

Aus der Hygiene-Inspektion Chemnitz
(Bezirkshygieniker: MR Dr. med. H. Bisanz)
und Technische Universität Dresden – Sektion Forstwirtschaft
(Sektionsdirektor: Prof. Dr. habil. H. Thomasius)

Verteilung und Wirkung radioaktiver Emissionen

Von **Erich Auermann, Hans-Günther Däßler** und **Roland Meyer**

Mit 5 Abbildungen und 4 Tabellen

(Eingegangen am 25. September 1989)

Die Energiegewinnung in Kernkraftwerken ist zum gegenwärtigen Zeitpunkt zur Deckung des Energiebedarfes und für die absehbare Zukunft zur Eindämmung der CO₂-Emission und der damit verbundenen globalen klimatischen Veränderung eine unabdingbare Notwendigkeit. Bei der Wärmeerzeugung in Kernkraftwerken ist, wie bei jeder anderen Technologie, ein kalkulierbares Restrisiko nicht völlig auszuschließen. Die Sensibilität der Öffentlichkeit und die Breite des Wirkungsfeldes begründen die Notwendigkeit einer weltweiten Überwachung unter internationaler Kontrolle und eine gediegene Aufklärung und Information der Bevölkerung. Die Erfahrungen der letzten Jahre haben deutlich gezeigt, daß zwischen dem Wissen und Urteilsvermögen der Fachleute einerseits, und dem Informationsstand der Öffentlichkeit und der Politiker bzw. der staatlichen Führungsorgane andererseits, eine große Lücke klafft. Die grenzüberschreitende, weiträumige Kontamination mit radioaktiven Stoffen sowie die uneinheitlichen Anweisungen zur Einschränkung des Verzehrs von Nahrungsmitteln als Folge von Havarien in Kernkraftwerken und bei oberirdischen Kernwaffentests beunruhigt und verunsichert breite Kreise der Bevölkerung.

Aus zahlreichen Untersuchungen und aus den Erfahrungen mit dem Fallout aus den Kernwaffenversuchen in den 60er Jahren ist der Weg der einzelnen Radionuklide aus der Luft über den Regen auf den Boden in die Nahrungskette bekannt. In diesem Abschnitt soll zur Wirkung von Störfällen in Kernkraftwerken und von Reaktorunfällen auf die Umwelt Stellung genommen werden, wobei das unmittelbare Umfeld im Reaktorbereich wegen seiner objektspezifischen Auswirkung nicht in die Betrachtung einbezogen wird.

Für die radiologische Beurteilung der Einwirkung auf die Umwelt ist von folgenden Wirkungsfeldern auszugehen:

1. Strahlenbelastung durch Inhalation von Radionukliden;
2. Strahlenbelastung durch Direktbestrahlung aus der Luft;
3. Strahlenbelastung infolge von Bodenbeaufschlagung mit radioaktiven Stoffen durch den Fallout- und Washout-Effekt;
4. Strahlenbelastung durch Inkorporation kontaminierter landwirtschaftlicher Produkte.

Unter der Fernwirkung von Reaktorunfällen sind die Wirkungsfelder hinsichtlich akuter und mittelfristiger gesundheitlicher Auswirkungen wie folgt einzuschätzen:

Die Strahlenbelastung gemäß 1 und 2 liefert im allgemeinen nur geringe Dosisleistungen und macht deshalb keine Maßnahmen zum Schutz der Bevölkerung, ausgenommen im Reaktorumbfeld, erforderlich. Kontaminationen nach 3 und 4 sind diffe-

renziert zu beurteilen. Relativ hohe Washout-Effekte können in Bodennähe einen Anstieg der Gammadosisleistung auf etwa das 10fache (Ruckdeschel 1986) des natürlichen Wertes – und mehr – bewirken. Zu einem Risiko für die Menschen führt dies jedoch nicht, wie in-vivo-Messungen zeigten. Die Bodenbelegung mit radioaktiven Substanzen erfordert keine Einschränkung des Aufenthaltes im Freien für spielende Kinder und Schwangere. Am Beispiel des Unfalls von Černobyl konnte in Bayern nachgewiesen werden, daß die zustande kommende Zusatzdosis für den Gesamtkörper kleiner war als die Schwankungsbreite der natürlichen Strahlenbelastung. Das Hauptaugenmerk muß auf die Inkorporation radioaktiver Elemente über die Nahrung gerichtet werden. Aber auch hier ist überstürztes Handeln nicht notwendig, da zum einen die Inkorporation rezent kontaminierter Nahrung im Verhältnis zur täglichen Gesamtnahrungsaufnahme nur wenig ins Gewicht fällt, und zum anderen in den Kulturpflanzen sowie tierischen Nahrungsmitteln erst nach einigen Tagen oder Wochen ein Anstieg der Kontamination zu erwarten ist. Selbst bei dem radiologisch sensibelsten Nahrungsmittel, der Milch, tritt ein Anstieg der Jod-Werte erst nach zwei bis drei Tagen auf. Die Aspekte zum Verzehr von Frischgemüse werden noch gesondert angesprochen.

Für eine schnelle Beurteilung der Umweltrelevanz von luftgetragenen Radionukliden sind analog zu nicht-radioaktiven Schadstoffen folgende Angaben erforderlich (Vogel 1986):

- Standort und Zustand der Emissionsquelle,
- Art und – nach Möglichkeit – Menge der je Zeiteinheit freigesetzten Schadstoffe,
- Quellhöhe der Emissionen,
- meteorologische Bedingungen am Quellort,
- großräumige Transmissionsbedingungen,
- Fallout und Washout auf dem Weg des atmosphärischen Transportes.

Während bei den Kernwaffentests die gesamten Spaltprodukte und das nicht verbrauchte spaltbare Material (Plutonium) dampfförmig freigesetzt und in die Stratosphäre getragen werden, verbleiben die Emissionen bei Havarien in Kernkraftwerken fast vollständig in der unteren und mittleren Troposphäre. Bei Kernkraftwerksunfällen wurden die Emissionen bis in eine Höhe von 1500–3000 m getragen. Deshalb bestimmen die meteorologischen Verhältnisse während der Emission und des Atmosphärentransportes die Verteilung der Immissionen. Tausende von Kilometern vom Entstehungsort können, insbesondere durch Washout-Effekte, regional – teilweise auch auf kleinere Areale begrenzt – relativ hohe Belastungen auftreten. Diese können zu territorial außerordentlich unterschiedlichen Immissionswerten in der Gesamtaktivität und in der Nuklidzusammensetzung führen.

In den zerstörten Kernbereichen havariierter Reaktoren können die Temperaturen bis auf 2 700 °C ansteigen (Vogel 1986). Unter diesen Bedingungen können alle leichtflüchtigen Radionuklide (besonders I, Cs, Te) freigesetzt werden, die schwerer flüchtigen jedoch nur zum Teil. In den auf Kernwaffenversuche zurückgehenden radioaktiven Niederschlägen findet man vor allem die langlebigen Spaltprodukte, während infolge der relativ langen Aufenthaltsdauer der Spaltprodukte in der Atmosphäre die kurzlebigen Radionuklide, wie I-131, Te-132 usw., auch in den ersten Tagen nach einer Kernwaffenexplosion zu der gesundheitlichen Gefährdung nur zu einem kleinen Teil beitragen.

Ein typisches Nuklid-Verteilungsmuster der luftgetragenen Aktivität, wie es infolge eines Reaktorunfalls auftritt, ist in Abbildung 1 dargestellt (Paschke 1986, KFA Jülich 1986).

Für eine rezente Reaktorhavarie dient I-131 mit 8 d Halbwertszeit als Leitnuklid, während sich Cs-137 mit der Halbwertszeit von 30 a für die weitere Langzeitkontrolle

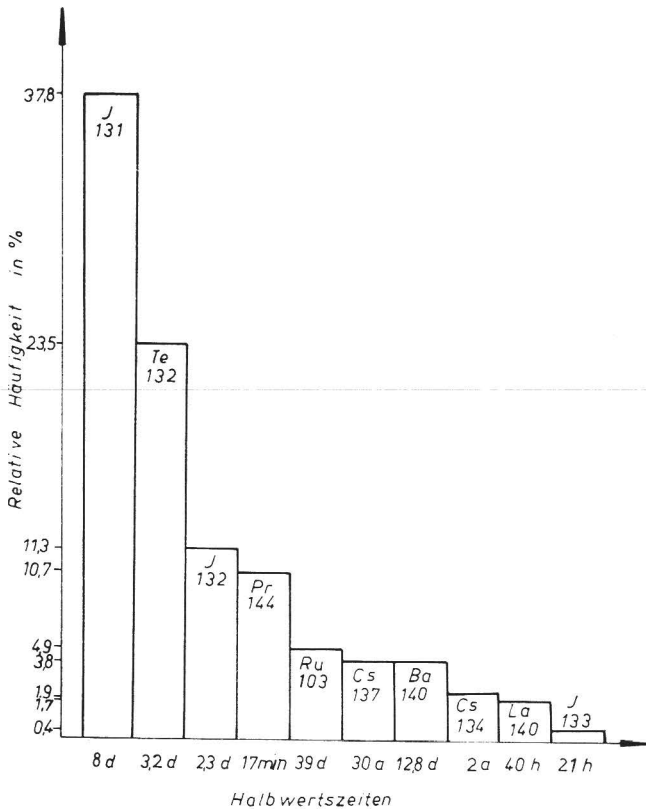


Abb. 1. Die wichtigsten Nuklide; Nuklidspektrum vom 2. 5. 1986, KFA Jülich

sehr gut eignet. Der Verlauf der Aktivitätskonzentration in der Luft nach dem 28./30. 4. 1986 ist für den Berliner Raum aus Abbildung 2a (Ettenhuber 1989) und für vier Gebiete der BRD aus Abbildung 2b (Paschke 1986) ersichtlich.

Die infolge des Unfalls von Černobyl über dem Boden aufgetretenen Dosisleistungen der Gamma-Strahlung (Angabe der Spannweiten) sowie vergleichsweise die Maximalwerte der Aktivitätskonzentration von I-131 in der Milch (direkt vom Erzeuger) sind für einige europäische Länder in Tabelle 1 zusammengestellt (Paschke 1986).

Nach dem Unfall von Černobyl erfolgte eine Zufuhr von Luftmassen aus östlichen und südlichen Richtungen, verbunden mit Niederschlägen von territorial stark wechselnder Intensität, wobei – flächenbezogen – in der DDR 1 bis 16 kBq m⁻² für die Summe Cs-137 und Cs-134 festgestellt wurden (Ettenhuber 1989); in Bayern bewirkten die starken Gewitterregen Werte von 25 bis 300 kBq m⁻² bezüglich der Summe von Cs-137 und I-131.

Im Niederschlagswasser lagen die Aktivitätskonzentrationen in der DDR zwischen dem 4. und 11. 5. 1986 bei einigen kBq l⁻¹ (ab 12. 5. unter 0,2 kBq l⁻¹), im Süden der BRD z. T. bei über 200 kBq l⁻¹.

Zusammenstellungen regionaler Werte für einige Umweltkonzentrationen sowie für verschiedene pflanzliche und tierische Produkte enthalten Tabelle 2a für die DDR und Tabelle 2b für die BRD. Dazu ist noch folgendes auszuführen:

Tabelle 1. Schwankungsbreiten der γ -Dosisleistung über dem Nullpegel in einigen europäischen Ländern (nach E. Ettenhuber 1989 und M. Paschke (1986) – Erfassungszeitraum Anfang Mai 1986 – vergleichsweise die Maxima der Aktivitätskonzentrationen für I-131 in Milch

	Schwankungsbreite der γ -Dosisleistung über der Untergrund- strahlung $\text{nGy} \cdot \text{h}^{-1}$	Maximale Aktivitätskonzentrationen für I-131 in Milch $\text{Bq} \cdot \text{kg}^{-1}$
DDR	100 — 400	270
Dänemark 1)	9 — 18	30
Niederlande 1)	9 — 106	175
ČSFR 1)	176 — 1760	1000
BRD 1)	9 — 2200	1700
VR Polen 1)	88 — 3900	1700
Schweden 1)	18 — 4400	2900

1) nach (3), umgerechnet mit $1 \mu\text{R} \cdot \text{h}^{-1} = 8,8 \text{ nGy} \cdot \text{h}^{-1}$

Tabelle 2a. Beispiele für Aktivitätskonzentrationen in Bayern nach dem Černobyl-Unfall (nach E. Ettenhuber und F. W. Krüger 1989)

			Mai 1986	im Verlauf 1986	Ende 1987
stehende Gewässer	$\text{Bq} \cdot \text{l}^{-1}$	gesamt	< 4	< 0,5	< 0,05
fließende Gewässer	$\text{Bq} \cdot \text{l}^{-1}$	Cs-137		< 0,07	$\approx 0,03$
Boden	$\text{kBq} \cdot \text{m}^{-2}$	Cs-137		0,2–8 (örtlich darüber)	
Futterpflanzen	$\text{kBq} \cdot \text{kg}^{-1}$	I-131	< 2 (bis 20)		
		Cs-137	< 1,3	< 0,13	
Milch	$\text{Bq} \cdot \text{l}^{-1}$	I-131	< 100		
		Cs-137	< 50 (bis 270)	< 20	
Fleisch, Schafe	$\text{Bq} \cdot \text{kg}^{-1}$	Cs-137	< 390	< 70 ¹⁾	
Schweine	$\text{Bq} \cdot \text{kg}^{-1}$	Cs-137	< 110		
Blattgemüse	$\text{Bq} \cdot \text{kg}^{-1}$	I-131	700 (bis 2700) ²⁾		
	$\text{Bq} \cdot \text{kg}^{-1}$	Cs-137	100 (bis 250) ²⁾	< 2	
Getreide	$\text{Bq} \cdot \text{kg}^{-1}$	Cs-137		< 30	
Spätgemüse, Obst					
Kartoffeln	$\text{Bq} \cdot \text{kg}^{-1}$	Cs-137		< 1–10	< 1–10

1) höhere Konzentrationen im Wildfleisch

2) ungewaschenes Gemüse (60–70 % abwaschbar)

Im Zusammenhang mit den Untersuchungen zur Havarie in Černobyl hat sich gezeigt, daß entsprechend der Wachstumsphase pflanzlicher Futtermittel eine mehr oder weniger schnelle Verdünnung der Jod-Aktivität stattfindet. Dessen Aktivitätskonzentration nimmt nicht mit der physikalischen Halbwertszeit (8 d), sondern schneller ab, so daß auch in der Milch die Belastung rasch abfällt. In den Abbildungen 3 und 4 sind Beispiele für den zeitlichen Verlauf der Kontamination von Gras und Milch mit I-131 und Cs-137 dargestellt (GSF-Bericht 1986, Dick 1986). In Molkereimilch lag die Aktivitätskonzentration von I-131 in der DDR und in Bayern übereinstimmend im wesentlichen unter 100 Bq l^{-1} , wobei Ettenhuber (1989) für die DDR eine flächendeckende Einstufung in vier Gruppen (von < 40 bis > 120 Bq l^{-1}) vorgenommen hat.

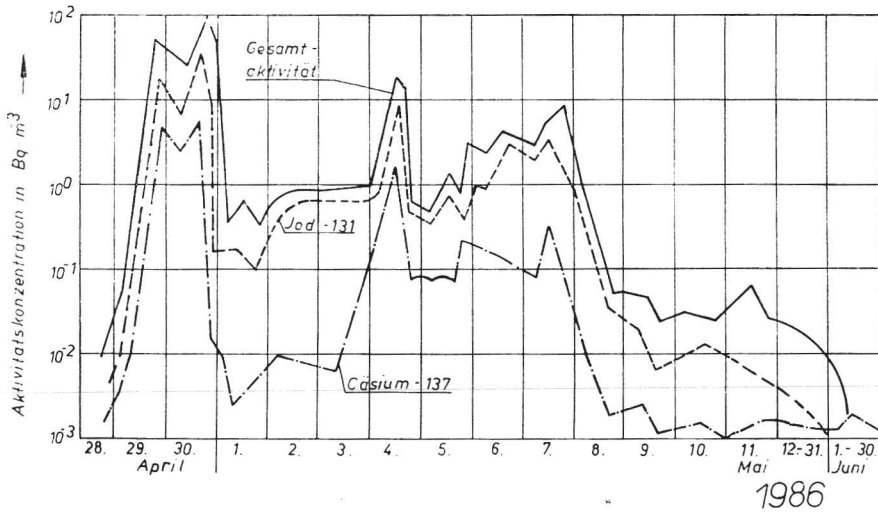


Abb. 2a. Zeitlicher Verlauf der Aktivitätskonzentration in der Luft über Berlin

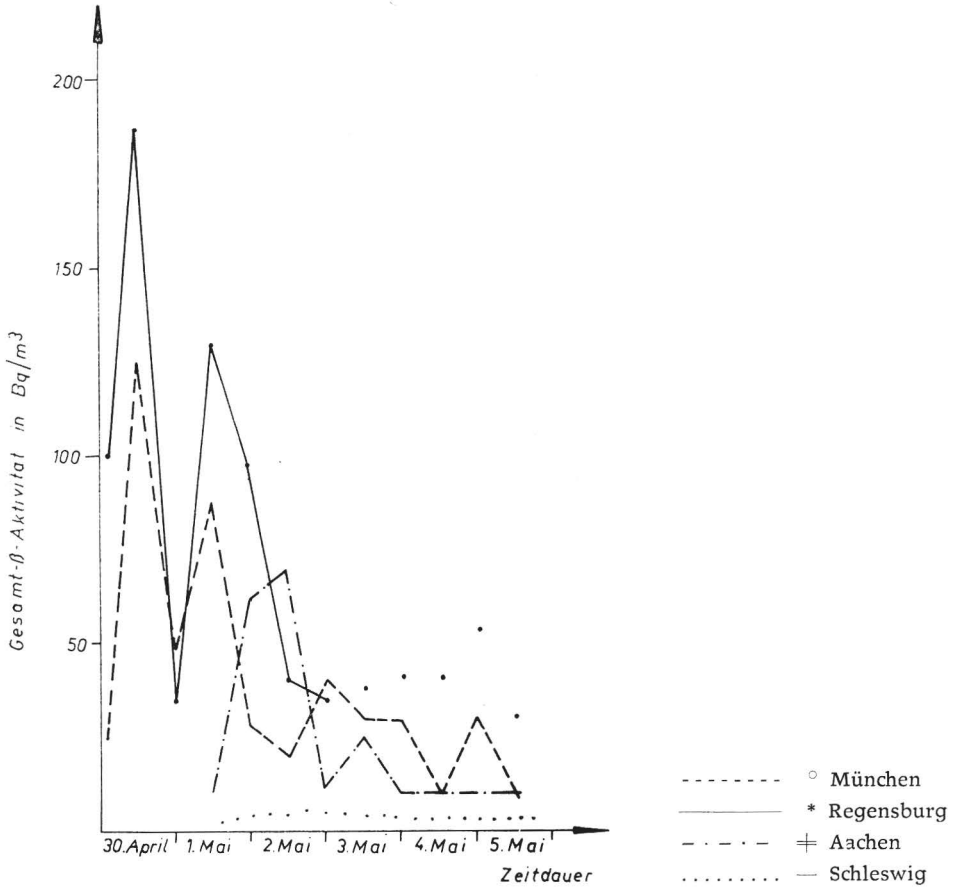


Abb. 2b. Gesamt- β -Aktivität in der Luft vom 30. 4. bis 5. 5. 1986

Tabelle 2b. Beispiele für Aktivitätskonzentrationen in Bayern nach dem Černobyl-Unfall vom 26. 4. 1986 (nach M. Paschke 1986, E. Eder 1986, I. Winkelmann 1986 und GSF-Bericht (1986)

– Erfassungszeitraum 1. bis 7. 5. 1986

– angegebene Richtwerte sind als Vorsorgewerte zu verstehen

			Aktivitätskonzentrationen			Grenzwert-Empfehlung
			1.–7. 5. 1986	vor 26. 4. 1986	1962 — 1964	
Luft	$\text{Bq} \cdot \text{m}^{-3}$	I-131	— 152			
Boden	$\text{Bq} \cdot \text{m}^{-2}$	Σ I-131, Cs-137 Cs-137	25 000 — 300 000	40 — 1 300	2 000 — 4 000	
Gras	$\text{Bq} \cdot \text{kg}^{-1}$	I-131 Cs-137	20 000 — 36 000 4 000 — 8 000			
Kopfsalat	$\text{Bq} \cdot \text{kg}^{-1}$	I-131 Cs-137	500 — 12 000 10 — 600			250 ³
Milch	$\text{Bq} \cdot \text{l}^{-1}$	I-131 Cs-137	80 — 1 700 ¹⁾ — 150 ²⁾	< 1	9	500 ⁴⁾
Rindfleisch	$\text{Bq} \cdot \text{kg}^{-1}$	Cs-137	— 380	< 1	20 — 30	irrelevant

1) Schwankungsbreite für Einzelstandorte

2) Molkereimilch

3) für alle Blattgemüse; keine Beschränkung für Wurzelgemüse und solche Blattgemüse, deren Verzehr mengenmäßig gering ist

4) nach WHO: 2000 $\text{Bq} \cdot \text{kg}^{-1}$ für Erwachsene
1000 $\text{Bq} \cdot \text{kg}^{-1}$ für Kinder

Der Einfluß der Verfütterung kontaminierter Pflanzen – als Silage oder Trockenfutter – im Winter 1986/1987 auf den Gehalt an Cs-137 in der Milch ist mit dem Beispiel für Trockenmilch für den Berliner Raum (Ettenhuber 1989) in Abbildung 5 wiedergegeben.

Die Aufnahme von I-131 durch die Pflanze ist wegen der kurzen Halbwertszeit ohne praktische Bedeutung; es spielt nur für die Aufnahme über die Atemluft einige Tage eine Rolle. Die eigentliche Belastung des Menschen erfolgt über die Milch und durch Ablagerungen auf Blattgemüse. Vom Gemüse ist I-131 durch Abwaschen nicht zu entfernen, während die Aktivität der übrigen Nuklide zu mehr als der Hälfte abgewaschen werden kann.

Das auf den Boden gelangte Cäsium (und Strontium) wird in der obersten Bodenschicht (1 bis 3 cm) festgelegt und gelangt bei der Bodenbearbeitung verteilt in die gesamte obere Bodenschicht von 30 bis 40 cm Tiefe. Cäsium (und Strontium) liegen in einer nur wenig pflanzenverfügbaren Form vor, so daß in den Folgejahren nach einer Kontamination über die Wurzeln nur kleine Mengen in die Pflanzen gelangen. Der Transferfaktor aus dem Boden in die Pflanze beträgt bei Cäsium 0,05, d. h., daß 5 % des Cäsiums aus 1 kg trockenem Boden in 1 kg frischer Pflanzenmasse zu finden sind. Für die nächsten 50 Jahre ist in den Gebieten des erhöht gewesenen Wash- und Fall-

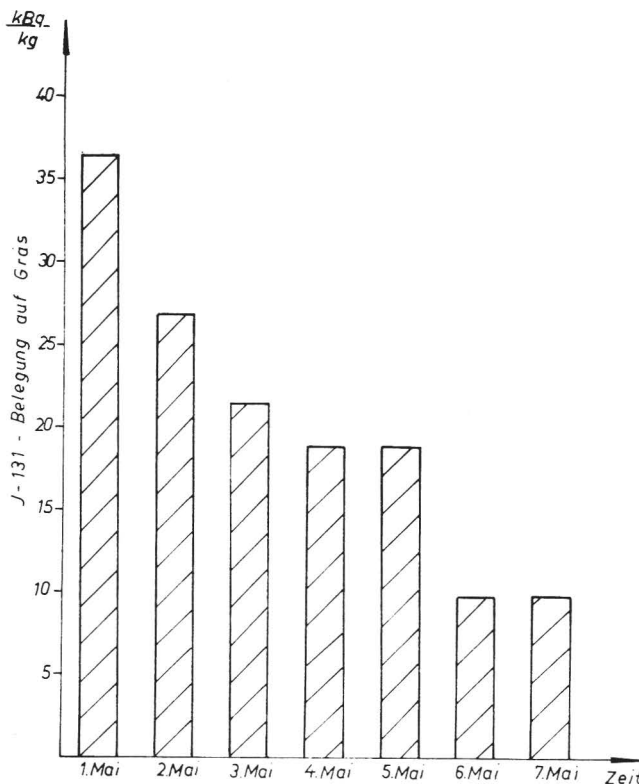


Abb. 3 Zeitlicher Verlauf der I-131-Belegung auf Gras in München. Maximum am 1. 5. 1986

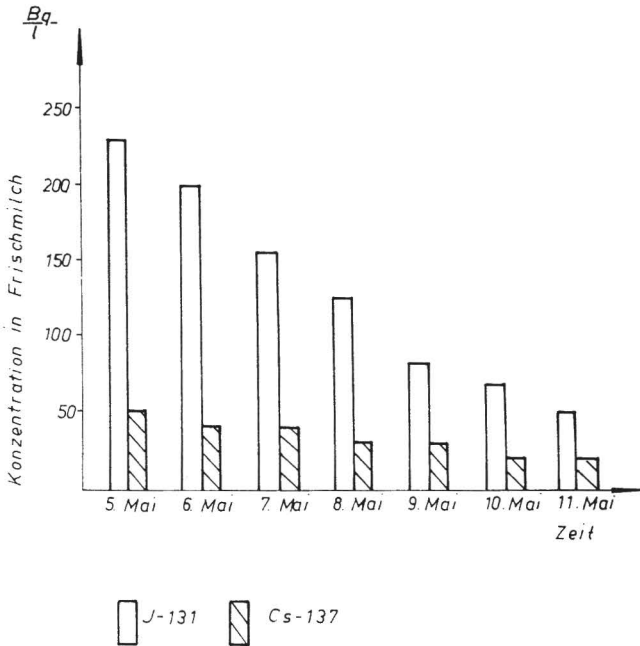


Abb. 4. Zeitlicher Verlauf der I-131- und Cs-137-Konzentration in Frischmilch. Jülich, Maximum am 5. 5. 1986

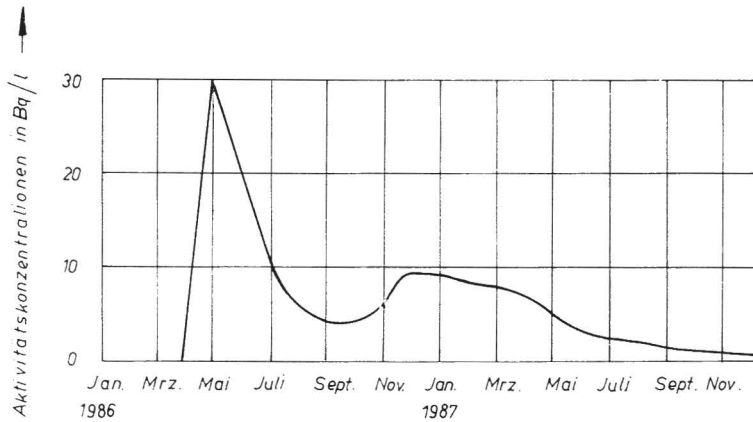


Abb. 5. Zeitlicher Verlauf der Trinkmilchkontamination mit Cs-137 in Berlin

outs mit einer geringen Cäsiumkontamination der Nahrungsmittel zu rechnen. Die Cäsiumgehalte im Fleisch klingen mit einer biologischen Halbwertszeit von etwa 30 Tagen ab. Im Muskel des Menschen liegt die biologische Halbwertszeit bei 104 Tagen. Für Gras und Blattgemüse hat der anhaftende Teil des Cäsiums nur in den ersten Wochen Bedeutung.

Als Beispiel für die künftige Belastung der Nahrung mit Cs-137 sei die Abschätzung nach Paschke (1986) für die BRD (Tab. 3) in Gegenüberstellung zu den Meßwerten von 1964 angeführt. Für 1988 ergeben sich damit etwa $5 \text{ bis } 25 \mu\text{Sv} \cdot \text{a}^{-1}$.

Tabelle 3. Zusätzliche Strahlenexposition als effektive Lebenszeit-Äquivalentdosis infolge des Černobyl-Unfalls für den Raum München (nach W. Jacobi 1986) und Vergleichswerte der mittleren natürlichen Strahlenexposition

Bezugszeitraum: Lebenszeit
Dimension: mSv ¹⁾

	zusätzliche Strahlenexposition als Folge des Černobyl-Unfalls			natürliche Strahlenexposition
	Inhalation Ingestion	externe γ -Strahlung	Gesamt- belastung	Gesamt- belastung
Kinder (bis 10 Jahre)	1,0—2,5	2,0—3,0	3,0—5,5	150
Erwachsene	0,5—2,0	1,0—2,0	1,5—4,0	150

¹⁾ 1 Sv = 100 rem

Für die Einleitung von Vorsorge- und Anpassungsmaßnahmen nach Reaktorunfällen ist die nuklidspezifische Zusammensetzung entscheidend. Da als deren Folge ein Fallout mit vorwiegend flüchtigen Radionukliden auftritt, die bei relativ niedrigen Temperaturen aus dem Reaktor freigesetzt werden, sind die Vorsorgemaßnahmen deshalb besonders auf die verschiedenen Jodisotope, insbesondere das I-131, und auf die längerlebigen Radionuklide Cs-134 und Cs-137 zu richten. Eine besondere Belastung durch Sr-90 ist nicht zu erwarten.

Die Überwachung und evtl. erforderliche Entsorgungsmaßnahmen sollen sich konzentrieren auf (Ruckdeschel 1986, Vogel 1986):

- I-131-Aufnahme durch Frischmilch,
- Milchpulver- und Graströcknungsanlagen bezüglich der Emission in der Trockensubstanz.
- gründliches Waschen von Frischgemüse,
- Verarbeitung von die Richtwerte überschreitenden Produkten zu lagerbaren Produkten,
- Ersatz der Grünfütterung durch Trockenfutter bei Milchkühen,
- Sperrung von Zisternenwasser, während von den übrigen Trinkwässern (Grund-, Quell- und Oberflächenwasser) keine Gefährdung ausgeht,
- Luftfilter von Klimaanlage, auf denen sich radioaktive Staubteilchen ablagern,
- Klärschlamm kommunaler Abwasseranlagen,
- Filterstäube von Klärschlamm- oder Müllverbrennungsanlagen.

Aufgrund der Ergebnisse der Überwachung ist gegebenenfalls die Information der Bevölkerung mit konkreten Verhaltenshinweisen erforderlich.

Bei der Beurteilung der äußeren Strahlenexposition ist die Dauer des Aufenthaltes in Häusern und im Freien zu berücksichtigen. Die durch den Fallout verursachte Gammadosisleistung lag in der BRD nach dem Černobyl-Unfall in Häusern im Mittel etwa 1/10 niedriger als im Freien. In bezug auf die Gammastrahlungsdosis durch den Fallout hat das Haus eine erhebliche Schutzwirkung. Andererseits ist zu berücksichtigen, daß die natürliche Strahlenexposition in Häusern erheblich höher ist als im Freien. Diese wird durch die Gammastrahlung der natürlichen Radionuklide in den Baumaterialien und durch die Inhalation von natürlichen Radionukliden, insbesondere dem Radon und seinen Zerfallsprodukten, hervorgerufen. Letztere bewirken eine jährliche Exposition des Bronchialepithels zwischen 10 bis 20 mSv.

Modellbetrachtungen über die langfristig zu erwartende Strahlenexposition der Bevölkerung, abgeleitet von Fallout-Daten aus dem Raum München, ergeben die Dosiswerte nach Tabelle 4 (GSF-Bericht 1986). In der Tabelle 4 sind für Erwachsene und für Kinder die Werte der Äquivalentdosis durch interne und externe Bestrahlung zusammengestellt, die in dem betrachteten Gebiet zusätzlich zu erwarten sind. Ein Vergleich der Äquivalentdosis für Erwachsene von 0,5 bis 1,1 mSv · a⁻¹ für den Raum München (Tabelle 4) mit den entsprechenden Werten für die DDR (Ettenhuber 1989) von 0,23 mSv für 1986 und 0,13 mSv für 1987 zeigt, daß die Belastung der DDR merklich unter derjenigen des Südens der BRD lag.

Tabelle 4. Erwartete Strahlenexposition infolge des Černobyl-Unfalls, bezogen auf die Fallout-Werte im Raum München (nach W. Jacobi 1986)

a) Äquivalentdosis im 1. Folgejahr (Mai 1986 – April 1987)

Altersgruppe Art der Exposition	Äquivalentdosis, mSv		
	Schilddrüse	Knochenmark Gonaden	effektiv
Kinder 0–10 a			
— Ingestion, Inhalation	3 —12	0,3—0,7	0,4—1,0
— Externe γ -Strahlung	0,3—0,6	0,3—0,6	0,3—0,6
insgesamt	3,3—13	0,6—1,2	0,7—1,5
Erwachsene			
— Ingestion, Inhalation	0,5—2,5	0,3—0,6	0,4—0,8
— Externe γ -Strahlung	0,1—0,3	0,1—0,3	0,1—0,3
insgesamt	0,6—2,8	0,4—0,9	0,5—1,1

b) Effektive Lebenszeit-Äquivalentdosis, mSv

Kinder 0–10 a			
— Ingestion, Inhalation	1,0—2,5	}	3,0—5,5
— Externe γ -Strahlung	2,0—3,0		
Erwachsene			
— Ingestion, Inhalation	0,5—2,0	}	1,5—4,0
— Externe γ -Strahlung	1,0—2,0		

Teil b) der Tabelle 4 zeigt die vorhersehbaren Mittelwerte der kumulierten Lebenszeitdosis. Es wird eingeschätzt, daß der Schwankungsbereich der Strahlenexposition in anderen Regionen der Bundesrepublik Deutschland zwischen dem 0,1fachen und dem 2fachen des Wertes für den Münchener Raum liegt.

Zur Bewertung der zusätzlichen Strahlenexposition der Bevölkerung wird die natürliche Strahlenexposition herangezogen. Die mittlere, effektive Äquivalentdosis der natürlichen Strahlenquellen liegt bei etwa 2 bis 3 mSv pro Jahr. Daraus leitet sich eine mittlere natürliche Lebenszeit-Äquivalentdosis von 150 bis 250 mSv ab. Etwa 50 % dieser Strahlenexposition wird durch die natürliche Radioaktivität in Häusern verursacht. Die Schwankungsbreite umfaßt ein Bereich zwischen dem 0,5- bis 3fachen der obigen Mittelwerte. Die durch den Fallout und Washout des Černobyl-Unfalls kumulierte zusätzliche Lebenszeitdosis, die beispielsweise für Bayern auf etwa 3 bis 5,5 mSv bei Kindern bzw. 1,5 bis 4 mSv bei Erwachsenen abgeschätzt wird, entspricht

etwa 1 bis 4 ‰ der natürlichen Strahlenexposition während der gesamten Lebensdauer (70 Jahre). Nach Paschke (1986) ergeben sich ab 1988 etwa 5 bis 25 $\mu\text{Sv} \cdot \text{a}^{-1}$, für die DDR entsprechend weniger. Im Vergleich beträgt die zusätzliche Dosis aus den Kernwaffenexperimenten Mitte der sechziger Jahre 100 bis 200 μSv . Daraus ableitend, sind keine negativen gesundheitlichen Auswirkungen zu erwarten.

Hinsichtlich einer möglichen Erhöhung des Krebsrisikos als Folge des Černobyl-Unfalls ist aus den derzeit verfügbaren Modellbetrachtungen abzuleiten, daß das krebserkrankungsbedingte Sterberisiko in der Bevölkerung Mitteleuropas von 20 ‰ um 0,01 ‰ erhöht werden könnte (Eder 1986). Ein solcher Effekt liegt weit außerhalb der Nachweisbarkeit.

Die Darlegungen zeigen die große Bedeutung auf, die der rechtzeitigen Erkennung unvorhergesehener regionaler Strahlenbelastungen im Sinne eines Frühwarnsystems zukommt, wie es für die lufthygienische Überwachung nichtradioaktiver Luftverunreinigungen bereits durch die Staatliche Hygieneinspektion landesweit betrieben und laufend erweitert wird.

Zusammenfassung

Nach dem Reaktorunfall von Černobyl waren in einigen der von den radioaktiven Emissionen betroffenen Länder erhebliche Unsicherheiten der Politiker bzw. staatlichen Führungsorgane und dementsprechende Verunsicherungen der Bevölkerung festzustellen. In der Arbeit werden die Wirkungsfelder der aufgetretenen oder zu erwartenden Emissionen von Radionukliden charakterisiert und Schlußfolgerungen für den Schutz der Bevölkerung gezogen. Die Integration der europäischen Staaten in ein gemeinsames Frühwarnsystem ist ein entscheidender Schritt zum Schutz gegen unvorhergesehene Immissionen radioaktiver Substanzen.

Schrifttum

- Dick, A.: Erklärungen über den Unfall im Kernkraftwerk Černobyl und seine Auswirkungen auf Bayern. Bayerisches Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen. München, Mai 1986.
- Eder, E.: Umweltprogramme zur Erfassung der Kontamination durch den Reaktorunfall von Černobyl. Gesundheitsingenieur **107** (1986) 274–289.
- Ettenhuber, E., und F. W. Krüger: Auswirkungen des Reaktorunfalls im Kernkraftwerk Černobyl auf das Territorium der DDR. Wissenschaft und Fortschritt **39** (1989) 4.
- GSF, Institut für Strahlenschutz: Umweltradioaktivität und Strahlenexposition in Südbayern durch den Černobyl-Unfall. GSF-Bericht 16/86, Juni 1986.
- Jacobi, W.: Richtwerte und Empfehlungen der Strahlenschutzkommission. Gesundheitsingenieur **107** (1986) 259–263.
- KFA Jülich: Radioaktivitätsmessungen nach dem Reaktorunglück in Černobyl. ASS-Bericht 0438, Juni 1986.
- Paschke, M.: Auswirkungen des Reaktorunfalls in Černobyl – Geographische Verteilung der radioaktiven Immissionen in der Bundesrepublik und in Westeuropa. Gesundheitsingenieur **107** (1986) 301–305.
- Ruckdeschel, W.: Symposium über branchenspezifische Emissionen – Vorwort. Gesundheitsingenieur **107** (1986) 257–258.
- Vogel, J.: Informationen und Hinweise für die Öffentlichkeit über die Auswirkungen des Reaktorunfalls von Černobyl auf Bayern. Gesundheitsingenieur **107** (1986) 264–265.
- Winkelmann, I., P. Klopfer, S. Weiner und S. Wolff: Nuklidspezifische Messungen der Bodenkontamination in Bayern und die daraus resultierende Strahlenexposition. Gesundheitsingenieur **107** (1986) 293–300.

Dr. rer. nat. Erich Auermann
Hygiene-Institut Chemnitz
Abteilung Lufthygiene
Gustav-Adolf-Straße 18
O-9090 Chemnitz

Prof. Dr. habil. Hans-Günther Däßler
Technische Universität Dresden
Sektion Forstwirtschaft
Wissenschaftsbereich Pflanzenchemie
Piener Straße 8
O-8223 Tharandt

Dr. rer. nat. Roland Meyer
Hygiene-Institut Chemnitz
Abteilung Lufthygiene
Gustav-Adolf-Straße 18
O-9090 Chemnitz

Buchbesprechung

Jes, H.: **Echsen als Terrarientiere**. München: Gräfe und Unzer GmbH 1989. 72 S.
30 Farbfotos, 25 Zeichn. 12,80 DM.

Echsen im Terrarium wendet sich als Ratgeber an einen breiten Interessentenkreis. Es zeigt sich bereits im Studium der einführenden Kapitel über das Terrarium, die Terrarientechnik und auch bei der Haltung und Pflege der Echsen, daß hier von einem erfahrenen Zoofachman berichtet wird. Denn ohne diese Voraussetzungen und Kenntnisse ist eine erfolgreiche Echsenzucht nicht möglich. Leider ist dieser Abschnitt mit nur 4 Seiten recht kurz gefaßt. Die Darstellung der Echsenkrankheiten ist auch für den Laien verständlich abgefaßt. Der Artenteil bringt auf 16 Seiten wesentliche Echsengruppen. Es wäre ratsam, die Krokodile herauszunehmen und einer eigenen Darstellung zuzuordnen. Ebenso wünscht man sich eine umfangmäßige Erweiterung des speziellen Teiles. Es werden jeweils inhaltlich streng gegliederte Beiträge zu den Familien der Geckos, Leguane, Agamen, Glattechsen, Schienenechsen, Halsbandeidechsen, Schleichen und Warane gebracht. Auf die Darstellung einheimischer (mitteleuropäischer) Arten wird aus Gründen des Natur- und Artenschutzes verzichtet.

W.-R. Grojze