eingeführt. Er ist für das Knochenmark zwölfmal größer als für die Haut. Multipliziert man die in einem Organ deponierte Energie (die „Energiedosis“) sowohl mit dem Strahlungswichtungsfaktor als auch mit dem Gewebewichtungsfaktor, so erhält man als relevante Größe die sogenannte effektive Dosis (E_{eff}). Diese Größe zieht man heran, um stochastische Strahlenschäden zu quantifizieren. Das Wort stochastisch bringt zum Ausdruck, dass die Wirkung vom Zufall bestimmt wird. Für eine Schädigung existiert also immer nur eine bestimmte Wahr-

scheinlichkeit. Eines der bekanntesten Beispiele eines stochastischen Strahlenschadens ist Schilddrüsenkrebs nach der Aufnahme radioaktiven Iods (z. B. I-131). Die Wahrscheinlichkeit, diese Krankheit zu entwickeln, steigt proportional mit der effektiven Dosis der Schilddrüse. Trotzdem ist der Anteil der exponierenden Personen, die Krebs entwickeln, in den meisten Fällen gering. Erst bei sehr hohen Dosen – hier zieht man die Energiedosis als Bewertungsgröße heran – kommt es zu deterministischen Strahlenschäden (z. B. akutes Strahlensyndrom). Das ist vergleichbar mit der Tatsache, dass ein zu langer Aufenthalt in der Sonne mit Sicherheit zum Sonnenbrand führt. Für das Hervorrufen deterministischer Strahlenschäden sind aber Strahlendosen nötig, wie sie im hier betrachteten umweltrelevanten Bereich nicht annähernd vorkommen.

Wichtig ist auch, ob die Strahlung von außen auf den Körper einwirkt (so genannte Submersion), von innen nach dem Einatmen (Inhalation) oder durch Aufnahme mit der Nahrung (Ingestion). Nach der obigen Diskussion der verschiedenen Strahlungsarten ist es einsichtig, dass die kurzreichweitige Alphastrahlung in den obersten (unempfindlichen) Hautschichten absorbiert wird und nicht bis ins Körperinnere gelangt. Wird dagegen ein Alphastrahler mit der Nahrung oder Atemluft aufgenommen, so verursacht er starke Schädigungen. Wird er in ein Organ eingebaut, wie z. B. Plutonium in Knochen, so wirkt er dort u. U. lebenslänglich. Betastrahlung und in noch stärkerem Maße Gammastrahlung wirken zusätzlich auch von außen auf den Körper ein.

Um das Risiko durch ionisierende Strahlung zu quantifizieren, muss also über die Art des Radionuklides und der Strahlung hinaus noch vieles über die Lebens-, Aufenthalts- und Ernährungsgewohnheiten eines Menschen bekannt sein. In sogenannten Verwaltungsvorschriften (z. B. AVV zu §47 der StrSchV) werden hierzu Annahmen getroffen, die eine obere Abschätzung des Risikos – bei bewusst unrealistisch gewählten, also ungünstigen Lebensgewohnheiten – erlauben. Hierbei definiert man sogenannte Transferfaktoren, die angeben, welcher Anteil einer Kontamination von Radionukliden zum Beispiel vom Boden in eine Pflanze aufgenommen wird, die dem menschlichen Verzehr dient oder der Transfer von der Nahrung in die Muttermilch und von dort zum Säugling.

Schließlich ist noch eine weitere wichtige Strahlenschutzgröße zu betrachten, die zur Bewertung der Aktivitätskonzentration des radioaktiven Edelgases Radon in Luft benutzt wird. Das ist der

Dosiskonversionsfaktor, der besagt, bei welcher Radionuklidkonzentration welche effektive Dosis (oder Organdosis) zu erwarten ist. Er berücksichtigt unter anderem, dass nicht nur das Radon selbst einen Dosisbeitrag liefert, sondern auch die bei seinem Zerfall entstehenden Tochternuklide, die ebenfalls radioaktiv sind. Die Tochternuklide sind allerdings kein chemisch reaktionsträges Edelgas mehr, sondern lagern sich sehr schnell zu einem gewissen Anteil an Luftstaubteilchen an. Deshalb müssen diese Aktivitätsanteile bei einer Dosisabschätzung anders bewertet werden als gasförmig in der Luft enthaltene Anteile.

Etwa die Hälfte der mittleren natürlichen Strahlendosis wird durch Radon verursacht, dessen Aktivitätskonzentration in der Außenluft in Norddeutschland im Bereich zwischen 10 Bq/m^3 und 20 Bq/m^3 liegt. Ausgedrückt in der bei Spurenmessungen gebräuchlicheren Einheit sind das 10 Millionen $\mu\text{Bq/m}^3$ bis 20 Millionen $\mu\text{Bq/m}^3$. Die Strahlendosis aus allen natürlichen Quellen summiert sich in Deutschland im Mittel zu einer jährlichen Dosis von $0,0021 \text{ Sv}$ ($2,1 \text{ mSv/a}$), wobei erhebliche lokale Unterschiede, z. B. zwischen Norddeutschland und Süddeutschland, auftreten. Dieser Mittelwert entspricht einer stündlichen Dosis von ca. $0,2$ Millionstel Sv ($0,2 \mu\text{Sv}$ oder 200 nSv/h). Dieser Mittelwert wird sich in Kürze auf ca. $0,3 \text{ mSv}$ pro Jahr erhöhen. Nicht, weil sich etwa die Aktivitätskonzentration des Radons in der Luft plötzlich erhöht hätte, sondern, weil als Folge neuer strahlenbiologischer Forschungsergebnisse die Dosisrelevanz des Radons für die Abschätzung der Lungendosis verdoppelt wurde.

Die vom Menschen durch Freisetzungen verursachten zusätzlichen Dosen müssen mit der unabwendbar vorhandenen natürlichen Strahlenexposition verglichen werden. ■

Literaturverzeichnis

- [1] Internationale Strahlenschutzkommission, International Commission on Radiological Protection (ICRP), Environmental Protection – the Concept and Use of Reference Animals and Plants. ICRP Publication **108**, Ann. ICRP **38** (4–6), 2008
www.icrp.org/publication.asp?id=ICRP%20Publication%20108
- [2] K. Bunzl, H. Hötzl, R. Winkler: Spruce Pollen as a Source of Increased Radiocesium Concentrations in Air, *Naturwissenschaften* **80**, (1993), 173–74, Springer-Verlag 1993