

Der Reaktorunfall von Tschernobyl

Auswirkungen auf Österreich

Impressum

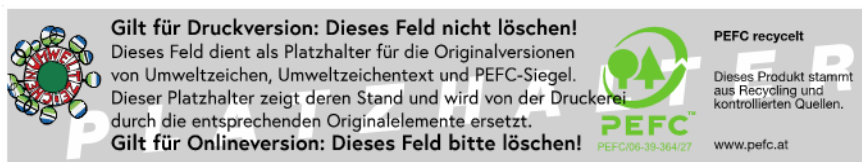
Medieninhaber, Verleger und Herausgeber:

Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Klima- und Umweltschutz, Regionen und Wasserwirtschaft, Stubenring 1, 1010 Wien

Autor: Mag. Manfred Ditto

Gesamtumsetzung: Abt. V/8 - Strahlenschutz

Fotonachweis: Cover: [unplash.com/Ferdinand Stöhr](https://unplash.com/Ferdinand%20Stoehr), BMLUK/Paul Gruber (S. 3), APA-Images / AP / STR (S. 7), Umweltbundesamt GmbH (S. 17)



Wien, 2026. Stand: 16. April 2026

Copyright und Haftung:

Auszugsweiser Abdruck ist nur mit Quellenangabe gestattet, alle sonstigen Rechte sind ohne schriftliche Zustimmung des Medieninhabers unzulässig.

Es wird darauf verwiesen, dass alle Angaben in dieser Publikation trotz sorgfältiger Bearbeitung ohne Gewähr erfolgen und eine Haftung des Bundesministeriums und des Autors ausgeschlossen ist. Rechtausführungen stellen die unverbindliche Meinung des Autors dar und können der Rechtsprechung der unabhängigen Gerichte keinesfalls vorgreifen.

Rückmeldungen: Ihre Überlegungen zu vorliegender Publikation übermitteln Sie bitte an abt-58@bmluk.gv.at.

Vorwort



Norbert Totschnig

Am 26. April 2026 jährt sich der Reaktorunfall von Tschernobyl zum 40. Mal. Im Zuge des bislang schwersten Reaktorunfalls wurden große Mengen an radioaktiven Stoffen freigesetzt und in der Folge mit der Luftströmung weiträumig über ganz Europa verfrachtet.

Der Reaktorunfall führte in Teilen der Ukraine, Weißrusslands und Russlands zu hohen radioaktiven Kontaminationen. Österreich zählt neben Skandinavien zu den am stärksten betroffenen Gebieten außerhalb der damaligen Sowjetunion.

Anlässlich des 40. Jahrestages des Reaktorunfalls von Tschernobyl werden in diesem Bericht der Unfallablauf und die Auswirkungen des Unfalls zusammengefasst. Besonderes Augenmerk wird dabei auf die Auswirkungen auf Österreich sowie die behördlichen Maßnahmen zur Verringerung der Strahlendosis für die österreichische Bevölkerung gelegt. Aber auch auf die Auswirkungen auf die Bevölkerung in den besonders hoch belasteten Gebieten der ehemaligen Sowjetunion sowie auf die Notfallhelfer und Aufräumarbeiter vor Ort wird eingegangen.

Primäres Ziel dieses Berichtes ist, der interessierten Öffentlichkeit einen Überblick über den Reaktorunfall von Tschernobyl und dessen Auswirkungen zu geben.

Mag. Norbert Totschnig, MSc
Bundesminister für Land- und Forstwirtschaft,
Klima- und Umweltschutz, Regionen und Wasserwirtschaft

Inhalt

Vorwort	3
Der Reaktorunfall von Tschernobyl	5
Das Kernkraftwerk Tschernobyl	5
Der Unfallablauf	6
Erste Maßnahmen zur Eindämmung der Folgen.....	8
Aktivitätsfreisetzung.....	9
Ausbreitung der radioaktiven Luftmassen	11
Die Überwachung der Radioaktivität in Österreich	13
Das Überwachungssystem zur Zeit des Reaktorunfalls von Tschernobyl.....	13
Strahlenfrühwarnsystem.....	14
Laborgestütztes Überwachungsnetz für Radioaktivität.....	15
Die Auswirkungen auf Österreich	16
Niederschlagssituation in Österreich	16
Ergebnisse aus dem Strahlenfrühwarnsystem.....	18
Ergebnisse aus dem laborgestützten Überwachungsnetz	21
Luft.....	21
Niederschläge.....	24
Oberflächenwasser	25
Boden.....	28
Lebensmittel.....	29
Futtermittel	46
Klärschlamm.....	48
Maßnahmen zur Dosisreduktion	50
Maßnahmen im Bereich der Lebensmittel.....	50
Sonstige Maßnahmen	51
Dosisreduktion durch die gesetzten Maßnahmen.....	52
Strahlendosis für die Bevölkerung in Österreich	53
Gesundheitliche Auswirkungen des Reaktorunfalls von Tschernobyl	56
Strahlenschäden.....	56
Gesundheitliche Auswirkungen in den stark belasteten Gebieten.....	57
Gesundheitliche Auswirkungen in Österreich.....	60
Anmerkung zum Bericht	61
Literaturverzeichnis	62

Der Reaktorunfall von Tschernobyl

Am 26. April 1986 ereignete sich im Kernkraftwerk Tschernobyl in der Ukraine der bislang schwerste und folgenreichste Reaktorunfall in der Geschichte der friedlichen Nutzung der Kernenergie. In den ersten zehn Tagen nach dem Unfall wurden große Mengen an radioaktiven Stoffen freigesetzt und über weite Teile Europas verteilt. Einige Gebiete der Ukraine, Weißrusslands und Russlands wurden besonders stark kontaminiert, was zu schwerwiegenden radiologischen, gesundheitlichen und sozioökonomischen Folgen für die dortige Bevölkerung führte. Die Kontamination in den anderen Ländern Europas war deutlich geringer mit entsprechend geringeren Folgen. Trotzdem führte der Reaktorunfall auch außerhalb der stark betroffenen Gebiete bei vielen Menschen zu großer Verunsicherung und Besorgnis.

Das Kernkraftwerk Tschernobyl

Das Kernkraftwerk Tschernobyl bestand zum Zeitpunkt des Unfalls aus vier grafit-moderierten Siedewasser-Druckröhren-Reaktoren mit einer elektrischen Leistung von jeweils 1.000 Megawatt (RBMK-1000). Reaktoren dieses Typs wurden ausschließlich auf dem Gebiet der ehemaligen Sowjetunion errichtet, da damit nicht nur Strom erzeugt, sondern auch Plutonium zur Herstellung von Kernwaffen gewonnen werden konnte.

Im Vergleich zu westlichen Reaktortypen weist der RBMK-Reaktor einige schwerwiegende sicherheitstechnische Nachteile auf, die neben Bedienungsfehlern ursächlich für den Reaktorunfall und dessen große radiologische Auswirkungen verantwortlich waren. So haben diese Reaktoren keine druck- und gasdichte Hülle (Containment), die das Reaktorgebäude umschließt und bei einem Störfall eine massive Freisetzung radioaktiver Stoffe verhindern soll. Weiters weisen sie erhebliche Defizite bei den Sicherheitseinrichtungen und Notkühlsystemen auf. Ein weiterer Nachteil dieses Reaktortyps ist, dass das Wasser nur als Kühlmittel und nicht – wie bei westlichen Reaktortypen – auch als Moderator dient. Das hat zur Folge, dass bei Verdampfen des Kühlwassers die Kettenreaktion zunimmt (positiver Dampfblasenkoeffizient) und nicht gebremst oder gestoppt wird wie bei westlichen Reaktortypen,

deren Dampfblasenkoeffizient negativ ist. Dieser Effekt war eine der wesentlichen physikalischen Ursachen für den Unfall.

Trotz dieser bekannten Nachteile der RBMK-Reaktoren wurden mehrere Kernkraftwerke in der ehemaligen Sowjetunion mit diesem Reaktortyp errichtet und betrieben, da diese aus sowjetischer Sicht gewisse Vorzüge aufwiesen. So wurden etwa keine Großschmiedestücke (zum Beispiel Reaktordruckbehälter) benötigt, deren Herstellung und Transport eine große Herausforderung dargestellt hätten. Durch den modularen Aufbau konnte die Reaktorleistung durch Hinzufügen weiterer Druckrohre relativ einfach erhöht werden. Weiters bestand die Möglichkeit, die Brennelemente während des Betriebes zu wechseln und damit die Verfügbarkeit zu erhöhen. Sowjetischen Angaben zufolge lag die Verfügbarkeit von RBMK-Reaktoren über dem Durchschnitt anderer sowjetischer Reaktortypen und erreichte international übliche Werte.

Der Unfallablauf

Der Unfall ereignete sich in der Nacht vom 25. auf den 26. April 1986 im Block 4 des Kernkraftwerks Tschernobyl, als die Anlage für eine routinemäßige Revision heruntergefahren werden sollte. Während des Herunterfahrens war vorgesehen, einen Versuch zur Überprüfung verschiedener Sicherheitseigenschaften des Not- und Nachkühlsystems durchzuführen. Es sollte dabei nachgewiesen werden, dass die Anlage auch bei einem Verlust von Kühlmittel und einem gleichzeitigen Ausfall der Stromversorgung beherrscht werden kann. Bei einem solchen Störfall kommt es zu einer sofortigen automatischen Abschaltung des Reaktors. Der geplante Versuch sollte nachweisen, dass die Rotationsenergie des auslaufenden Generators ausreicht, den Strombedarf der Hauptspeisepumpen bis zum Start der Notstromdieselaggregate sicherzustellen.

Im Laufe des Versuchs kam es durch Fehlbedienungen, schwerwiegende Verstöße gegen die Betriebsvorschriften sowie insbesondere die ungünstigen physikalischen Eigenschaften der RBMK-Reaktoren (unter anderem der oben beschriebene positive Dampfblasenkoeffizient) zu einem sprunghaften und nicht mehr kontrollierbaren Leistungsanstieg (etwa auf das Hundertfache der Nennleistung des Reaktors). Dies führte zu einem rapiden Anstieg der Energiefreisetzung in den Brennelementen und in der Folge zur Zerstörung des Reaktorkerns.

Die im Zuge des Leistungsanstiegs entstandene Wärme führte zum spontanen Verdampfen des Kühlmittels. Dies führte zu einer Dampfexplosion, wodurch das Reaktorgebäude einschließlich seines Daches schwer beschädigt wurde und mehrere Brände ausbrachen. Sekunden später kam es zu einer zweiten Explosion. Unklar ist, ob diese durch eine Wasserstoffexplosion oder eine zweite Leistungsexkursion begründet war. Abbildung 1 zeigt den zerstörten Block 4 und den Block 3 des Kernkraftwerks Tschernobyl.

Abbildung 1 Der zerstörte Block 4 (links) und Block 3 (rechts) des Kernkraftwerks Tschernobyl



Quelle: APA-Images / AP / STR

Der Zerstörung des Reaktorkerns und der Reaktorhalle folgte eine massive Freisetzung von radioaktiven Stoffen über einen Zeitraum von zehn Tagen in die Umwelt. In der ersten Phase der Freisetzung wurden die radioaktiven Stoffe durch die Hitze des Grafitbrandes bis in eine

Höhe von 1.500 Meter transportiert, in den weiteren Phasen wegen niedrigerer Temperaturen nur mehr bis in Höhen von 200 bis 400 Meter. Die radioaktiven Stoffe wurden dann mit der Luftströmung über weite Teile Europas verbreitet.

Erste Maßnahmen zur Eindämmung der Folgen

Um die Folgen des Reaktorunfalls möglichst einzudämmen, wurden vor Ort unverzüglich verschiedene Schutzmaßnahmen getroffen. Damit sollte vor allem Folgendes erreicht werden:

- Verhinderung einer erneuten Kettenreaktion,
- Verhinderung eines weiteren Aufheizens der Brennelemente,
- ausreichende Abschirmung der Direktstrahlung,
- Minimierung der Freisetzung von radioaktiven Stoffen.

Um die Freisetzung von radioaktiven Stoffen zu reduzieren, wurde zunächst Kühlwasser in den zerstörten Reaktorkern gepumpt. Nach zehn Stunden wurde die Einspeisung beendet, da die Kühlung nicht gelang und zudem kontaminiertes Kühlwasser aus der Anlage floss.

Danach wurde begonnen, mit Militärhubschraubern verschiedene Materialien in den Reaktor zu werfen:

- 40 t Borcarbid, um die Kettenreaktion zu unterbinden,
- 800 t Dolomit, um Wärme zu absorbieren und mit dem daraus entstandenen Kohlendioxid den Grafitbrand im Kernbereich zu ersticken,
- 2.400 t Blei, um die Gammastrahlung abzuschirmen und eine geschlossene Schicht über dem geschmolzenen Kern zu bilden,
- 1.800 t Sand und Lehm, um die radioaktiven Stoffe zu filtern.

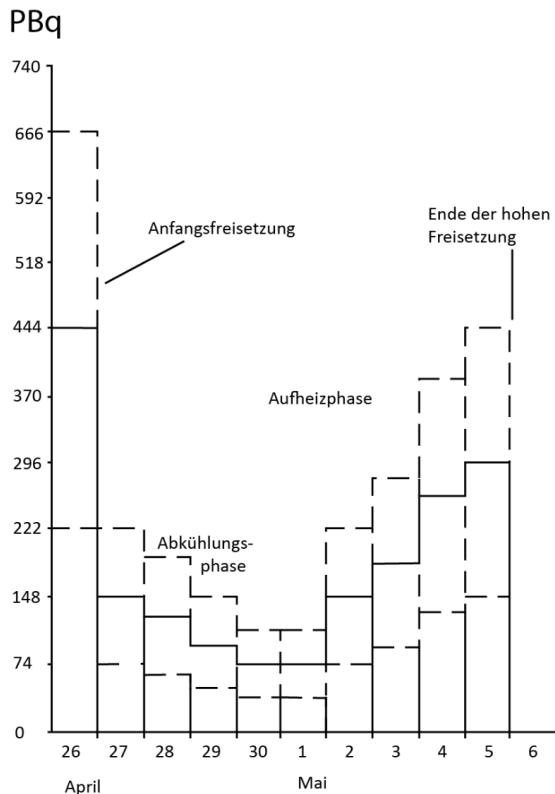
Am 5. Mai 1986 wurde begonnen, gasförmigen Stickstoff zur Kühlung des Reaktorkerns einzublase. Am 6. Mai gelang es, ein Stickstoffkühlsystem unterhalb der Reaktorgrube zu installieren. Vermutlich war das der wesentliche Grund für die abrupte und starke Abnahme der Freisetzung an diesem Tag. In weiterer Folge kam es nur noch zu geringen Freisetzungen.

Aktivitätsfreisetzung

Die massive Freisetzung der radioaktiven Stoffe aus dem zerstörten Reaktor erfolgte über einen Zeitraum von zehn Tagen mit stark unterschiedlichen Freisetzungsraten. Am ersten Tag wurde bei der Explosion und während des Brandes ein Teil des Brennstoffes in Form von Brennstoffstaub und -körnern herausgeschleudert oder ausgetragen. Edelgase und leichtflüchtige Nuklide wie Iod, Tellur und Cäsium wurden in großen Mengen freigesetzt. In den folgenden fünf Tagen nahm die Freisetzung aufgrund der getroffenen Maßnahmen stetig ab. Danach stieg die Freisetzung wieder deutlich an, da die auf den Reaktorkern abgeworfenen Materialien die Wärmeabfuhr behinderten. Am 6. Mai endete die massive Freisetzung. Danach kam es nur noch zu geringen Freisetzungen.

In Abbildung 2 ist der zeitliche Verlauf der Freisetzung ohne Berücksichtigung der freigesetzten Edelgase dargestellt (die Aktivitäten sind auf den 6. Mai 1986 bezogen). Am 26. April wurden rund 750 bis 800 PBq freigesetzt. Die Schätzung der Aktivitätsfreisetzungen ist jedoch mit großen Unsicherheiten von $\pm 50\%$ behaftet (schraffierte Balken). Verschiedene Schätzungen kommen zum Schluss, dass etwa 4 % des Kerninventars freigesetzt wurden.

Abbildung 2 Freigesetzte Radioaktivität (ohne Edelgase) in den ersten zehn Tagen in PBq



In Tabelle 1 sind für einige Radionuklide die freigesetzten Aktivitäten zusammengestellt. Auch diese Schätzung der Aktivitätsfreisetzungen ist mit großen Unsicherheiten von $\pm 50\%$ behaftet. Auf die Ermittlung der durch den Reaktorunfall bewirkten Strahlendosen hatten diese Unsicherheiten jedoch keinen Einfluss, da diese Ermittlung auf direkte Messungen an den Menschen, der Umwelt und der Lebensmittel erfolgte.

Tabelle 1 Freigesetzte Aktivitäten für einige Radionuklide in PBq

Radionuklid	Halbwertszeit	freigesetzte Aktivität [PBq]	Anmerkung
Krypton-89	10,72 Jahre	33	Edelgas
Xenon-133	5,25 Tage	6.500	Edelgas
Tellur-129m	33,6 Tage	240	flüchtiges Element
Tellur-132	3,26 Tage	1.150	flüchtiges Element
Iod-131	8,04 Tage	1.760	flüchtiges Element
Iod-133	20,8 Stunden	910	flüchtiges Element
Cäsium-134	2,06 Jahre	47	flüchtiges Element
Cäsium-136	13,1 Tage	36	flüchtiges Element
Cäsium-137	30,0 Jahre	85	flüchtiges Element
Strontium-90	29,1 Jahre	10	mittelflüchtiges Element
Plutonium-239	24.065 Jahre	0,013	hitzebeständiges Element
Plutonium-240	6.537 Jahre	0,018	hitzebeständiges Element

Quelle: UNSCEAR 2008

Der Anteil der Edelgase an der insgesamt freigesetzten Aktivität beträgt mehr als die Hälfte (siehe Tabelle 1). Jedoch sind Edelgase aus Sicht des Strahlenschutzes praktisch belanglos, da sie kaum etwas zur Strahlendosis der Bevölkerung beitragen. Die Gründe dafür sind, dass Edelgase in der Atmosphäre sehr stark verdünnt werden, sie praktisch nicht deponiert werden und, wenn sie eingeatmet werden, wieder ausgeatmet und nicht in den Körper aufgenommen werden.

Ausbreitung der radioaktiven Luftmassen

Die Ausbreitung der radioaktiven Luftmassen wurde durch die vorherrschenden Strömungen bestimmt, die sich aus der großräumigen Luftdruckverteilung, den Windverhältnissen und den Niederschlägen ergaben. Die sich während der Freisetzung der radioaktiven Stoffe stark verändernden meteorologischen Verhältnisse führten zur Ausbreitung in unterschiedliche Himmelsrichtungen.

Die anfangs vorherrschende Luftströmung transportierte die radioaktiven Stoffe, die am 26. April freigesetzt wurden, über Polen nach Skandinavien, wo die ersten Erhöhungen der Radioaktivität am 27. April zunächst im Osten Schwedens und am Abend in Finnland registriert wurden (siehe Abbildung 3a).

Zwischen dem 26. und 27. April stellte sich die Großwetterlage um, wodurch sich die Strömungsverhältnisse änderten. Die radioaktiven Stoffe, die am 27. April freigesetzt wurden, wurden mit den Luftmassen über Polen, Tschechien und die Slowakei nach Österreich transportiert.

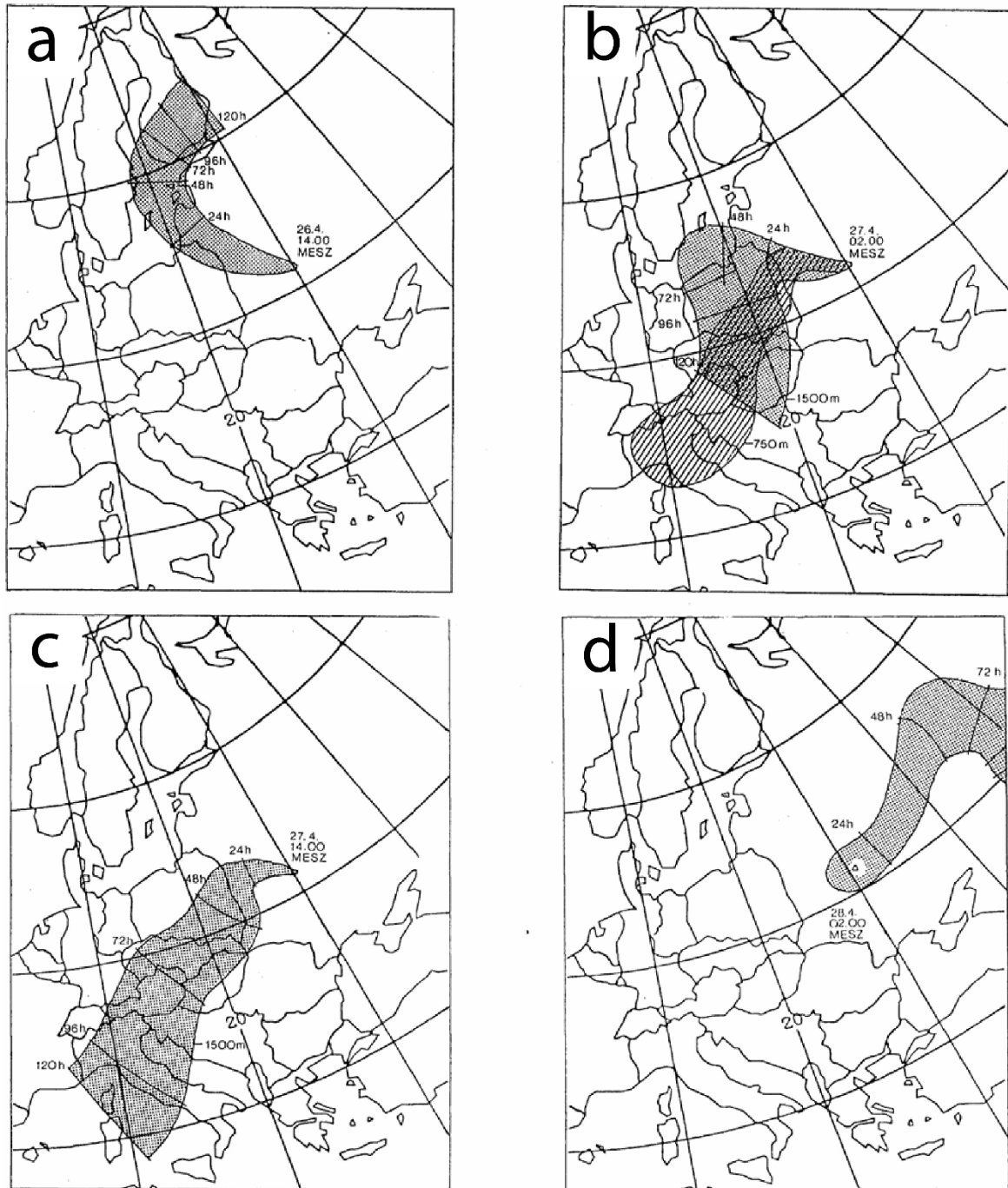
Gegen Mittag des 29. April wurde im nördlichen Niederösterreich erstmals ein Anstieg der Radioaktivität in Österreich registriert. Dabei handelte es sich um Luftmassen, die Tschernobyl am 27. April um etwa zwei Uhr in einer Höhe von unter 1.000 Meter verlassen haben (siehe Abbildung 3b). Diese Luftmassen breiteten sich über ganz Österreich aus und zogen anschließend nach Deutschland weiter.

Am 30. April und 1. Mai erreichten Österreich radioaktive Luftmassen, die Tschernobyl im Laufe des 27. April verlassen haben. Auch diese Luftmassen strömten über Polen, Tschechien und die Slowakei nach Österreich, von wo sie anschließend nach Italien abzogen (siehe Abbildung 3c). Ebenfalls am 1. Mai erreichten Österreich noch radioaktive Luftmassen, die Tschernobyl am 27. April um etwa zwei Uhr in einer Höhe von 1.500 Meter verlassen haben (siehe Abbildung 3b). Das spätere Eintreffen dieser Luftmassen in Österreich lag daran, dass die Luftmassen in 1.500 Meter Höhe eine nördlichere Bahn genommen haben als jene in einer Höhe von unter 1.000 Meter (die bereits am frühen Nachmittag des 29. April in Österreich eingetroffen sind).

In der Nacht vom 27. auf den 28. April änderte sich die Großwetterlage erneut. Es stellte sich eine Westströmung ein, sodass ab dem 2. Mai keine radioaktiven Luftmassen aus Tschernobyl mehr direkt nach Österreich gelangten (siehe Abbildung 3d). Es gelangten aber

noch bis 7. Mai radioaktive Luftmassen über weite Umwege nach Österreich. Die Radioaktivität dieser Luftmassen war jedoch deutlich geringer als jener, die direkt nach Österreich gelangten. Ab dem 8. Mai war der Zustrom radioaktiver Luftmassen nach Österreich praktisch beendet.

Abbildung 3 a bis d Ausbreitung der radioaktiven Luftmassen zu verschiedenen Zeiten



Die Überwachung der Radioaktivität in Österreich

Die mögliche Gefährdung der Bevölkerung durch die radioaktiven Kontaminationen infolge der Kernwaffenversuche während der 1950er- und 1960er-Jahre war der Anlass, in Österreich eine systematische Überwachung der Radioaktivität in der Biosphäre aufzunehmen. In diesem Kapitel wird das zur Zeit des Reaktorunfalls von Tschernobyl bestehende Überwachungssystem beschrieben.

Das Überwachungssystem zur Zeit des Reaktorunfalls von Tschernobyl

Bereits im Jahr 1957 wurde die erste Messstelle zur Überwachung der Luft auf Radioaktivität in Zusammenarbeit zwischen der damaligen Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik und dem damaligen Bundesministerium für soziale Verwaltung errichtet – weitere folgten in relativ kurzen Abständen. In den folgenden Jahren wurde die Überwachung schrittweise auch auf andere Umweltmedien sowie auf Lebensmittel ausgedehnt.

Mit der Verabschiedung des Strahlenschutzgesetzes im Jahr 1969 wurde der großräumigen Überwachung auf radioaktive Verunreinigungen ein gesetzlicher Rahmen gegeben. Im § 37 Abs. 1 dieses Gesetzes hieß es: „Dem Bundesministerium für soziale Verwaltung obliegt die großräumige Überwachung der Luft, der Niederschläge, der Gewässer und des Bodens sowie die Überprüfung der Lebensmittel und der landwirtschaftlichen Produkte nach Maßgabe der Erfordernisse des Schutzes des Lebens oder der Gesundheit von Menschen einschließlich ihrer Nachkommenschaft unter Bedachtnahme auf den jeweiligen Stand von Wissenschaft und Technik auf radioaktive Verunreinigungen.“

Die vorrangigen Ziele der großräumigen Überwachung waren damals ein frühzeitiges Erkennen eines allfälligen Anstiegs der Radioaktivität aufgrund eines Unfalls in einem Kernkraftwerk oder eines Kernwaffeneinsatzes sowie die ständige Ermittlung der Radioaktivität in Umweltmedien und Lebensmitteln, um die sich daraus für die Bevölkerung ergebende Strahlendosis ermitteln zu können. Um diese Ziele zu erreichen, wurden damals ein flächendeckendes Strahlenfrühwarnsystem sowie Labore zur Radioaktivitätsmessung betrieben.

Diese zwei Komponenten unterscheiden sich grundsätzlich hinsichtlich ihrer Aufgaben, ihrer technischen Leistungsfähigkeit und ihrer Aussagemöglichkeit – gemeinsam bilden sie ein sehr wirkungsvolles Überwachungsinstrument.

Strahlenfrühwarnsystem

Zur raschen Erkennung und Beurteilung großräumiger radioaktiver Kontaminationen in Österreich wurde im Jahr 1975 durch das damalige Bundesministerium für Gesundheit und Umweltschutz mit der Errichtung eines automatisch arbeitenden Strahlenfrühwarnsystems begonnen. Die Basis dieses Systems bildeten zur Zeit des Reaktorunfalls von Tschernobyl 336 auf ganz Österreich verteilte Dosisleistungsmessstellen. Die Messsonden befanden sich in der Regel auf Dächern von öffentlichen Gebäuden. Der Auswahl der Aufstellungsorte wurden folgende Kriterien zugrunde gelegt: Maschenweite des Netzes rund 15 km, Berücksichtigung stärker besiedelter Gebiete, Errichtung mehrerer Messstationen in Ballungsräumen sowie verstärkte Überwachung in grenznahen Regionen.

Das Strahlenfrühwarnsystem registrierte damals ständig die am Aufstellungsort der Messsonden herrschende Dosisleistung und übermittelte die gemessenen Werte laufend in die betreffende Landeswarnzentrale und von dort in die Bundesstrahlenwarnzentrale. Somit standen nach dem Reaktorunfall von Tschernobyl laufend Informationen über die zeitliche und räumliche Entwicklung der Dosisleistung im gesamten Bundesgebiet zur Verfügung. Das ermöglichte rasch eine ungefähre Einschätzung der Kontaminationssituation und eine erste Abschätzung der äußeren Strahlenexposition der Bevölkerung.

Welche Radionuklide und in welchen Aktivitäten diese in den radioaktiven Luftmassen aus Tschernobyl enthalten waren, konnte mit dem Strahlenfrühwarnsystem nicht ermittelt werden. Eine zuverlässige Abschätzung der Inhalationsdosen sowie der Kontamination von Lebensmitteln und der daraus zu erwartenden Ingestionsdosis sowie die Kontamination anderer Umweltmedien über die Messwerte des Strahlenfrühwarnsystems war daher nicht möglich. Die Ermittlung dieser Daten erfolgte anhand der Ergebnisse der im laborgestützten Überwachungsnetz durchgeführten nuklidspezifischen Analysen.

Laborgestütztes Überwachungsnetz für Radioaktivität

In das laborgestützte Überwachungsnetz, das neben dem Strahlenfrühwarnsystem den zweiten tragenden Bestandteil im Überwachungssystem für Radioaktivität darstellt, waren zur Zeit des Reaktorunfalls von Tschernobyl behördliche Messstellen sowie Messstellen an Universitäten und Forschungsinstituten eingebunden.

Die überwiegend angewandten Messmethoden waren die hochauflösende Gammaskpektrometrie sowie nuklidspezifische Messmethoden für Strontium-90. Diese Methoden erlauben eine nuklidspezifische Untersuchung der Prüfmedien sowie den Nachweis auch sehr geringer Mengen an radioaktiven Stoffen. Genau darin liegt die ideale Ergänzung zum Strahlenfrühwarnsystem, das zwar ein Ansteigen der Radioaktivität über ein bestimmtes Ausmaß hinaus sofort erfasst, jedoch weder geringfügige Erhöhungen der Radioaktivität feststellen noch nuklidspezifisch messen kann. Andererseits stellt das laborgestützte Überwachungsnetz aufgrund der durch Probenahme und Messung bedingten zwangsläufig auftretenden zeitlichen Verzögerung kein Frühwarnsystem dar.

Die Hauptaufgaben des laborgestützten Überwachungsnetzes waren, die Radioaktivität in Lebensmitteln sowie diversen Umweltmedien festzustellen und deren zeitliche Entwicklung zu beobachten.

Die Auswirkungen auf Österreich

Durch den Reaktorunfall von Tschernobyl wurden zehn Tage lang große Mengen an radioaktiven Stoffen in die Atmosphäre freigesetzt und mit der Luftströmung weiträumig verfrachtet. Aufgrund der damals herrschenden meteorologischen Bedingungen zählt Österreich zu den vom Reaktorunfall von Tschernobyl am stärksten betroffenen Gebieten. Höhere Kontaminationen sind sonst nur in Teilen der ehemaligen Sowjetunion und Skandinaviens zu finden.

Niederschlagsituation in Österreich

Die in der Luft befindlichen Radionuklide wurden im Wesentlichen durch Niederschläge ausgewaschen (nasse Deposition), die trockene Deposition spielte eine deutlich geringere Rolle. Für das Ausmaß der regionalen Kontamination des Bodens und der Vegetation war daher – neben der Verdünnung der radioaktiven Stoffe bei der Ausbreitung der Luftmassen – vor allem die jeweilige Niederschlagsituation während des Durchzugs der radioaktiven Luftmassen ausschlaggebend. In Gebieten, in denen es während des Durchzugs zu Niederschlägen kam, war die radioaktive Kontamination um ein Vielfaches höher als in Gebieten, in denen trockenes Wetter herrschte.

Die ersten radioaktiven Luftmassen aus Tschernobyl sind am 29. April 1986 in Österreich eingetroffen, weitere folgten am 30. April und am 1. Mai (siehe Kapitel „Ausbreitung der radioaktiven Luftmassen“). Bis zum Abzug der radioaktiven Luftmassen nach ein paar Tagen aus Österreich kam es in einigen Regionen zu erheblichen Niederschlagsmengen und einer entsprechend hohen nassen Deposition von radioaktiven Stoffen. Betroffen davon waren das Alpenvorland zwischen Salzburg und Linz, einige inneralpine Lagen sowie das Koralpengebiet und Teile Südkärntens. In Ostösterreich dagegen gab es in diesem Zeitraum keine oder nur geringe Niederschläge. In Abbildung 4 sind die Niederschlagssummen vom 29. April bis 4. Mai 1986 dargestellt.

In den Jahren nach dem Reaktorunfall von Tschernobyl wurde ein umfangreiches Messprogramm zur Ermittlung der Kontamination des Bodens mit Cäsium-137 durchgeführt. Auf Basis von über zweitausend Messungen wurde eine Landkarte erstellt, die die Kontamination des österreichischen Bundesgebietes mit Cäsium-137 zeigt (siehe Abbildung 5). Ein

Vergleich zeigt, dass die Niederschlagssummen vom 29. April bis 4. Mai 1986 (siehe Abbildung 4) die Kontaminationssituation recht gut wiedergeben.

Abbildung 4 Niederschlagskarte von Österreich vom 29. April (6 Uhr) bis 4. Mai (6 Uhr)

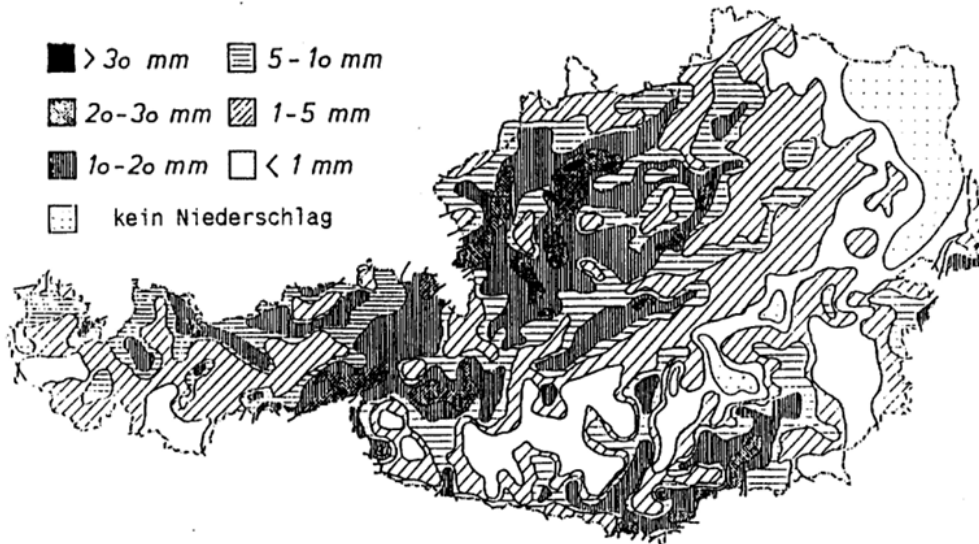
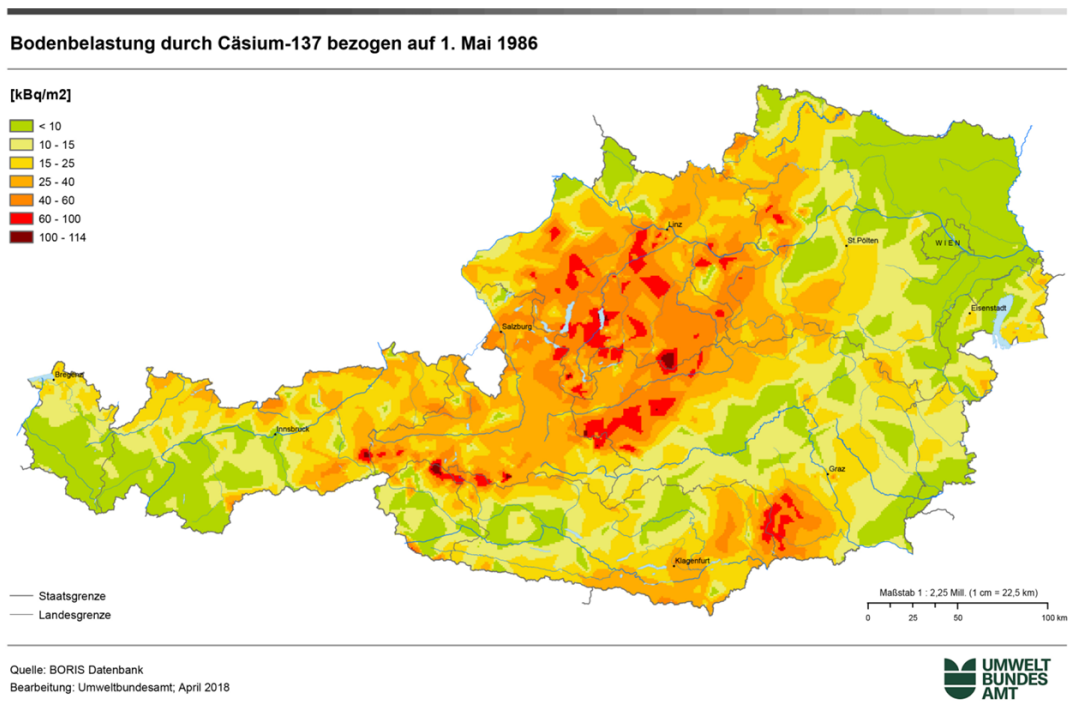


Abbildung 5 Cäsium-137-Kontamination in Österreich in kBq/m²

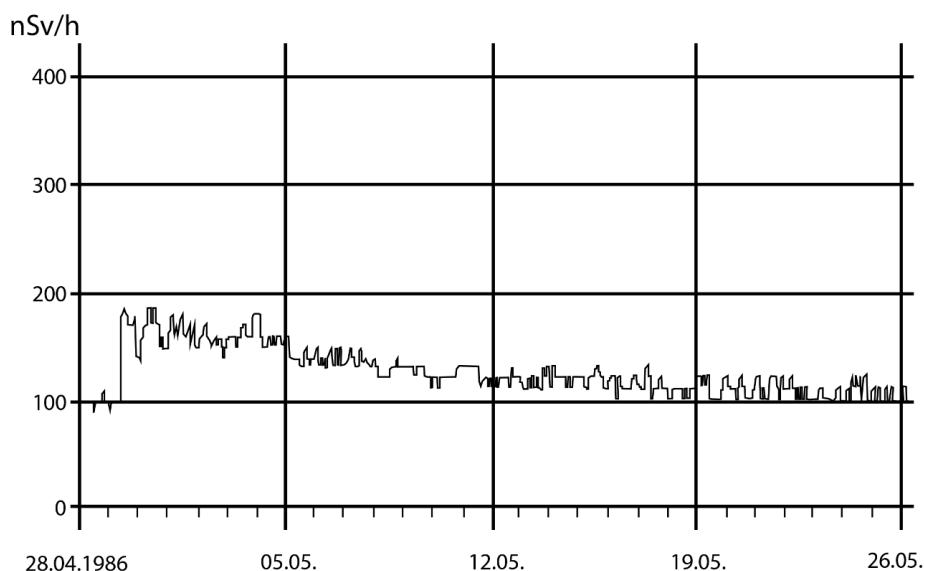


Die mittlere Flächenkontamination Österreichs mit Cäsium-137 betrug nach dem Reaktorunfall von Tschernobyl rund 21 kBq/m² (bezogen auf den 1. Mai 1986). Davon stammen rund 18,7 kBq/m² aus dem Reaktorunfall, der Rest aus dem Fallout der Kernwaffenversuche in den 1950er- und 1960er-Jahren. Die Spitzenwerte lagen knapp unter 200 kBq/m². Durch eine Glättung der Messwerte sind diese Spitzenwerte in der Abbildung 5 nicht ersichtlich.

Ergebnisse aus dem Strahlenfrühwarnsystem

Mit dem Strahlenfrühwarnsystem erfolgte zur Zeit des Reaktorunfalls von Tschernobyl eine permanente Überwachung der Dosisleistung im gesamten Bundesgebiet. Gegen Mittag des 29. April 1986 wurde an den Messstellen im nördlichen Niederösterreich erstmals ein signifikantes Ansteigen der Dosisleistung registriert. Da es in dieser Region zu dieser Zeit keine Niederschläge gab, blieb die Dosisleistung unter 200 nSv/h. (Zum Vergleich: Die Dosisleistung aufgrund der natürlichen terrestrischen und kosmischen Strahlung liegt in Österreich großteils zwischen 80 und 120 nSv/h.) In Abbildung 6 ist exemplarisch für eine Messstelle im nördlichen Niederösterreich der Verlauf der Dosisleistung an der Messstelle Poysdorf in der Zeit vom 28. April bis 26. Mai 1986 dargestellt.

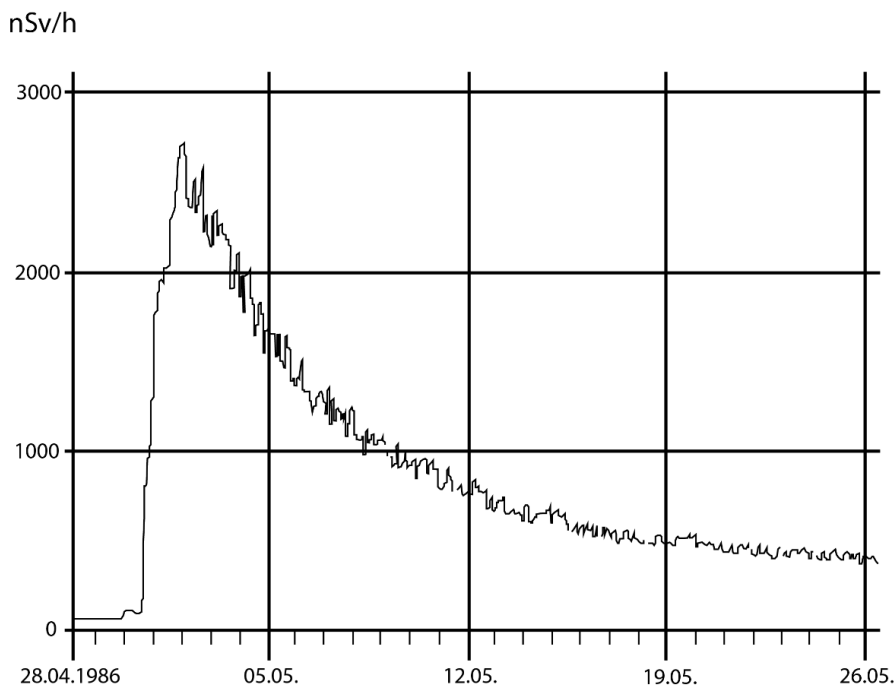
Abbildung 6 Zeitlicher Verlauf der Dosisleistung an der Messstelle Poysdorf in nSv/h



Mit der Ausbreitung der radioaktiven Luftmassen über Österreich kam es an allen Messstellen unmittelbar nach deren Eintreffen zu einem steilen Anstieg der Dosisleistung. Da die

radioaktiven Stoffe im Wesentlichen durch die Niederschläge deponiert wurden, korreliert das Maximum der Dosisleistung grob mit der damals im Bereich der betreffenden Messstelle gefallenen Niederschlagsmenge. In Abbildung 7 ist exemplarisch für eine Messstelle, in deren Bereich es große Niederschlagsmengen gab, der Verlauf der Dosisleistung an der Messstelle Pasching in der Zeit vom 28. April bis 26. Mai 1986 dargestellt.

Abbildung 7 Zeitlicher Verlauf der Dosisleistung an der Messstelle Pasching in nSv/h



In den darauffolgenden Tagen und Wochen sanken an allen Messstellen die Werte rasch wieder ab. Dieser schnelle Abfall war hauptsächlich durch das Abklingen der kurzlebigen Radionuklide sowie durch Abwascheffekte an den Dachflächen im Bereich der Messstellen bzw. das Eindringen der radioaktiven Stoffe in tiefere Bodenschichten, was eine stärkere Abschirmung der Strahlung zur Folge hat, bedingt.

In den Abbildungen 8 und 9 ist die zeitliche Entwicklung der Dosisleistung von 1986 bis 2000 exemplarisch für die Messstellen Klagenfurt und Wolfsegg dargestellt. Es handelt sich in beiden Fällen um durch den Reaktorunfall von Tschernobyl höher kontaminierte Regionen. (In niedrig belasteten Gebieten lagen die maximalen Wochenmittelwerte nach dem Reaktorunfall bei etwa einem Zehntel der für Wolfsegg gemessenen Spitzenwerte.) Durch die

Darstellung in Form von Wochenmittelwerten erfolgt eine Glättung der infolge des Reaktorunfalls aufgetretenen Spitzenwerte.

Abbildung 8 Verlauf der Dosisleistung (Wochenmittelwerte) während der Jahre 1986 bis 2000 an der Messstelle Klagenfurt in nSv/h

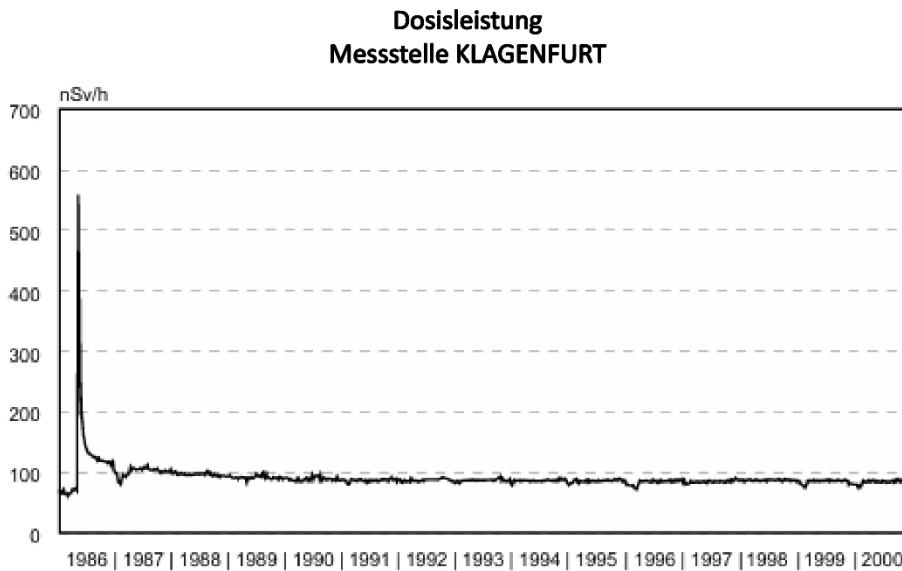
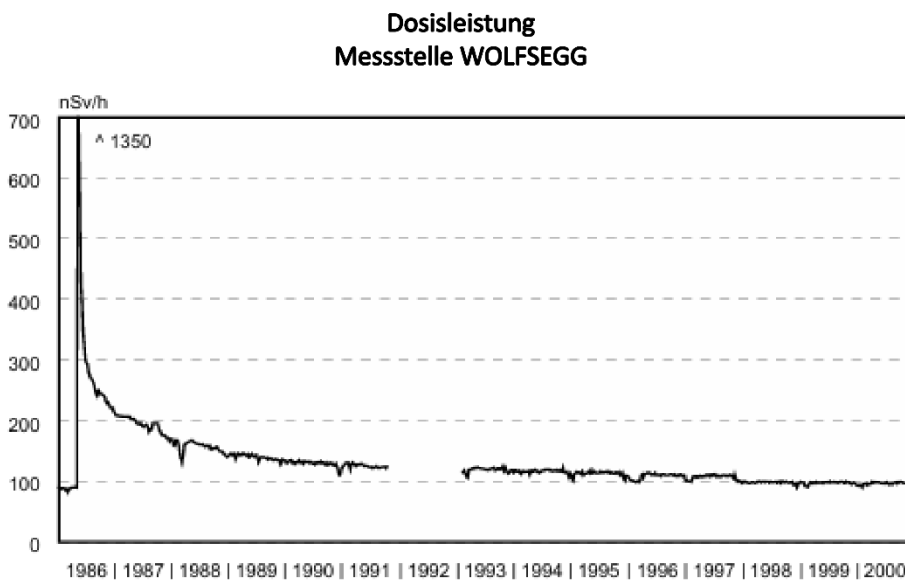


Abbildung 9 Verlauf der Dosisleistung (Wochenmittelwerte) während der Jahre 1986 bis 2000 an der Messstelle Wolfsegg (OÖ) in nSv/h



Nach dem Zerfall der kurzlebigen Radionuklide verlangsamte sich der Abfall der Dosisleistung. Dieses langsame Absinken ist in erster Linie auf das weitere Tieferwandern der radioaktiven Stoffe sowie auf das Abklingen der längerlebigen Radionuklide zurückzuführen. Ab dem Jahr 1989 lag die Dosisleistung an den meisten Messstellen nur noch geringfügig über den vor dem Reaktorunfall üblichen Werten.

Ergebnisse aus dem laborgestützten Überwachungsnetz

Unmittelbar nach Eintreffen der radioaktiven Luftmassen in Österreich wurde mit umfangreichen Messungen von Umwelt- und Lebensmittelproben begonnen. Bereits im Jahr 1986 wurden über 100.000 solcher Proben analysiert. In den Folgejahren wurde das umfangreiche Messprogramm fortgesetzt. Damit konnte ein guter Überblick über die Kontaminationssituation gewonnen und eine recht zuverlässige Abschätzung der durch den Reaktorunfall für die Bevölkerung bewirkten Strahlendosis erfolgen. Im Folgenden werden die Ergebnisse der Messungen von Umwelt- und Lebensmittelproben dargelegt.

Luft

Zur Überwachung der Radioaktivität in der Luft standen zur Zeit des Reaktorunfalls von Tschernobyl acht Sammler im Überwachungsnetz für Radioaktivität zur Verfügung. Die damit gesammelten Aerosolproben wurden gammaspektrometrisch untersucht. Zusätzlich vom damaligen Forschungszentrum Seibersdorf durchgeführte Messungen lieferten Informationen über den Gehalt an Strontium-90 und Alpha-Strahlern, die wichtig zur Beurteilung der radiologischen Situation waren. Im damaligen Forschungszentrum Seibersdorf wurden auch Proben mit Aktivkohlefiltern gesammelt, sodass auch gasförmige Iodisotope erfasst werden konnten.

In Tabelle 2 sind die Radionuklidkonzentrationen in der Luft in Wien für verschiedene Sammelzeitpunkte angegeben. In Wien war die Luftkontamination höher als an allen anderen Sammelstellen. Wegen des nur sehr geringen Niederschlags am 1. Mai 1986 blieben die radioaktiven Stoffe nämlich größtenteils in der Luft und wurden mit der Luftströmung wieder abtransportiert. Die Bodenkontamination war in Wien daher deutlich geringer als in Gebieten, in denen es während des Durchzugs der radioaktiven Luftmassen zu starken Niederschlägen kam.

Die Luftkontamination korreliert im gesamten Bundesgebiet nicht mit der Bodenkontamination. Grund dafür ist, dass der Beitrag der trockenen Deposition zur Bodenkontamination deutlich geringer ist als jener der nassen Deposition. Daher korreliert die Bodenkontamination recht gut mit der Summe der Niederschläge, die während des Durchzugs der radioaktiven Luftmassen gefallen sind (siehe Kapitel „Niederschlagssituation in Österreich“).

Tabelle 2 Aktivität in der Luft in Wien (Hohe Warte) vom 29. April bis 1. Mai 1986 in Bq/m³

Radionuklid	Halbwertszeit	29. April 1986	30. April 1986	1. Mai 1986
Molybdän-99	66,0 Stunden	3,64	8,95	2,96
Ruthenium-103	39,4 Tage	7,73	22,2	7,29
Tellur-129m	33,6 Tage	4,11	18,5	38,48
Tellur/Iod-132	3,26 Tage	41,07	110,63	38,48
Iod-131	8,04 Tage	20,31	58,09	16,10
Iod-133	20,8 Stunden	2,08	2,92	0,56
Cäsium-134	2,06 Jahre	1,44	4,44	2,85
Cäsium-136	13,1 Tage	0,55	1,52	0,85
Cäsium-137	30,0 Jahre	2,91	9,47	5,70
Barium/Lanthan-140	12,8 Tage	1,51	3,81	2,78

Tabelle 3 Aktivität in der Luft in Rauchenwarth (Niederösterreich) am 29. April 1986 in Bq/m³

Radionuklid	Halbwertszeit	29. April 1986
Strontium-89	50,5 Tage	0,60
Strontium-90	28,78 Jahre	0,10
Plutonium-238	87,7 Jahre	0,000009
Plutonium-239	24.065 Jahre	0,000021

Das damalige Forschungszentrum Seibersdorf hat Luftproben aus Rauchenwarth in Niederösterreich unter anderem auch auf Strontium- und Plutonium-Isotope untersucht. In Tabelle 3 sind die für den 29. April 1986 für diese Isotope ermittelten Werte angegeben. Die

Werte für diese Radionuklide liegen deutlich unter jenen für die in Tabelle 2 angeführten Radionuklide.

Messungen des damaligen Forschungszentrum Seibersdorf an Luftproben aus Rauchenwarth haben ergeben, dass dort die Aktivität des gasförmigen Iods etwa das Doppelte des aerosolgebundenen Iods betrug. Dieses Verhältnis dürfte einigermaßen repräsentativ für ganz Österreich sein.

In Abbildung 10 und 11 ist exemplarisch der Verlauf der Luftkontamination an den Sammelstellen Wien bzw. Linz vom 29. April bis 9. Mai 1986 für Iod-131 und Cäsium-137 dargestellt. Die Werte für Iod-131 geben nur das aerosolgebundene Iod wieder. In diesen Abbildungen ist deutlich das zeitliche Eintreffen der radioaktiven Luftmassen zu erkennen, die Tschernobyl zu verschiedenen Zeitpunkten verlassen haben (siehe Kapitel „Ausbreitung der radioaktiven Luftmassen“). Auch die Unterschiede in den Eintreffzeiten für Wien und Linz sind klar ersichtlich.

Abbildung 10 Verlauf der Luftkontamination mit Iod-131 und Cäsium-137 in Wien vom 29. April bis 9. Mai 1986 in Bq/m³

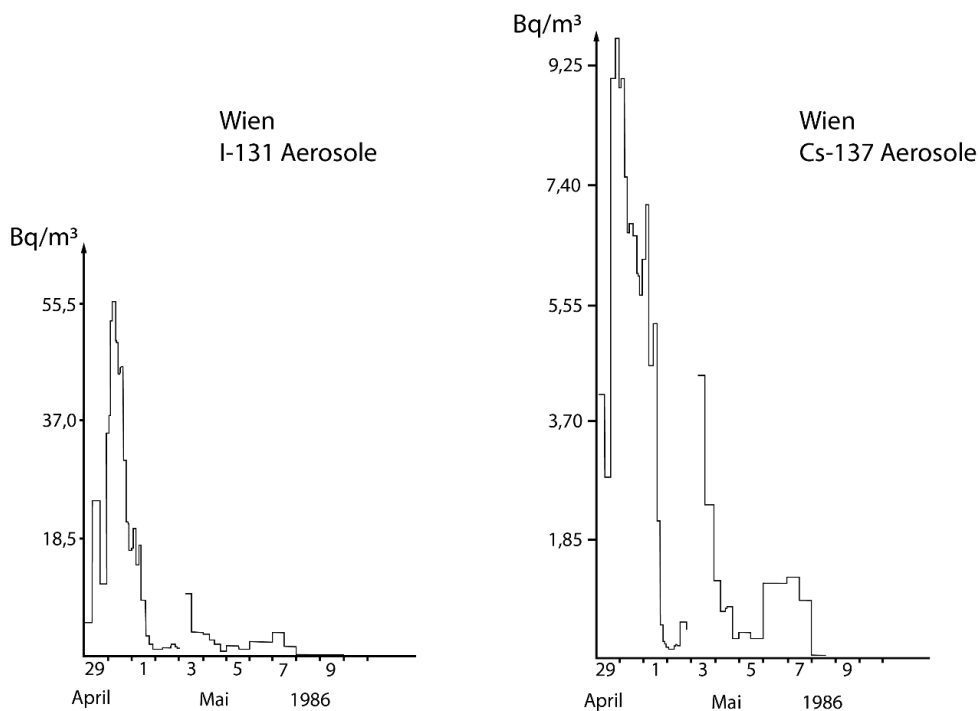
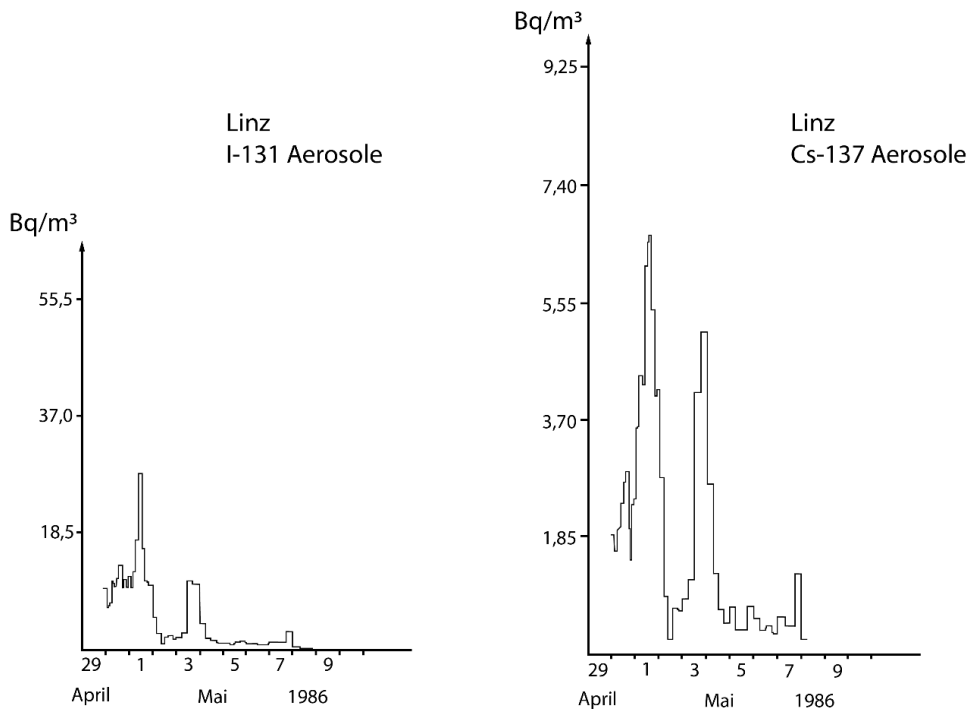


Abbildung 11 Verlauf der Luftkontamination mit Iod-131 und Cäsium-137 in Linz vom 29. April bis 9. Mai 1986 in Bq/m³



Die Aktivitäten der radioaktiven Edelgase Xenon-133 und Krypton-85 in der Luft lagen unterhalb der Nachweisgrenzen der damals in Österreich für diese Radionuklide verfügbaren Messmethoden. In Deutschland wurde für Xenon-133 eine gemittelte Aktivitätskonzentration gemessen, die um einen Faktor von 40 über jener von Cäsium-137 lag, und für Krypton-85 eine, die etwa bei der Hälfte jener von Cäsium-137 lag. Die Werte für Österreich waren vermutlich in etwa gleich hoch.

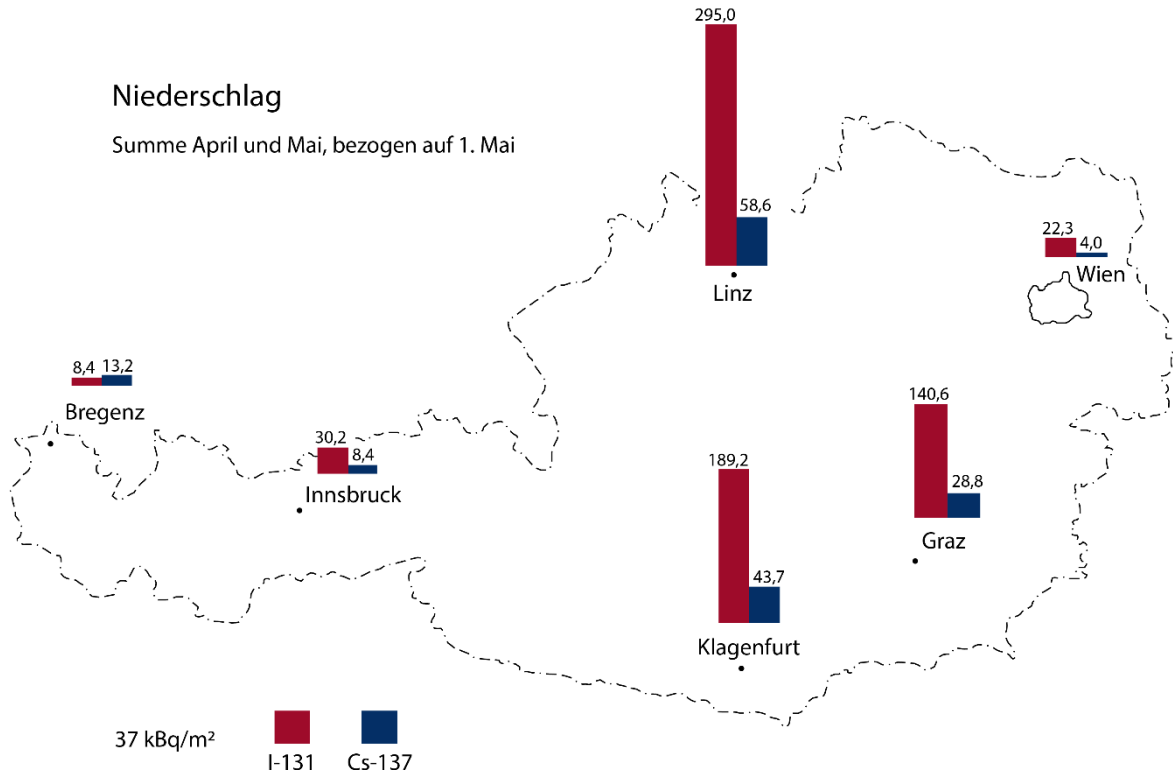
Niederschläge

Zur Überwachung der Radioaktivität in den Niederschlägen standen zur Zeit des Reaktorunfalls von Tschernobyl sieben Sammler im Überwachungsnetz für Radioaktivität zur Verfügung. Die damit gesammelten Proben wurden mittels Gammaskpektrometrie auf Gammastrahler sowie Flüssigszintillationsspektrometrie auf Tritium untersucht.

In Abbildung 12 sind die pro Quadratmeter mit den Niederschlägen deponierten Aktivitäten von Iod-131 und Cäsium-137 für die Sammelstellen dargestellt. (Für Salzburg liegen keine Werte vor, da der Sammelbehälter wegen der starken Regenfälle übergelaufen ist.) Die Werte stellen die Summe der Aktivitäten aus den Niederschlägen vom April und Mai 1986

dar. Da die radioaktiven Stoffe zum großen Teil um den 1. Mai 1986 deponiert wurden, wurden die Messergebnisse auf die Aktivität am 1. Mai 1986 umgerechnet.

Abbildung 12 Deposition von Iod-131 und Cäsium-137 durch Niederschläge in kBq/m²



Zur Zeit des Reaktorunfalls von Tschernobyl befand sich Tritium aus den Kernwaffenversuchen der 1950er- und 1960er-Jahre in den Niederschlägen. Die Aktivitäten betrug üblicherweise einige Bq/l, wobei relativ große Schwankungsbreiten auftraten. In den untersuchten Niederschlagsproben vom April und Mai 1986 wurden keine signifikanten Erhöhungen von Tritium festgestellt.

Oberflächenwasser

Die radioaktive Kontamination von Oberflächenwasser war von Interesse, da es Ausgangspunkt für verschiedene Expositionspfade sein konnte. Dazu zählten insbesondere die Verwendung von Oberflächenwasser als Trinkwasser, die Kontamination von Böden und landwirtschaftlichen Produkten über die künstliche Beregnung mit Oberflächenwasser, die Anreicherung in Fischen sowie das Baden in Flüssen und Seen.

Die radioaktiven Stoffe aus dem Reaktorunfall von Tschernobyl wurden über verschiedene Wege in die Oberflächenwässer eingetragen. Zunächst erfolgte dies durch Niederschläge sowie das Abschmelzen von kontaminiertem Schnee, in weiterer Folge kam es zu Einträgen insbesondere durch kommunale und landwirtschaftliche Abwässer, durch Abwässer aus Kläranlagen sowie durch kontaminiertes Bodenmaterial, was vor allem nach starken Regenfällen bedeutsam war.

Da in der Zeit nach dem Reaktorunfall die Messkapazitäten primär für die Überwachung von Lebensmitteln verwendet wurden, wurde Oberflächenwasser zunächst nur in geringem Umfang untersucht. Die Ergebnisse zeigten, dass die Gesamt-Beta-Aktivität in den zwei untersuchten Seen innerhalb weniger Tage aufgrund von Verdünnungseffekten auf sehr geringe Werte abgesunken ist (siehe Abbildung 13). In Abbildung 14 ist der Verlauf der Aktivitätskonzentration von Iod-131, Ruthen-103 und Cäsium-137 in der Donau bei Wien dargestellt. Die an sich schon sehr geringen Aktivitäten sind innerhalb weniger Tage auf sehr niedrige Werte abgesunken. In Abbildung 15 ist der Verlauf der Tritiumkonzentration in der Donau bei Hainburg für die Jahre 1985 und 1986 dargestellt. Die Werte zeigen, dass der Reaktorunfall zu keiner signifikanten Erhöhung von Tritium in der Donau geführt hat.

Abbildung 13 Verlauf der Gesamt-Beta-Aktivitätskonzentration in einem Badesee in Uttendorf und im Zellersee in Bq/l

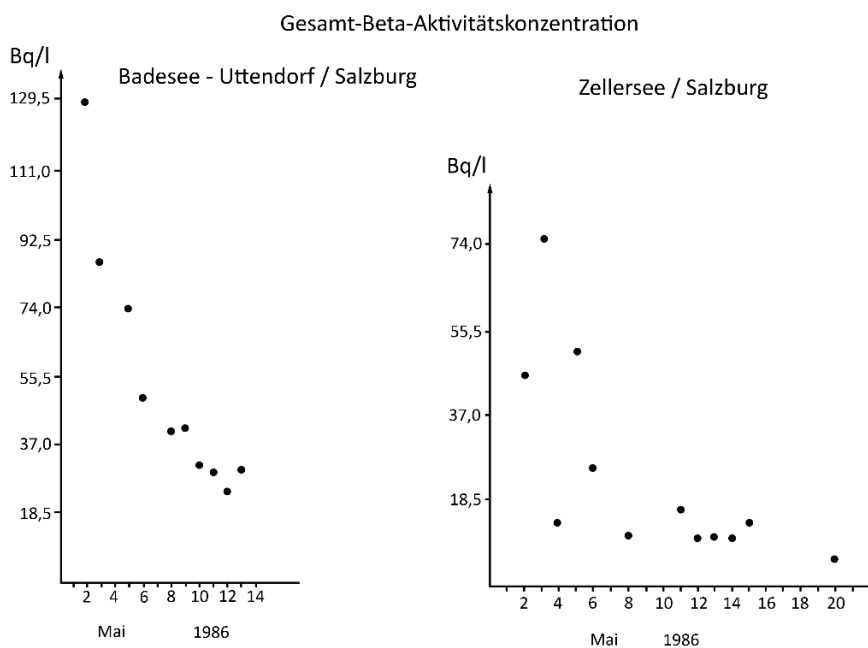


Abbildung 14 Verlauf der Aktivitätskonzentration von Iod-131, Ruthen-103 und Cäsium-137 in der Donau in Wien in Bq/l

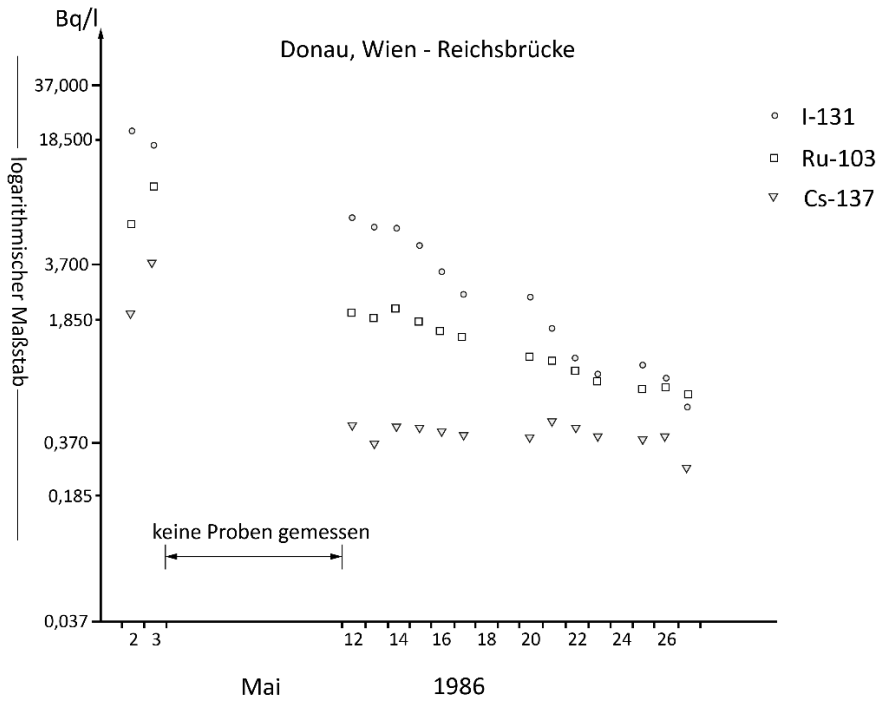
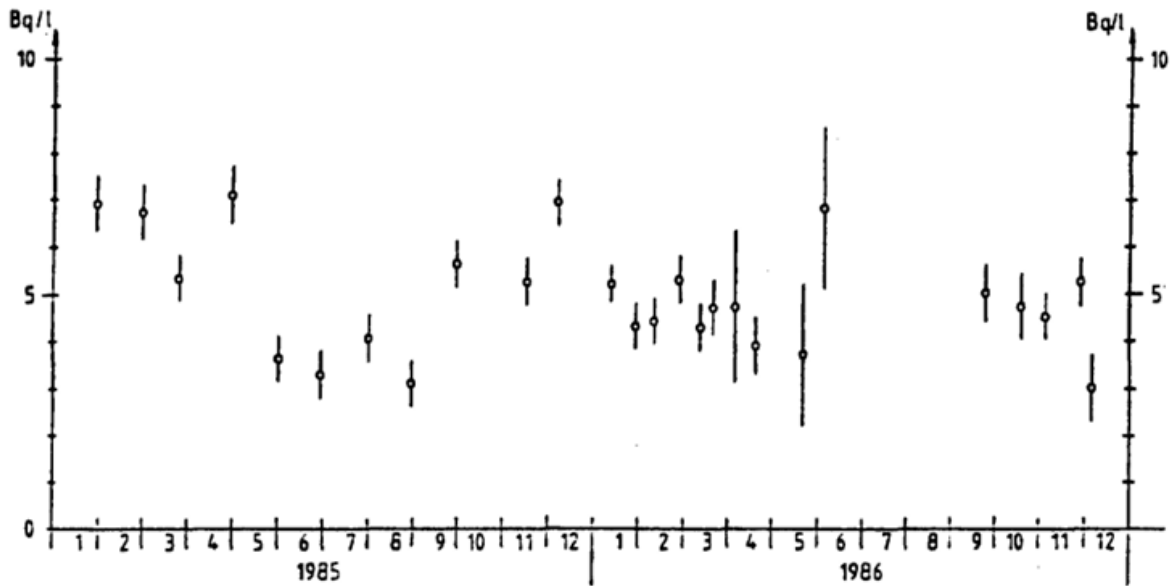


Abbildung 15 Verlauf der Aktivitätskonzentration von Tritium in der Donau bei Hainburg in Bq/l



Boden

Die Kontamination des Bodens hängt stark davon ab, ob es während des Durchzugs der radioaktiven Luftmassen zu Niederschlägen kommt, da die in der Luft befindlichen Radionuklide im Wesentlichen durch Niederschläge ausgewaschen werden (nasse Deposition). Die trockene Deposition spielt eine deutlich geringere Rolle.

Wegen der stark unterschiedlichen Niederschläge im Bundesgebiet während des Durchzugs der radioaktiven Luftmassen ergab sich eine sehr inhomogene Kontamination des Bodens. Es zeigt sich, dass die Niederschlagssummen vom 29. April bis 4. Mai 1986 die Kontaminationssituation recht gut wiedergeben. Näheres dazu ist im Kapitel „Niederschlagssituation in Österreich“ zu finden. Die inhomogene Kontamination des Bodens zeigte sich auch anhand der mit dem Strahlenfrühwarnsystem registrierten regionalen Dosisleistung sowie der regionalen Radioaktivitätswerte der Niederschläge.

Die Kontamination des Bodens mit Cäsium-137 wurde in den Jahren nach dem Reaktorunfall von Tschernobyl sehr detailliert ermittelt (siehe Kapitel „Niederschlagssituation in Österreich“).

Wegen ihrer hohen Radiotoxizität wurden einige Bodenproben auch auf Strontium-90 und Plutonium-239 untersucht. Die Ergebnisse dieser Untersuchungen zeigten, dass praktisch kein Plutonium-239 und nur sehr geringe Mengen an Strontium-90 aus dem Reaktorunfall von Tschernobyl nach Österreich gelangt sind. Das in den untersuchten Bodenproben befindliche Plutonium-239 und jedenfalls mehr als die Hälfte des darin befindlichen Strontium-90 stammen aus den Kernwaffenversuchen der 1950er- und 1960er-Jahre. Aus anderen Untersuchungen – vor allem an Luftproben – kann geschlossen werden, dass infolge der Kernwaffenversuche um einen Faktor von acht mehr Strontium-90 deponiert wurde als infolge des Reaktorunfalls. Hinsichtlich Plutonium-239 zeigen diese Untersuchungen, dass die in Österreich deponierten Mengen praktisch ausschließlich aus den Kernwaffenversuchen stammen.

Aus der Analyse von Bodenproben aus dem Kernwaffen-Fallout war bekannt, dass die Wanderungsgeschwindigkeit von Cäsium-137 im Boden nur wenige Zentimeter im Laufe mehrerer Jahrzehnte beträgt. Die Untersuchung von Bodenprofilen zeigte erwartungsgemäß, dass auch Radiocäsium aus dem Reaktorunfall in den oberen Bodenschichten verbleibt und kaum in tiefere Schichten wandert. Grund dafür ist die starke Bindung von Cäsium an die Tonminerale und den Humus im Boden. Durch diese starke Bindung ist auch die

Verfügbarkeit für Pflanzen nur sehr gering, weshalb die landwirtschaftlichen Produkte kaum Cäsium-137 aus dem Boden aufnehmen. Näheres dazu ist im Kapitel „Lebensmittel“ zu finden.

Lebensmittel

Aufgrund der Jahreszeit und der damit verbundenen Vegetationsperiode war zu erwarten, dass nach dem Reaktorunfall von Tschernobyl der Konsum von kontaminierten Lebensmitteln am meisten zur Strahlendosis der Bevölkerung beitragen wird. Durch entsprechende behördliche Maßnahmen wurde daher versucht, die Strahlendosis aus diesem Expositionspfad zu reduzieren. Maßnahmen zur Dosisreduktion waren insbesondere das Verbot des Inverkehrbringens stark belasteter Lebensmittel, Grenzwertregelungen sowie Grünfütterungsverbote.

Die Kontamination der Lebensmittel nach dem Reaktorunfall von Tschernobyl erfolgte über verschiedene Pfade. Die direkte Ablagerung von radioaktiven Stoffen auf der Pflanzenoberfläche bzw. den Früchten führte zu den weitaus höchsten Kontaminationen. Die abgelagerten radioaktiven Stoffe wurden dann teilweise in die Pflanzen aufgenommen und anschließend verlagert (Translokation). Dies konnte zu einer Kontamination von Früchten führen, obwohl die Pflanze zur Zeit der Deposition noch nicht einmal in Blüte stand. Das Ausmaß der Translokation ist für verschiedene Pflanzen und Radionuklide unterschiedlich, in den meisten Fällen aber sehr gering. Längerfristig blieb die Aufnahme von langlebigen Radionukliden über die Wurzeln als einziger Kontaminationspfad für Pflanzen bestehen. Für das beim Reaktorunfall von Tschernobyl längerfristig bedeutende Radiocäsium war diese Aufnahme bei den meisten landwirtschaftlich genutzten Böden jedoch sehr gering. Über kontaminierte Futtermittel kam es dann indirekt zu einer Kontamination von Lebensmitteln tierischer Herkunft. In der ersten Phase nach dem Reaktorunfall war hier vor allem Iod-131 von Bedeutung, das über den Weg Gras – Kuh sehr rasch und in hohem Ausmaß in die Milch gelangte. Mit etwas Verzögerung gelangten auch Cäsium-134 und Cäsium-137 über diesen Weg in Milch und Fleisch.

Von den vielen beim Reaktorunfall von Tschernobyl freigesetzten Radionukliden waren für die Lebensmittelbelastung vor allem Iod-131 sowie Cäsium-134 und Cäsium-137 von Bedeutung. Andere Radionuklide spielten dabei nur eine untergeordnete Rolle. Für Strontium-90 und Plutoniumisotope lag das vor allem an den vergleichsweise geringen Freisetzungsmengen.

In der ersten Zeit nach dem Reaktorunfall von Tschernobyl wurden Lebensmittel am intensivsten beprobt und untersucht. Im Folgenden werden die Ergebnisse dieser ersten Untersuchungen sowie die mittel- und längerfristige Entwicklung der Kontamination für die aus Sicht des Strahlenschutzes bedeutendsten Lebensmittelgruppen dargelegt. Weiters werden die zur Reduktion der Strahlendosis der Bevölkerung gesetzten Maßnahmen angeführt.

Milch und Milchprodukte

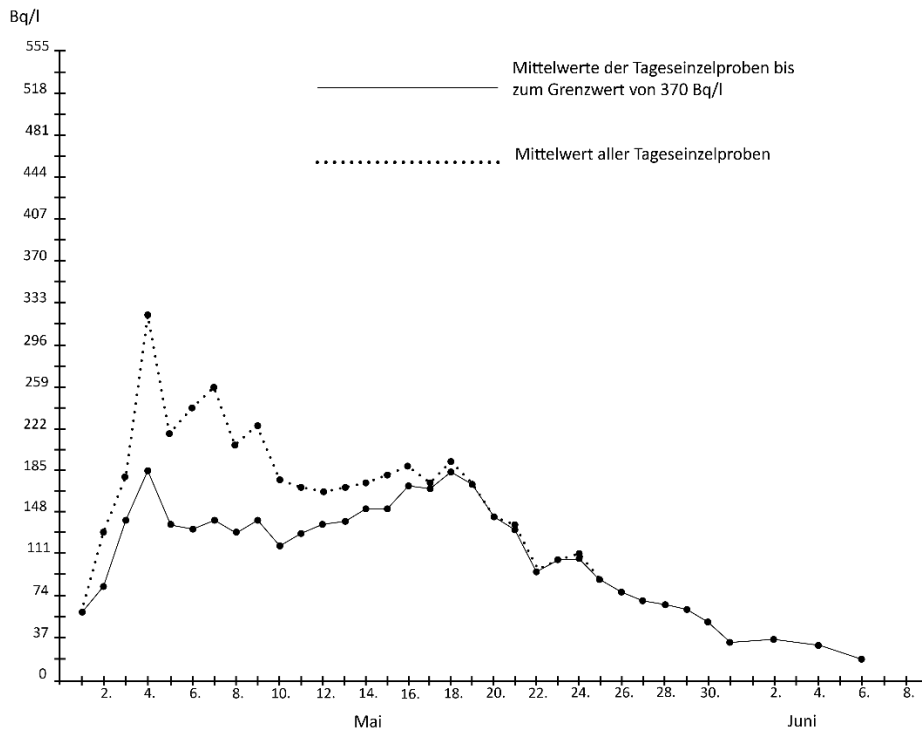
Von allen Lebensmitteln wurde Milch, vor allem wegen ihrer großen Bedeutung für die Risikogruppe der Kinder, am umfangreichsten überwacht. Die Überwachung der Kuhmilch erfolgte von Anfang Mai bis Ende Juni 1986 praktisch lückenlos (täglich mehr als 700 Proben) und auch anschließend noch sehr umfassend. Später, als Grenzwertüberschreitungen mit Ausnahme von Almmilch aus bestimmten Regionen praktisch ausgeschlossen waren, wurde dazu übergegangen, nur noch Milch aus bestimmten regionalen Sammeltouren zu untersuchen. Dabei wurden – unter Berücksichtigung der regionalen Cäsium-137-Kontamination – die Sammeltouren so festgelegt, dass aus den Ergebnissen ein für Österreich repräsentativer Wert der Milchbelastung ermittelt werden konnte.

In der ersten Zeit nach dem Reaktorunfall war vor allem die Kontamination von Kuhmilch mit Iod-131 von Bedeutung („Iod-Phase“). Deshalb wurde am 2. Mai 1986 für Milch ein Grenzwert für Iod-131 von 370 Bq/l festgelegt. Um die Strahlendosis der Bevölkerung gering zu halten, wurde aber empfohlen, nach Möglichkeit nur Milch mit Iod-131-Konzentrationen bis zu 185 Bq/l in den Handel zu bringen. Außerdem wurde am 3. Mai 1986 vom Direktkauf von Frischmilch am Bauernhof dringend abgeraten. Erst Mitte Juli 1986 war der Ab-Hof-Verkauf wieder möglich, wobei für Oberösterreich und Salzburg empfohlen wurde, die Milch weiterhin über den Handel zu beziehen.

Die Iod-131-Werte der Kuhmilch stiegen rasch an und erreichten bereits nach wenigen Tagen ein Maximum. Der höchste Mittelwert aller gemessenen Proben trat am 4. Mai 1986 auf und lag bei etwa 320 Bq/l. Für alle Proben mit Werten unterhalb des Grenzwertes wurde mit etwa 185 Bq/l der höchste Mittelwert zum ersten Mal ebenfalls an diesen Tag erreicht. Durch die Anordnung von regionalen Grünfütterungsverboten sank die Milchbelastung in den folgenden Tagen ab. Mit der Aufhebung dieser Verbote am 7. Mai 1986 kam es wieder zu einem stetigen Anstieg der Belastung bis am 18. Mai 1986 erneut ein österreichweiter Mittelwert für Iod-131 von etwa 185 Bq/l erreicht wurde. Danach nahm die Belastung wegen der relativ kurzen Halbwertszeit von Iod-131 von nur acht Tagen kontinuierlich ab. Schon Anfang Juni 1986 verlor Iod-131 seine strahlenhygienische Bedeutung (Ende der Iod-

Phase), und die Belastung der Milch war in der Folge von Cäsium-134 und Cäsium-137 geprägt („Cäsium-Phase“). In Abbildung 16 ist der oben beschriebene Verlauf der Aktivitätskonzentration von Iod-131 in der Milch als Mittelwert aller gemessenen Proben dargestellt.

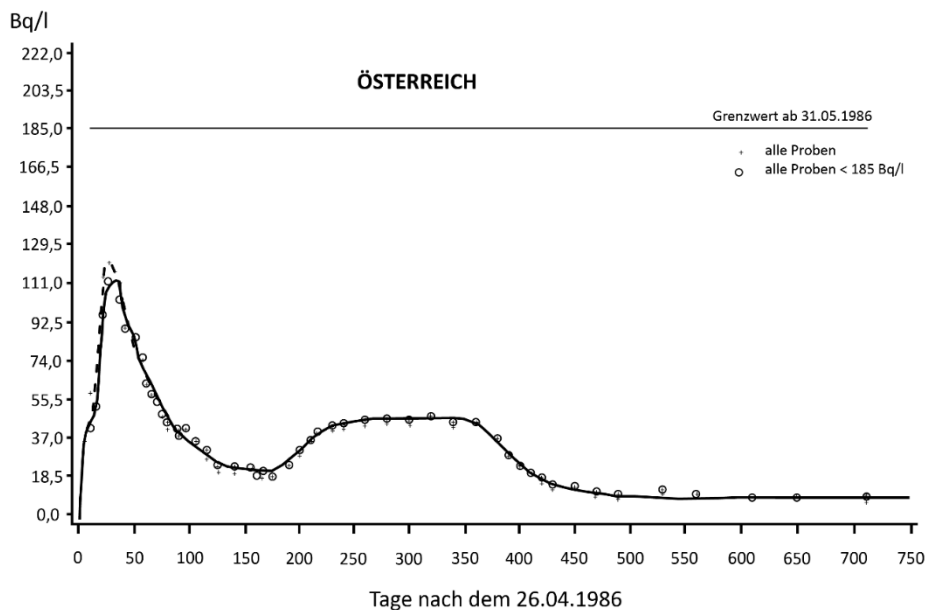
Abbildung 16 Verlauf der Aktivitätskonzentration von Iod-131 in der Kuhmilch als Mittelwert aller gemessenen Proben in Bq/l



Der Anstieg der Milchbelastung mit Cäsium-134 und Cäsium-137 verlief deutlich langsamer als der von Iod-131. Wegen dieser zeitlichen Verzögerung war durch den Grenzwert für Iod-131 in der ersten Zeit nach dem Reaktorunfall auch die Belastung der Milch mit Radiocäsium ausreichend begrenzt, ein eigener Grenzwert für Radiocäsium somit nicht erforderlich. Erst mit dem Absinken der Iod-131-Werte wurde diese Begrenzung wirkungslos, weshalb am 19. Mai 1986 für Cäsium-137 ein Grenzwert von 74 Bq/l festgelegt wurde. Dieser Grenzwert war jedoch so zu handhaben, dass er möglichst nicht überschritten wird. Schließlich wurde am 31. Mai 1986 für Cäsium-137 endgültig ein Grenzwert von 185 Bq/l festgelegt, wobei jedoch nach Möglichkeit nur Produkte mit einer Belastung bis zu 74 Bq/l in den Handel gebracht werden sollten. Bei der Festlegung des Grenzwertes für Cäsium-137 wurde die Kontamination der Milch mit Cäsium-134 berücksichtigt – also der Grenzwert entsprechend niedrig angesetzt –, weshalb für Cäsium-134 kein eigener Grenzwert notwendig war.

Der höchste österreichweite Wochenmittelwert für Cäsium-137 in der Kuhmilch wurde in der 21. Kalenderwoche (also etwa vier Wochen nach dem Reaktorunfall) mit rund 120 Bq/l erreicht. In Oberösterreich und Salzburg traten in dieser Zeit mit etwa 200 Bq/l deutlich höhere Durchschnittswerte auf. Danach sanken die österreichweiten Mittelwerte kontinuierlich ab und lagen im Oktober und November 1986 bei rund 20 Bq/l. Ab Beginn der Fütterung mit kontaminiertem Heu aus dem ersten Grasschnitt des Jahres 1986 stiegen die Cäsium-137-Werte wieder stetig an und erreichten Anfang 1987 noch einmal Werte bis zu etwa 50 Bq/l. Mit Beginn der Grünfütterung im Frühling 1987 sanken die Cäsium-137-Werte der Milch wieder ab, da das Gras im Jahr 1987 bereits deutlich weniger kontaminiert war als 1986. Die Mittelwerte lagen von da an in der Regel unter 20 Bq/l. In Abbildung 17 ist der beschriebene Verlauf der Aktivitätskonzentration von Cäsium-137 als österreichweiter Wochenmittelwert dargestellt.

Abbildung 17 Verlauf der Aktivitätskonzentration von Cäsium-137 in der Kuhmilch als österreichweiter Wochenmittelwert in Bq/l



In Tabelle 4 sind die österreichweiten Jahresmittelwerte für Cäsium-137 in der Kuhmilch für die Jahre 1986 bis 1993 zusammengestellt. Anhand der zeitlichen Entwicklung dieser Werte ist zu sehen, dass die Cäsium-137-Belastung der Milch ab dem Jahr 1988 deutlich geringer war als in den ersten beiden Jahren nach dem Reaktorunfall von Tschernobyl und dass sie in den folgenden Jahren stetig zurückging. Ab Ende der 1990er-Jahre lagen die Werte bereits unter 1 Bq/l. Heute ist Cäsium-137 nur noch in wenigen Milchproben nachweisbar, die Jahresmittelwerte der letzten Jahre lagen deutlich unter 1 Bq/l.

Tabelle 4 Jahresmittelwerte für Cäsium-137 in Milch während der Jahre 1986 bis 1993 in Bq/l

Jahr	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993
Cäsium-137	29,6	24,0	5,2	3,7	3,0	2,4	1,8	1,3

Wie aus Tabelle 4 ersichtlich, lag die Cäsium-137-Belastung der Milch im Mittel in allen Jahren deutlich unter dem damaligen Grenzwert von 185 Bq/l. Bei Milch aus stark kontaminierten Almregionen kam es in Einzelfällen jedoch auch einige Jahre nach dem Reaktorunfall noch zu Überschreitungen des Grenzwertes. Almgras nimmt nämlich wegen der besonderen Beschaffenheit von Almböden Radiocäsium stärker aus dem Boden auf als Gras in Tallagen, was in der Folge zu einer höheren Belastung von Almmilch im Vergleich zu Milch aus Tallagen führt. So traten etwa bei Milch aus dem Dorfertal in Osttirol vereinzelt bis in das Jahr 1992 Grenzwertüberschreitungen auf.

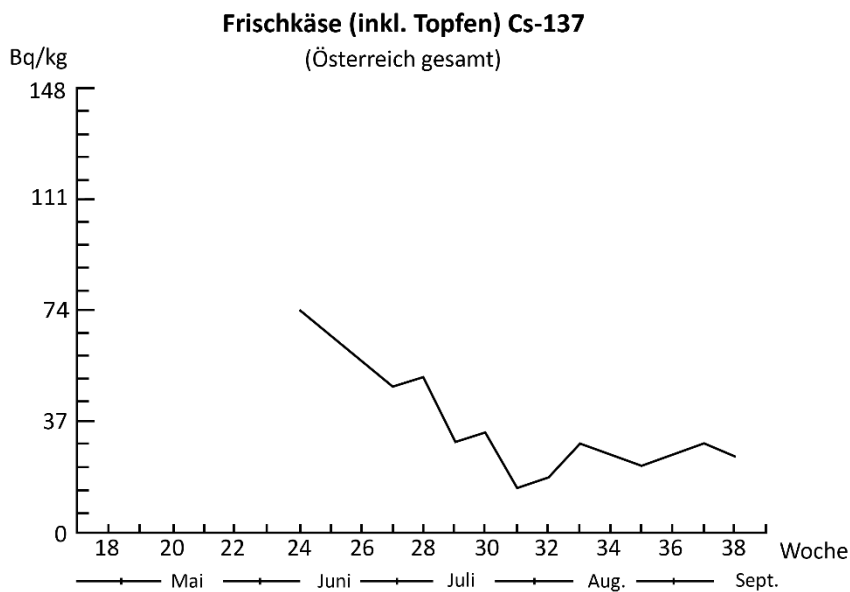
Bei Schafen und Ziegen, die auf Weiden gehalten wurden, lagen die Iod-131-Werte der Milch bemerkenswerterweise deutlich höher als bei Kuhmilch. Der Verkauf von Schaf- und Ziegenmilch sowie von Schaf- und Ziegenkäse wurde daher am 8. Mai 1986 verboten, konnte jedoch ab 15. Mai 1986 wieder erfolgen, wenn sichergestellt war, dass keine radioaktive Kontamination vorlag. Diese eher unbefriedigende Regelung endete am 17. Juli 1986. Von da an unterlagen diese Produkte den entsprechenden Grenzwerten für Milch und Milchprodukte.

Bei der Verarbeitung von Milch zu Milchprodukten werden Radioiod und Radiocäsium bei vielen Produkten mehr oder weniger abgereichert, bei einigen kommt es auch zu einer Anreicherung. Bei Iod-131 kommt es wegen der relativ kurzen Halbwertszeit von nur acht Tagen durch die üblichen Lagerzeiten zu einer Reduktion der Aktivität, in vielen Fällen sogar zu einem völligen Abklingen. Anhand der aus Studien bekannten Ab- bzw. Anreicherungsfaktoren konnte die Belastung der verschiedenen Milchprodukte aus den Milchwerten relativ genau abgeschätzt werden. Die Ergebnisse der Messungen an Milchprodukten bestätigten im Wesentlichen die abgeschätzten Werte.

Für Sauermilch, Joghurt und ähnliche Milchprodukte galten stets dieselben Grenzwerte wie für Milch (siehe oben). Für Frischkäse (einschließlich Topfen) wurde am 9. Juni 1986 ein Grenzwert für Cäsium-137 von 185 Bq/kg festgelegt, für alle anderen Käsesorten einer von 592 Bq/kg für die Summe von Cäsium-134 und Cäsium-137.

Die Cäsium-137-Belastung von Frischkäse (einschließlich Topfen) war stets gering und lag unterhalb der jeweils zur gleichen Zeit produzierten Trinkmilch. Die österreichweiten Mittelwerte nahmen von rund 74 Bq/kg (Anfang Juni 1986) im Laufe des Sommers auf rund 30 Bq/kg ab (siehe Abbildung 18).

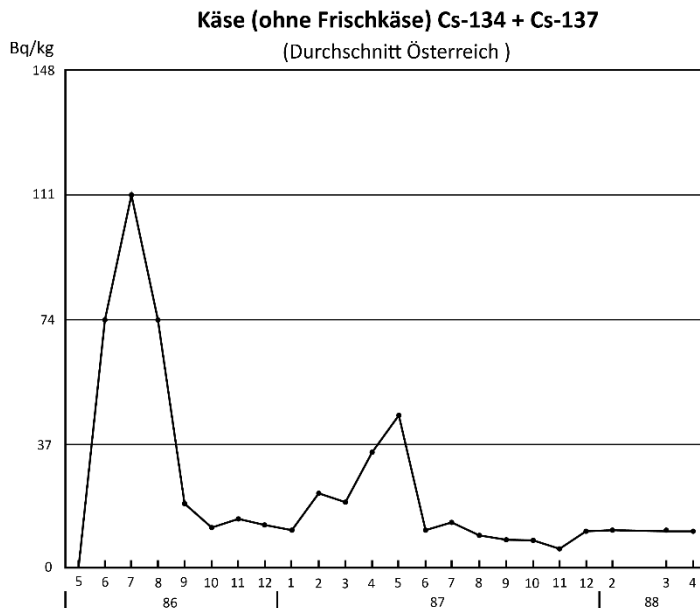
Abbildung 18 Verlauf der Aktivitätskonzentration von Cäsium-137 in Frischkäse (einschließlich Topfen) als österreichweiter Wochenmittelwert in Bq/kg



Bei anderen Käsesorten als Frischkäse kam es sehr vereinzelt auch zu Grenzwertüberschreitungen. Der höchste österreichweite Mittelwert für die Summe von Cäsium-134 und Cäsium-137 lag mit rund 111 Bq/kg jedoch deutlich unter dem Grenzwert von 592 Bq/kg. Dieser höchste Wert wurde im Juli 1986 registriert. Danach sanken die Werte rasch auf etwa 10 Bq/kg ab, um dann zu Beginn des Jahres 1987 wegen der Verfütterung von kontaminiertem Heu wieder kurzzeitig auf Werte von rund 40 Bq/kg anzusteigen. Ab Juni 1987 lagen die Werte dann stets unter 10 Bq/kg. In Abbildung 19 ist der beschriebene Verlauf des Aktivitätsgehaltes für die Summe von Cäsium-134 und Cäsium-137 in Käse (ohne Frischkäse) als österreichweiter Mittelwert dargestellt.

Für Butter lagen die Werte für Radiocäsium bei etwa einem Viertel bis einem Drittel der Milchwerte. Wegen dieser relativ niedrigen Werte wurden nur wenige Butterproben gemessen. Die Radiocäsium-Werte für Trockenmilch waren um Faktor von acht bis zehn, für Kondensmilch um einen Faktor von zwei bis drei höher als jene für Milch.

Abbildung 19 Verlauf des Aktivitätsgehaltes für die Summe von Cäsium-134 und Cäsium-137 in Käse (ohne Frischkäse) als österreichweiter Mittelwert in Bq/kg



Gemüse

Vor allem Blattgemüse, wie Spinat und Salat, war in der ersten Zeit nach dem Reaktorunfall von Tschernobyl wegen der direkten Ablagerung von radioaktiven Stoffen stark belastet. Das später gesäte oder gepflanzte Gemüse, das keiner direkten Ablagerung mehr ausgesetzt war, war wegen der geringen Aufnahme von Radiocäsium aus dem Boden kaum noch belastet.

Wegen der hohen Belastung von Freilandgemüse mit Iod-131 in der ersten Zeit nach dem Reaktorunfall wurde am 6. Mai 1986 der Verkauf von im Inland gezogenem Freilandgemüse verboten. Betroffen von diesem Verbot waren auch Foliensalat und Salat in Feldfolie, da hier erste Messungen zeigten, dass die Belastung dieser Produkte bis zu 40 Prozent des Freilandsalates betragen konnte. Ausgenommen von diesem Verkaufsverbot wurde daher lediglich Glashaussalat.

Jahreszeitlich bedingt waren in Österreich Salat und Spinat die am stärksten betroffenen Gemüsesorten. Bei Spinat lagen die höchsten Einzelwerte für Iod-131 bei etwa 25.000 Bq/kg. Die Mittelwerte für Iod-131 betragen in den ersten Maitagen rund 10.100 Bq/kg, sanken dann aber bis zum 18. Mai 1986 auf unter 200 Bq/kg ab. Die durchschnittliche Cäsium-137-Belastung von Spinat ging zwischen dem 2. und 21. Mai 1986 von knapp über 3.700 Bq/kg auf etwa 120 Bq/kg zurück. In der Folge kam es rasch zu einem

weiteren Absinken sowohl der Iod-131- als auch der Cäsium-137-Belastung. In Abbildung 20 ist der beschriebene Verlauf des Aktivitätsgehaltes für Iod-131 und Cäsium-137 in Spinat als österreichweiter Mittelwert dargestellt.

Bei Salat betrug die mittlere Iod-131-Belastung in den ersten Maitagen etwa 4.700 Bq/kg und sank bis zum 21. Mai 1986 auf rund 100 Bq/kg ab. Für Cäsium-137 lagen die entsprechenden Werte bei etwa 1.250 Bq/kg bzw. 120 Bq/kg. Die Spitzenwerte für Iod-131 lagen deutlich über 7.400 Bq/kg, jene für Cäsium-137 bei rund 1.850 Bq/kg. In Abbildung 21 ist der beschriebene Verlauf des Aktivitätsgehaltes für Iod-131 und Cäsium-137 in Salat als österreichweiter Mittelwert dargestellt.

In Tirol durfte Salat ab 16. Mai 1986 wieder verkauft werden, bundesweit dann ab 20. Mai 1986. Der Salat musste jedoch oberhalb der ersten Blattlage geschnitten werden, da die Belastung der äußeren Salatblätter deutlich höher als jene der inneren war. Für Iod-131 beispielsweise wurde dafür ein Faktor von etwa zehn ermittelt. Der Grund dafür ist, dass die inneren Blätter durch die äußeren vor direkter Kontamination geschützt wurden.

Abbildung 20 Verlauf des Aktivitätsgehaltes von Iod-131 und Cäsium-137 in Spinat als österreichweiter Mittelwert in Bq/kg

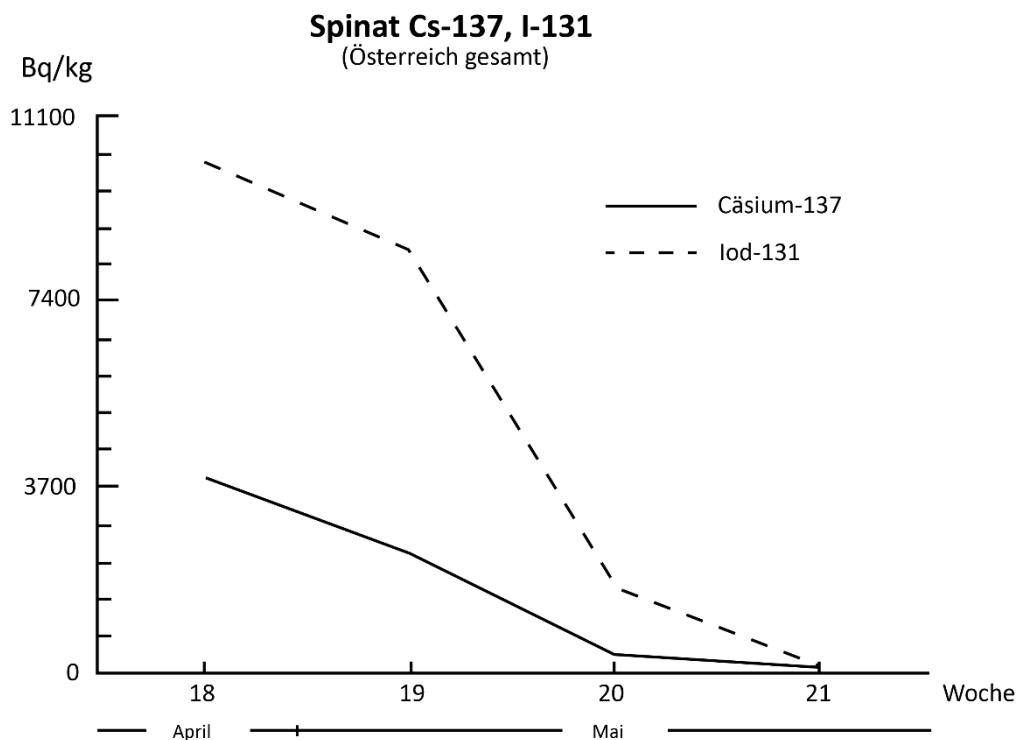
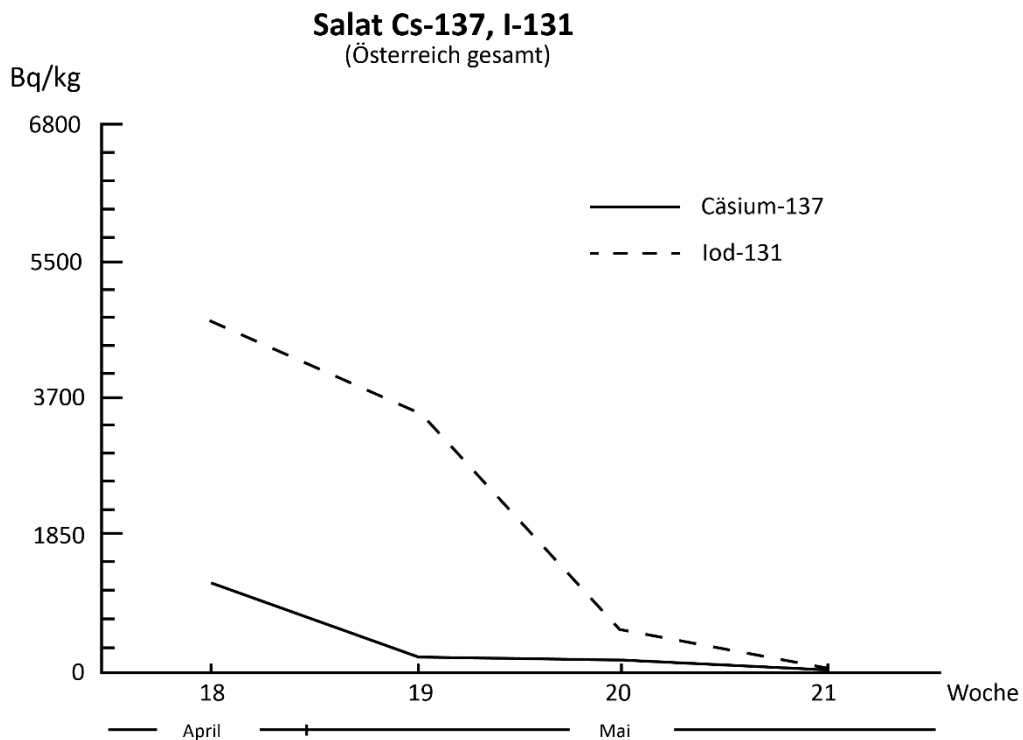


Abbildung 21 Verlauf des Aktivitätsgehaltes von Iod-131 und Cäsium-137 in Salat als österreichweiter Mittelwert in Bq/kg



Ab 23. Mai 1986 durfte Frischgemüse generell wieder verkauft werden, wobei für Cäsium-137 ein Grenzwert von 111 Bq/kg galt. Außer vereinzelt bei Gewürzgemüsen, wie Schnittlauch und Petersilie, kam es bei Gemüse zu keinen Überschreitungen des Grenzwertes mehr. Die Cäsium-137-Werte lagen für Gemüse ab Juni 1986 üblicherweise bereits unter 10 Bq/kg. Ab dem Jahr 1987 war Gemüse dann praktisch nicht mehr belastet.

Obst

Zur Zeit des Reaktorunfalls von Tschernobyl hatten nur wenige österreichische Obstsorten Früchte ausgebildet. Und selbst bei diesen wenigen waren die Früchte weit von der Reife entfernt. Die direkte Ablagerung von radioaktiven Stoffen trug daher, wenn überhaupt, nur geringfügig zur Belastung von Obst bei. Die Kontamination von Obst erfolgte somit in erster Linie durch die Verlagerung von Radiocäsium aus den Blüten und Blättern in die Früchte. Das Ausmaß der Belastung war daher primär abhängig von der Obstsorte, dem jeweiligen regionalen Reifegrad und der Höhe der regionalen Deposition an radioaktiven Stoffen.

Am 5. Juni 1986 wurde für Obst und Produkte aus Obst, wie Marmelade, ein Grenzwert für Cäsium-137 von 111 Bq/kg festgelegt. Die österreichweiten aus den Werten für Apfel,

Birne, Pfirsich, Ringlotte, Kirsche, Weichsel, Zwetschke, Marille und Weintraube gebildeten Mittelwerte lagen stets unterhalb des Grenzwertes. In vom Reaktorunfall stark betroffenen Regionen Österreichs kam es jedoch bei einzelnen Obstsorten durchaus zu Grenzwertüberschreitungen.

Vergleichsweise hoch belastet waren vor allem früh reifende Obstsorten mit kleinen Früchten. So traten etwa bei roten und schwarzen Ribiseln in einigen stark belasteten Gebieten Oberösterreichs und der Steiermark hohe Cäsium-137-Werte auf. In der Steiermark musste daher im Jahr 1986 die gesamte Ribiselernte ausfallen. Der österreichweite Mittelwert für Cäsium-137 lag bei Ribiseln Anfang Juli 1986 bei etwa 230 Bq/kg, Mitte August dann schon knapp unter 20 Bq/kg. Hohe Belastungen traten auch bei wild wachsenden Heidelbeeren und Himbeeren auf, insbesondere in Teilen der Steiermark, Oberösterreichs und Salzburgs. Im Gegensatz dazu waren Weintrauben kaum belastet, da die Blätter der Weinstöcke zur Zeit des Reaktorunfalls kaum ausgebildet waren und daher nur geringe Mengen an radioaktiven Stoffen darauf abgelagert wurden.

Wild wachsende Heidelbeeren und Preiselbeeren wiesen auch in den folgenden Jahren noch vergleichsweise hohe Cäsium-137-Werte auf. So lag etwa der Mittelwert für Heidelbeeren im Jahr 1987 noch immer bei etwa 140 Bq/kg. Die Belastung aller anderen Obstsorten war ab dem Jahr 1987 nur noch sehr gering.

Getreide

Die Belastung des Getreidekorns ergab sich im Jahr 1986 fast ausschließlich aus der Aufnahme von Radiocäsium über die Pflanzenoberfläche und der anschließenden Verlagerung in das Korn. Da Wintergetreide im Mai 1986 bereits deutlich höher gewachsen war und daher eine weit größere Oberfläche aufwies als Sommergetreide und das Ausmaß der radioaktiven Kontamination mit der Oberfläche ansteigt, war die Belastung von Wintergetreide entsprechend höher als jene von Sommergetreide. Im Jahr 1987 war die Belastung von Getreide nur noch durch die Aufnahme von Radiocäsium aus dem Boden bestimmt, weshalb es keine Unterschiede zwischen Wintergetreide und Sommergetreide mehr gab. Da Radiocäsium aus Ackerböden nur sehr wenig aufgenommen wird, war auch die Belastung von Getreide ab dem Jahr 1987 nur noch sehr gering.

Die höchsten Mittelwerte für Cäsium-137 wiesen im Jahr 1986 Wintergerste mit etwa 120 Bq/kg und Roggen mit etwa 96 Bq/kg auf, die niedrigsten Sommergerste und Sommerweizen mit jeweils deutlich unter 10 Bq/kg. Die Werte für die anderen Getreidesorten lagen

zwischen diesen Werten. Für Mais betrug der mittlere Cäsium-137-Gehalt im Jahr 1986 etwas unter 20 Bq/kg. Im Jahr 1987 lagen die Cäsium-137-Werte für alle Getreidesorten bereits deutlich unter 1 Bq/kg.

Die oben genannten Werte gelten für das Getreidekorn. Mahlversuche haben ergeben, dass die Belastung von Mehl deutlich geringer ist als jene des Kornes. Je nach Mehltyp ergibt sich eine Abnahme von 15 bis 59 Prozent.

Fleisch

Die Belastung von Fleisch hängt im Wesentlichen von der Kontamination der jeweiligen Futtermittel ab. Durch die Verwendung von kontaminierten Futtermitteln stieg mit etwas zeitlicher Verzögerung ab etwa Juni 1986 die Belastung des Fleisches mit Radiocäsium an. Ab diesem Zeitpunkt wurden daher gezielte Kontrollen durchgeführt. Wegen der stark unterschiedlichen Konsumraten für verschiedene Fleischsorten wurden unterschiedliche Grenzwerte dafür festgelegt.

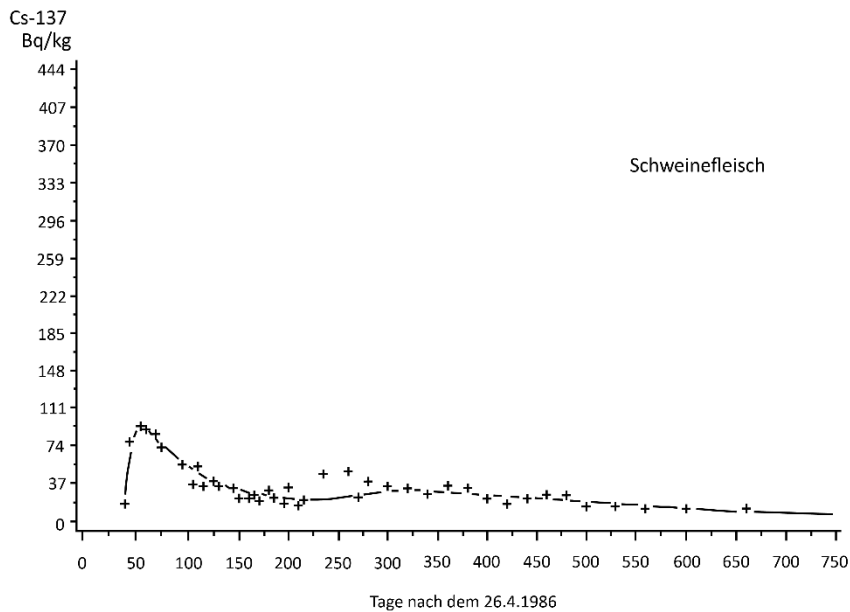
Wegen des hohen Konsums an Schweinefleisch in Österreich wurde der Grenzwert für Schweinefleisch mit 185 Bq/kg für die Summe von Cäsium-134 und Cäsium-137 deutlich niedriger angesetzt als für andere Fleischarten.

Bereits die Verwendung von gering belasteter Molke in der Schweinemast führt zu einer Belastung des Schweinefleisches. Da Molke in der ersten Zeit nach dem Reaktorunfall teilweise hoch mit Radiocäsium belastet war, traten Anfang Juni 1986 beim Schweinefleisch teilweise Grenzwertüberschreitungen auf. Als Abhilfemaßnahme wurde deshalb ein Molkefütterungsverbot erlassen. Ab 23. Juni 1986 wurde den Landeshauptleuten die Aufhebung dieses Verbotes freigestellt, wenn die Belastung der Molke für die Summe von Cäsium-134 und Cäsium-137 weniger als 37 Bq/l betrug.

Durch das Molkefütterungsverbot sank die Belastung des Schweinefleisches rasch wieder ab. Grenzwertüberschreitungen traten praktisch nicht mehr auf, die Mittelwerte für die Summe von Cäsium-134 und Cäsium-137 lagen ab Anfang Juli 1986 bereits unter 100 Bq/kg und sanken bis Ende August 1986 auf unter 50 Bq/kg weiter ab. Im Winter 1986/87 kam es dann wieder zu einem leichten Ansteigen der Werte, da die Molke wegen der Verfütterung von kontaminiertem Heu an Milchkühe wieder stärker mit Radiocäsium belastet war. In den folgenden Jahren lagen die mittleren Cäsium-137-Werte von Schweinefleisch bei einigen Bq/kg. Ab Anfang der 1990er-Jahre war Radiocäsium in Schweinefleisch nur noch selten

nachweisbar. In Abbildung 22 ist der beschriebene Verlauf des Aktivitätsgehaltes für Cäsium-137 in Schweinefleisch als österreichweiter Mittelwert dargestellt.

Abbildung 22 Verlauf des Aktivitätsgehaltes von Cäsium-137 in Schweinefleisch als österreichweiter Mittelwert in Bq/kg

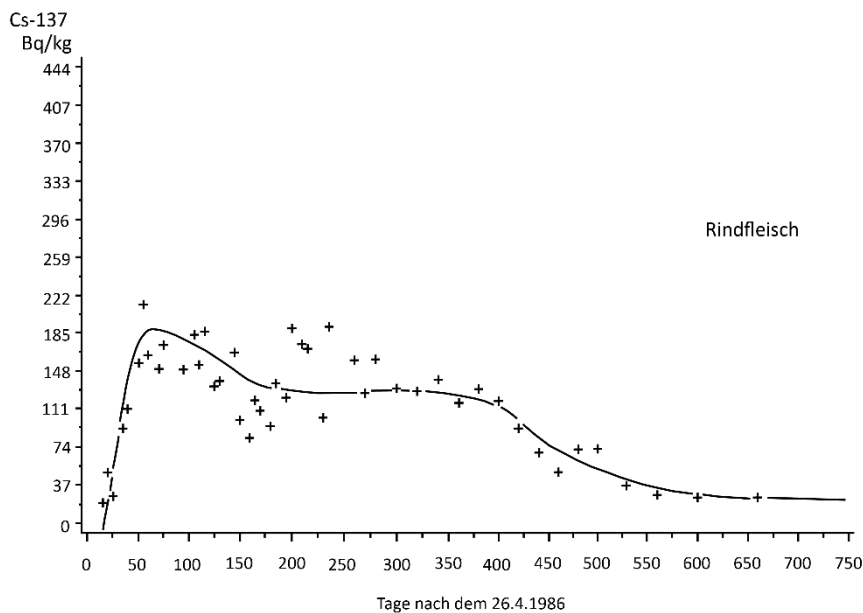


Während beim Rind Radiocäsium primär über belastetes Grünfutter in das Fleisch gelangt, erfolgt dies beim Kalb im Wesentlichen über die Fütterung mit belasteter Milch. Sowohl für Rindfleisch als auch für Kalbfleisch wurde ein Grenzwert für die Summe von Cäsium-134 und Cäsium-137 von 592 Bq/kg festgelegt.

Da Rinder in der Regel vor der Schlachtung nicht mehr geweidet werden und in der ersten Zeit nach dem Reaktorunfall noch ausreichend nicht kontaminiertes Futter aus dem Vorjahr zur Verfügung stand, erreichte Rindfleisch erst im Verlauf des Juni 1986 die höchsten Belastungen. Grenzwertüberschreitungen traten jedoch relativ selten auf. Um solche künftig zu verhindern, wurden ab Anfang Oktober 1986 Radioaktivitätsmessungen an lebenden Tieren vor der Schlachtung vorgeschrieben. In Verbindung mit Fütterungsplänen, wie Abfüttern mit wenig belastetem Futter vor der Schlachtung, konnte so die Belastung von Rindfleisch mit Radiocäsium gering gehalten werden. Die mittlere Cäsium-137-Belastung von Rindfleisch erreichte im Juni 1986 mit etwas unter 200 Bq/kg ihre höchsten Werte. Die Belastung nahm dann langsam ab, lag aber ein Jahr nach dem Reaktorunfall immer noch bei knapp über 100 Bq/kg. Erst im Sommer 1987 kam es zu einem deutlichen Rückgang der mittleren Cäsium-137-Belastung auf etwa 50 Bq/kg. Ab Beginn der 1990er-Jahre lagen die

Werte im Mittel bereits unter 10 Bq/kg und fielen in den folgenden Jahren stetig ab. Einzelwerte von über 100 Bq/kg wurden gelegentlich jedoch auch noch Anfang der 2000er-Jahre bei Rindern gemessen, die in stark kontaminierten Almregionen gehalten wurden. In Abbildung 23 ist der beschriebene Verlauf des Aktivitätsgehaltes für Cäsium-137 in Rindfleisch als österreichweiter Mittelwert dargestellt.

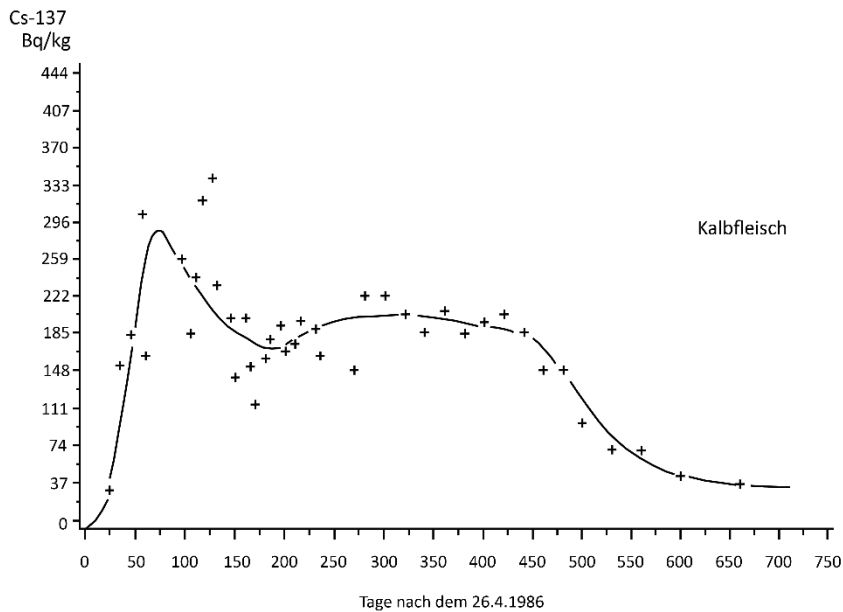
Abbildung 23 Verlauf des Aktivitätsgehaltes von Cäsium-137 in Rindfleisch als österreichweiter Mittelwert in Bq/kg



Wegen der im Vergleich zu anderen Futtermitteln hohen Radiocäsiumbelastung von Milch und Milchaustauschern (Trockenmagermilchpräparate) kam es bei Kalbfleisch relativ häufig zu Grenzwertüberschreitungen und in einigen Wochen des Sommers 1986 zu Mittelwerten nahe dem Grenzwert von 592 Bq/kg. Fütterungsversuche haben gezeigt, dass durch eine gezielte Zusammensetzung der Milchaustauscher eine wesentliche Reduktion der Kalbfleischbelastung erreicht werden kann. Durch Verwendung entsprechend zusammengesetzter Milchaustauscher als Futter konnte die Radiocäsiumbelastung von Kalbfleisch weit unterhalb des Grenzwertes gehalten werden. Die mittlere Cäsium-137-Belastung von Kalbfleisch sank von maximal etwa 330 Bq/kg im Sommer 1986 auf etwas unter 200 Bq/kg im Herbst 1986 ab. In diesem Bereich blieben die Werte dann bis Ende des Sommers 1987, danach fielen sie bis zum Winter 1987/88 auf knapp unter 50 Bq/kg. In weiterer Folge zeigte sich ein langsamer, aber stetiger Rückgang der Belastung. So lagen Mitte der 1990er-Jahre die mittleren Cäsium-137-Werte für Kalbfleisch nur noch bei einigen Bq/kg. In Abbildung 24

ist der beschriebene Verlauf des Aktivitätsgehaltes für Cäsium-137 in Kalbfleisch als österreichweiter Mittelwert dargestellt.

Abbildung 24 Verlauf des Aktivitätsgehaltes von Cäsium-137 in Kalbfleisch als österreichweiter Mittelwert in Bq/kg



Wildfleisch wurde nicht so systematisch auf seine radioaktive Belastung untersucht wie etwa Schweinefleisch oder Rindfleisch. Aus den Ergebnissen der Untersuchungen war trotzdem bald erkennbar, dass die Belastung von Wildfleisch mit Radiocäsium einen großen Schwankungsbereich aufweist, der durch Faktoren wie Depositionssituation, Nahrungsangebot, Äsungsgewohnheiten der Tiere, Bodenbeschaffenheit etc. bedingt ist. Weiters zeigten die Ergebnisse, dass vor allem in vom Reaktorunfall stark betroffenen Waldgebieten die Belastung von Wildfleisch deutlich über dem Grenzwert von 592 Bq/kg für die Summe von Cäsium-134 und Cäsium-137 liegen konnte. Der Grund dafür liegt in der relativ hohen Verfügbarkeit von Radiocäsium in Waldböden für die Aufnahme durch Pflanzen. Waldpflanzen sind daher deutlich stärker belastet als andere Pflanzen, was dann die hohen Wildfleischbelastungen bewirkt. Im Juli 1986 wurde der Grenzwert für Wildfleisch aufgehoben, wobei zugleich darauf hingewiesen wurde, dass Wildfleisch von Erwachsenen in der üblichen kleinen Verzehrsmenge ohne Bedenken konsumiert werden könne, dass aber die Risikogruppen Schwangere, stillende Mütter, Kleinkinder und Kinder Wildfleisch nur sehr selten verzehren oder vom Verzehr Abstand nehmen sollten.

Zur Ermittlung der Belastung von österreichischem Wildfleisch mit Radiocäsium wurden in den Folgejahren regelmäßig Studien durchgeführt. Die Ergebnisse dieser Studien zeigten, dass bei Wildfleisch kein so deutlicher Rückgang der Belastung im Laufe der Zeit erfolgte wie bei anderen Fleischarten. Zwar lagen die Mittelwerte für Cäsium-137 deutlich unter dem derzeit gültigen Grenzwert von 600 Bq/kg, es wurden aber bei Wildfleisch aus höher belasteten Waldgebieten in Einzelfällen sogar noch Werte von einigen tausend Bq/kg festgestellt. Aufgrund der im Allgemeinen geringen Verzehrsmengen war die sich daraus ergebende Strahlendosis dennoch gering.

Für Geflügelfleisch wurde wie für Schweinefleisch ein vergleichsweise niedriger Grenzwert von 185 Bq/kg für die Summe von Cäsium-134 und Cäsium-137 festgelegt. Geflügelfleisch war wegen der geringen Kontamination der Futtermittel generell nur sehr gering belastet, Grenzwertüberschreitungen traten nicht auf.

Bei Schaffleisch traten, wie bei Wildfleisch, sehr große Schwankungsbreiten auf. Während das Fleisch von frei weidenden oder gründefütterten Tieren sehr hohe Radiocäsiumwerte aufwies, war das Fleisch von Tieren aus Stallhaltung und Fütterung mit nicht kontaminiertem Futter nur wenig belastet. Die mittlere Belastung von österreichischem Schaffleisch lag bis Anfang Juli 1986 meist über dem Grenzwert von 592 Bq/kg für die Summe von Cäsium-134 und Cäsium-137. Die Radiocäsiumbelastung wurde in der Folge stetig geringer und betrug im November 1986 im Mittel für Cäsium-137 bereits weniger als 200 Bq/kg.

Fische

Die Belastung von Fischen ist primär abhängig von der Ernährungsweise, der regionalen Belastungssituation und von der Durchströmungsgeschwindigkeit der Gewässer. Generell sind Fische aus schwächer durchströmten Gewässern vergleichsweise höher belastet, da in solchen Gewässern mehr Plankton vorhanden ist, das Radiocäsium stark akkumuliert. In den ersten Monaten nach dem Reaktorunfall waren planktonfressende Fische allgemein stärker belastet als pflanzenfressende oder Raubfische, später traten dann bei Raubfischen höhere Belastungen auf. Wegen der geringen Verzehrsmengen und der generell eher niedrigen Belastung von Fischen wurde für Fische damals kein Grenzwert festgelegt.

Für die Bildung eines repräsentativen Mittelwertes der Fischbelastung wurden zu wenige Messungen durchgeführt. Zuchtfische, die den Hauptanteil am Fischkonsum bilden, waren wegen der geringen Kontamination des Futters nur wenig belastet. Bei ihnen wurden Cäsium-137-Werte im Bereich von maximal einigen zehn Bq/kg gefunden. Vereinzelt deutlich

höhere Belastungen mit Spitzenwerten bis zu 3.700 Bq/kg traten im Jahr 1986 bei Fischen aus größeren österreichischen Seen auf. Bereits im Jahr 1987 wurden aber schon deutlich niedrigere Werte gemessen. Im Jahr 2010 wurde eine Studie an wild lebenden Fischen aus österreichischen Seen durchgeführt, da solche Fische bekanntlich durchaus noch vergleichsweise hohe Cäsium-137-Belastungen aufweisen können. Die Ergebnisse zeigten, dass die meisten Werte unter 10 Bq/kg lagen. Vor allem bei Hechten wurden aber auch höhere Cäsium-137-Gehalte von bis zu 40 Bq/kg gefunden.

Pilze

Zur Zeit des Reaktorunfalls von Tschernobyl Ende April 1986 hatten Pilze noch keine Fruchtkörper ausgebildet. Eine direkte Ablagerung von radioaktiven Stoffen konnte daher nicht erfolgen. Im Sommer und Herbst 1986 zeigte sich, dass einige Pilzarten Radiocäsium in ziemlich hohem Ausmaß aufnehmen können. Vor allem bei Maronenröhrlingen und Reifpilzen waren Cäsium-137-Werte von einigen tausend Bq/kg keine Seltenheit. Die als Speisepilze sehr beliebten Eierschwammerl und Steinpilze waren im Mittel zwar deutlich weniger belastet, in Einzelfällen wurden aber durchaus Werte von 1.000 Bq/kg und darüber gemessen. Auch im Hinblick auf die teilweise hohe Schwermetallbelastung von Pilzen wurde Anfang Juli 1986 empfohlen, den Genuss von Wildpilzen auf ein- bis zweimal pro Woche zu beschränken. Vom Verzehr von Maronenröhrlingen und Reifpilzen wurde jedoch völlig abgeraten.

Der Grund für die vergleichsweise hohe Belastung von Pilzen ist, dass sich naturnahe Waldökosysteme durch meist mächtige organische Auflagenschichten auszeichnen, die reich an Bodenorganismen und Nährstoffen jedoch arm an Tonmineralen sind. Wegen des geringen Gehaltes an Tonmineralen kommt es in diesen Schichten zu keiner so effektiven Fixierung von Radiocäsium wie etwa in Ackerböden, weshalb es in Waldböden für die Aufnahme durch Pflanzen und Pilze verfügbar bleibt.

Während in den meisten landwirtschaftlichen Produkten die Belastung mehr oder minder rasch abnahm und heute praktisch keine Bedeutung mehr hat, sind manche Pilzarten nach wie vor relativ stark mit Cäsium-137 belastet. Die Cäsium-137-Werte für Eierschwammerl und Steinpilze liegen heute im Mittel zwar deutlich unter dem Grenzwert von 600 Bq/kg, allerdings werden bei Eierschwammerln gelegentlich noch immer Grenzwertüberschreitungen festgestellt. Anders sieht die Situation bei Maronenröhrlingen aus. Hier liegen selbst die Mittelwerte über dem Grenzwert, und Grenzwertüberschreitungen treten bei mehr als

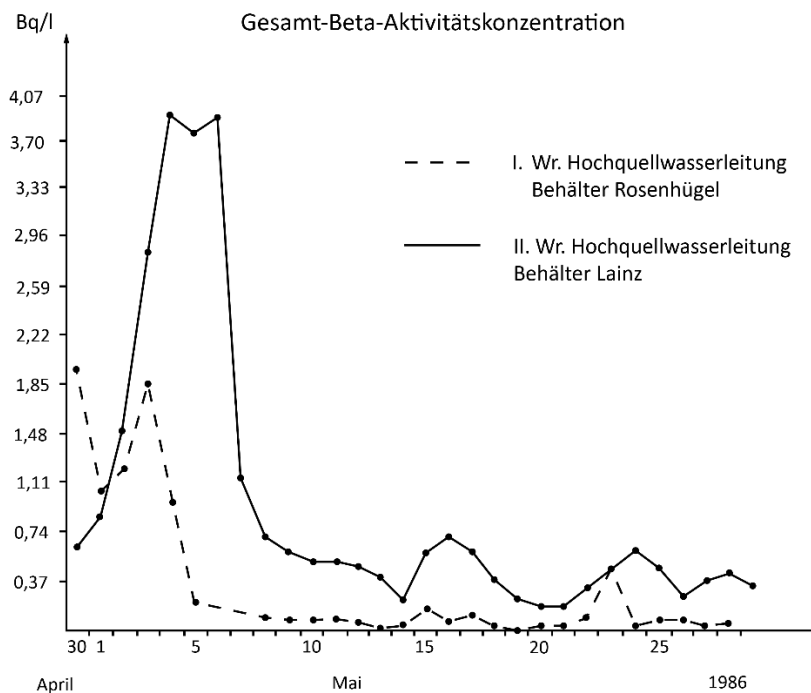
der Hälfte der Maronenröhrlinge auf. Parasole hingegen weisen nur sehr geringe Cäsium-137-Werte auf.

Trinkwasser

Trinkwasser kommt wegen der hohen täglichen Konsummengen eine besondere Bedeutung zu, weshalb es nach dem Reaktorunfall in großem Umfang kontrolliert wurde. Wegen der hohen Belastung von Regenwasser wurde ab dem 30. April 1986 vorsorglich vor dem Genuss von Regenwasser, Oberflächenwasser, Zisternenwasser und Schmelzwasser aus Schnee gewarnt. Ferner wurde nachdrücklich empfohlen, das Tränken von Vieh mit Regenwasser zu vermeiden.

Die Ergebnisse der Kontrollen zeigten, dass die Auswirkungen des Reaktorunfalls von Tschernobyl auf das Trinkwasser im Allgemeinen sehr gering waren. Lediglich in direkt kontaminierten Zisternenwässern sowie kurzzeitig in einigen Karstquellen, die von Wasser mit einer kurzen Verweilzeit im Boden und Gestein gespeist werden, konnte eine Kontamination nachgewiesen werden. Die für Zisternenwässer gefundenen Werte lagen bei maximal 500 Bq/l für Iod-131 und 93 Bq/l für Cäsium-137.

Abbildung 25 Verlauf der Gesamt-Beta-Aktivitätskonzentration in den beiden Wiener Hochquellwasserleitungen in Bq/l



Für Wasser aus der I. und II. Wiener Hochquellwasserleitung wurden Anfang Mai 1986 drei Tage lang Gesamt-Beta-Werte von etwa 2 Bq/l bzw. 4 Bq/l gemessen. Danach sanken die Werte rasch auf deutlich unter 1 Bq/l ab. In Abbildung 25 ist der beschriebene Verlauf der Gesamt-Beta-Aktivitätskonzentration in den beiden Wiener Hochquellwasserleitungen dargestellt.

Auf das Grundwasser hatte der Reaktorunfall von Tschernobyl praktisch keine Auswirkungen. Solche sind auch in Zukunft nicht zu erwarten, da das vom Reaktorunfall einzig noch bedeutende Cäsium-137 bereits in den obersten Bodenschichten fest adsorbiert ist und daher – wenn überhaupt – nur in sehr geringem Ausmaß in das Grundwasser und in der Folge in das Trinkwasser gelangen kann.

Futtermittel

Die Belastung von tierischen Lebensmitteln hängt im Wesentlichen von der Kontamination der jeweiligen Futtermittel ab. Nach dem Reaktorunfall von Tschernobyl waren hinsichtlich der Belastung von tierischen Lebensmitteln vor allem die Futtermittel Gras, Heu, Silagen und Molke von Bedeutung.

Gras

Die Verwendung von kontaminiertem Gras als Futtermittel führte nach dem Reaktorunfall von Tschernobyl zu einer Belastung von Milch und Fleisch. Von der direkten Ablagerung der radioaktiven Stoffe besonders betroffen waren die Weidewirtschaft und die Gewinnung von Heu aus dem ersten Grasschnitt.

Die Ergebnisse der Grasuntersuchungen zeigten für Cäsium-137 erwartungsgemäß starke regionale Unterschiede, die im Wesentlichen die Depositionssituation widerspiegeln. Im Osten von Österreich war die Belastung allgemein sehr gering. Die höchsten Werte wurden im Radstädter Raum (rund 15.000 Bq/kg) im oberen Mölltal (rund 7.100 Bq/kg) und im Koralpengebiet (rund 5.000 Bq/kg) gefunden.

Der erste Grasschnitt war ähnlich hoch belastet wie das Gras in der ersten Zeit nach dem Reaktorunfall. Da Gras des zweiten Schnittes nicht mehr direkt kontaminiert wurde, lagen die Cäsium-137-Werte in der Regel unter 370 Bq/kg und damit deutlich unter jenen des ersten Schnittes.

Eine weitere deutliche Absenkung der Werte zeigte sich ab dem Frühjahr 1987. In den meisten Fällen lagen die Cäsium-137-Werte dann auch in den hoch belasteten Gebieten unter 37 Bq/kg. Lediglich in Gebieten mit besonderer Bodenbeschaffenheit wurden noch höhere Werte gefunden.

Heu und Silagen

Heu des ersten Grasschnittes zeigte erwartungsgemäß deutlich höhere Cäsium-137-Werte als Heu des zweiten Schnittes. Umfangreiche Messungen von Heu aus dem ersten Schnitt zeigten die auch aus anderen Untersuchungen bekannte regionale Kontaminationssituation. Die höchsten Cäsium-137-Werte lagen über 3.700 Bq/kg. In der Steiermark wurden sehr detaillierte Heuuntersuchungen durchgeführt. Die Ergebnisse zeigten eine relativ kleinräumige Belastungsverteilung sowie eine starke Abnahme der Werte bei Heu des zweiten Schnittes.

Diese Untersuchungen bildeten mit weiteren Futtermittelanalysen die Grundlage für die in den Wintermonaten 1986/87 erfolgreich eingesetzten Fütterungspläne, mit denen hohe Belastungen von Fleisch vermieden werden konnten.

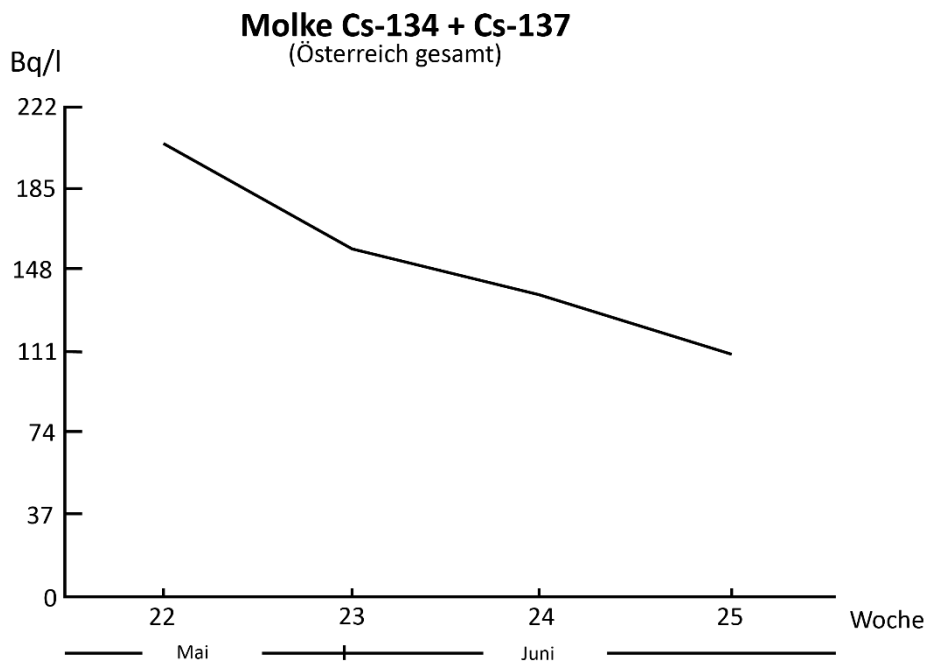
Im Gegensatz zu Heu war Silomais nur sehr gering mit Cäsium-137 belastet. In den meisten Proben lagen die Werte sogar unterhalb der Nachweisgrenze. Auch bei Stroh wurden im Allgemeinen niedrige Werte gemessen (unter 37 Bq/kg für die Summe von Cäsium-134 und Cäsium-137), wobei jedoch Stroh von Wintergerste mit bis zu zehnfach höheren Werten eine Ausnahme bildete.

Molke

Bei der Verarbeitung von Milch bleibt der Großteil des Radiocäsiums in der Molke zurück, was zu einer entsprechend hohen Belastung der Molke führt. In Abbildung 26 ist der Verlauf der Aktivitätskonzentration für die Summe von Cäsium-134 und Cäsium-137 in Molke als österreichweiter Mittelwert dargestellt.

Fast die Hälfte der angefallenen Molke wurde damals zur Schweinemast verwendet. Da die Verwendung von belasteter Molke teilweise zu Grenzwertüberschreitungen bei Schweinefleisch führte, wurde ein vorübergehendes Molkefütterungsverbot erlassen.

Abbildung 26 Verlauf der Aktivitätskonzentration für die Summe von Cäsium-134 und Cäsium-137 in Molke als österreichweiter Mittelwert in Bq/l



Klärschlamm

Der Eintrag von radioaktiven Stoffen aus dem Reaktorunfall von Tschernobyl in Kläranlagen war vorwiegend auf mit dem Niederschlag eingeschwemmte kontaminierte Bodenpartikel zurückzuführen. Für den Radiocäsiumgehalt der Abwässer und der Klärschlämme waren daher in erster Linie die Bodenkontamination im Einzugsgebiet einer Kläranlage, die Größe des Einzugsgebietes und die Art des Kanalnetzes (zum Beispiel getrennte oder gemeinsame Kanäle für Regenwasser und Schmutzwasser) ausschlaggebend.

Messungen an Klärschlämmen haben gezeigt, dass hohe Belastungen nur in den ersten Wochen nach dem Reaktorunfall aufgetreten sind. Zwar wurden für Cäsium-137 vereinzelt Spitzenwerte mit bis zu 62.900 Bq/kg in Klärschlämmen gemessen, jedoch lagen für die überwiegende Zahl der untersuchten Proben die Werte in einem Bereich von 370 Bq/kg bis 1.110 Bq/kg. Etwa ein Jahr nach dem Reaktorunfall lagen die Werte für Cäsium-137 selbst in höher belasteten Gebieten nur noch bei etwa 37 Bq/kg.

Zur Zeit des Reaktorunfalls von Tschernobyl wurde etwa ein Drittel der anfallenden Klärschlämme auf landwirtschaftliche Nutzflächen aufgebracht, wobei jedoch große regionale Unterschiede bestanden. Mit Hinblick auf die längerfristige Belastung der Böden mit

Cäsium-137 wurde die Ausbringung von Klärschlämmen, die von Mai bis Juli 1986 angefallen sind, auf landwirtschaftlich genutzte Flächen untersagt. Für die Ausbringung von danach angefallenen Klärschlämmen wurde für Cäsium-137 ein Grenzwert von 370 Bq/kg bezogen auf fünf Prozent Trockensubstanz festgelegt.

Maßnahmen zur Dosisreduktion

Bereits die erste Beurteilung der in Österreich durch den Reaktorunfall von Tschernobyl bewirkten Strahlendosen für die Bevölkerung ergab eindeutig, dass aufgrund der relativ niedrigen Dosen das Auftreten akuter Strahlenschäden völlig ausgeschlossen war. Um die Wahrscheinlichkeit von strahlenbedingten Krebserkrankungen, die auch bei niedrigen Dosen entstehen können, zu reduzieren, wurden Maßnahmen zur Verringerung der Strahlendosis gesetzt. Ziel der Maßnahmen war, die effektive Dosis für die Bevölkerung unter 1,67 mSv pro Jahr zu halten. Da sich rasch zeigte, dass in der ersten Zeit nach dem Reaktorunfall belastete Lebensmittel am meisten zur Dosis beitragen werden, konzentrierten sich die Maßnahmen vor allem auf den Bereich der Lebensmittel. Diese Maßnahmen haben auch am meisten zur Reduktion der Strahlendosis für die Bevölkerung beigetragen. Der Beitrag aller anderen Maßnahmen zur Verringerung der Dosis war nur sehr gering.

Maßnahmen im Bereich der Lebensmittel

Bereits am 2. Mai 1986 wurde ein Grenzwert für Iod-131 in der Milch festgelegt, Grenzwerte für andere Lebensmittel und Radionuklide folgten in den kommenden Tagen und Wochen. Grenzwertregelungen haben wesentlich zur Reduktion der Strahlendosis beigetragen und auch Vertrauen der Bevölkerung in die Sicherheit der Lebensmittel geschaffen.

Neben der Festlegung von Grenzwerten wurden in einigen Regionen für besonders belastete Produkte Ernteverbote erlassen, so etwa in der Steiermark für Ribisel. Weitere Maßnahmen waren das Fernhalten von hoch belasteten Lebensmitteln vom Markt, insbesondere durch Grenzwertkontrollen, Verkaufsverbote, Importverbote aus bestimmten Ländern und Schonzeitverlängerung für Wild. Auch Warnungen vor dem Verzehr von bestimmten stark belasteten Produkten (zum Beispiel Frischgemüse, bestimmte Pilzarten) wurden ausgesprochen.

Weiters wurden Maßnahmen gesetzt, um die Belastung der Lebensmittel zu reduzieren. Dazu zählten insbesondere Maßnahmen im Bereich der Tierfütterung (zum Beispiel

Grünfütterungs-, Weide- und Molkefütterungsverbote, Lebendtiermessungen vor der Schlachtung, Erstellen und Umsetzen von Fütterungsplänen, Kontrollen von Futtermitteln), der Milchverarbeitung (zum Beispiel Selektion von gering belasteter Milch zu Trinkzwecken und Verarbeitung höher belasteter Milch zu Milchprodukten, bei denen es zu einer Anreicherung von Radiocäsium kommt) sowie Einschränkungen für das Ausbringen von belasteten Klärschlämmen auf landwirtschaftliche Nutzflächen.

Näheres zu den Maßnahmen im Bereich der Lebensmittel ist im Kapitel „Lebensmittel“ zu finden.

Sonstige Maßnahmen

Neben den Maßnahmen im Bereich der Lebensmittel wurden nach dem Reaktorunfall noch weitere Maßnahmen gesetzt und Empfehlungen ausgesprochen. Im Folgenden werden einige dieser Maßnahmen und Empfehlungen kurz dargestellt.

Nach dem Auftreten von Dosisleistungswerten im Bereich von 1 $\mu\text{Sv/h}$ bis 10 $\mu\text{Sv/h}$ in den Morgenstunden des 30. April in Kärnten wurde dort Kindern und Schwangeren über den ORF empfohlen, in geschlossenen Räumen zu bleiben. Nach Vorliegen näherer Informationen wurde diese Empfehlung nach wenigen Stunden wieder aufgehoben. (Zum Vergleich: Die Dosisleistung in Flughöhe von Verkehrsflugzeugen liegt aufgrund der kosmischen Strahlung in einem Bereich zwischen 6 $\mu\text{Sv/h}$ und 10 $\mu\text{Sv/h}$.)

Am Nachmittag des 30. April wurde vom Spielen in Sandkästen abgeraten und empfohlen, die Schuhe abzuwischen und öfter als sonst die Hände zu waschen. Lastkraftwagen und Eisenbahnzüge aus Polen, Rumänien und der damaligen Sowjetunion wurden vom Bundesheer an den Grenzen stichprobenartig auf Kontamination überprüft und bei starker Kontamination dekontaminiert.

In der Nacht zum 1. Mai wurde zunächst eine Verschlechterung der Lage befürchtet. Nach Vorliegen näherer Informationen konnte jedoch von der zunächst ins Auge gefassten Empfehlung, am 1. Mai die Häuser nicht zu verlassen, abgesehen werden.

Am 1. Mai wurde davor gewarnt, Kinder im Freien spielen zu lassen. Weiters wurde vor dem Kontakt mit Pfützen, mit der freien Luft ausgesetzten Gegenständen sowie mit Haustieren gewarnt.

Die Bevölkerung wurde am 5. Mai informiert, dass Trinkwasser unbedenklich und die Versorgung mit unbedenklicher Frischmilch sichergestellt ist, da ausschließlich geprüfte Milch auf den Markt kommt. Es wurde empfohlen, die Vorsichtsmaßnahmen weiterhin einzuhalten, um die Strahlendosis möglichst gering zu halten. Wann diese Maßnahmen aufgehoben wurden und somit „Entwarnung“ gegeben wurde, lässt sich nicht mehr eruieren.

Dosisreduktion durch die gesetzten Maßnahmen

Zur Überprüfung der Wirksamkeit der gesetzten Maßnahmen wurde vom damaligen Bundesministerium für Gesundheit und Umwelt eine Studie in Auftrag gegeben. Es zeigte sich, dass die gesetzten Maßnahmen sehr unterschiedliche Auswirkungen auf die Dosisreduktion hatten. Während manche in der Öffentlichkeit sehr präsenste Maßnahmen kaum Einsparungen brachten, wurden durch andere, weniger beachtete Maßnahmen bedeutende Dosisreduktionen erzielt.

Die Studie hat ergeben, dass fast ausschließlich die Maßnahmen im Bereich der Lebensmittel zur Dosisreduktion beigetragen haben. Der Beitrag aller anderen Maßnahmen war nur sehr gering. Hauptsächlich haben folgende drei Maßnahmen zur Dosisreduktion beigetragen: Verkaufsverbot für Grüngemüse, Grünfütterungsverbot und Auswahl der Frischmilch in den Molkereien. Daneben leistete auch noch die Umsetzung von Fütterungsplänen in höher belasteten Gebieten einen nennenswerten Beitrag. Es wird geschätzt, dass durch die Maßnahmen im Bereich der Lebensmittel für die verschiedenen Altersgruppen etwa ein Drittel bis die Hälfte an Dosis eingespart werden konnte.

Weiters zeigte die Studie, dass die einige Maßnahmen sehr unterschiedlich zur Dosisreduktion bei den verschiedenen Altersgruppen beigetragen haben. So haben etwa das Grünfütterungsverbot und die Auswahl der Frischmilch in den Molkereien sehr wesentlich zur Dosisreduktion bei jüngeren Kindern beigetragen, jedoch deutlich weniger bei Erwachsenen.

Einige Maßnahmen haben nur sehr wenig zur Dosisreduktion beigetragen, aber beträchtliche unerwünschte Folgen gehabt. Ein Beispiel dafür ist das Verbot bzw. die starke Einschränkung des Ausbringens von Klärschlämmen. Die dadurch erzielte Dosisreduktion war mit rund 0,0004 mSv äußerst gering. Andererseits waren die Kosten der Klärschlammbeseitigung sowie die Probleme, die sich aus einer geänderten Entsorgung ergaben, beträchtlich.

Strahlendosis für die Bevölkerung in Österreich

Die umfangreichen Erhebungen der Lebensmittel- und Umweltkontamination lieferten ausreichendes Datenmaterial zur Abschätzung der durch den Reaktorunfall von Tschernobyl für die österreichische Bevölkerung bewirkten Strahlendosen. Um einen Gesamtüberblick zu bekommen, werden im Folgenden die aus den Expositionspfaden Ingestion, Inhalation und externe Strahlung sich ergebenden Strahlendosen wiedergegeben.

Die Ingestion lieferte den mit Abstand größten Beitrag zur Strahlendosis, gefolgt von der externen Strahlung. Die Inhalation war nur in den ersten Tagen nach dem Reaktorunfall während des Durchzugs der radioaktiven Luftmassen von gewisser Bedeutung, zur Strahlendosis trug sie lediglich einige wenige Prozent bei. In Tabelle 5 ist die mittlere effektive Dosis für die österreichische Bevölkerung aufgrund des Reaktorunfalls von Tschernobyl aufgeschlüsselt nach den einzelnen Expositionspfaden für die Jahre 1986 bis 1995 dargestellt.

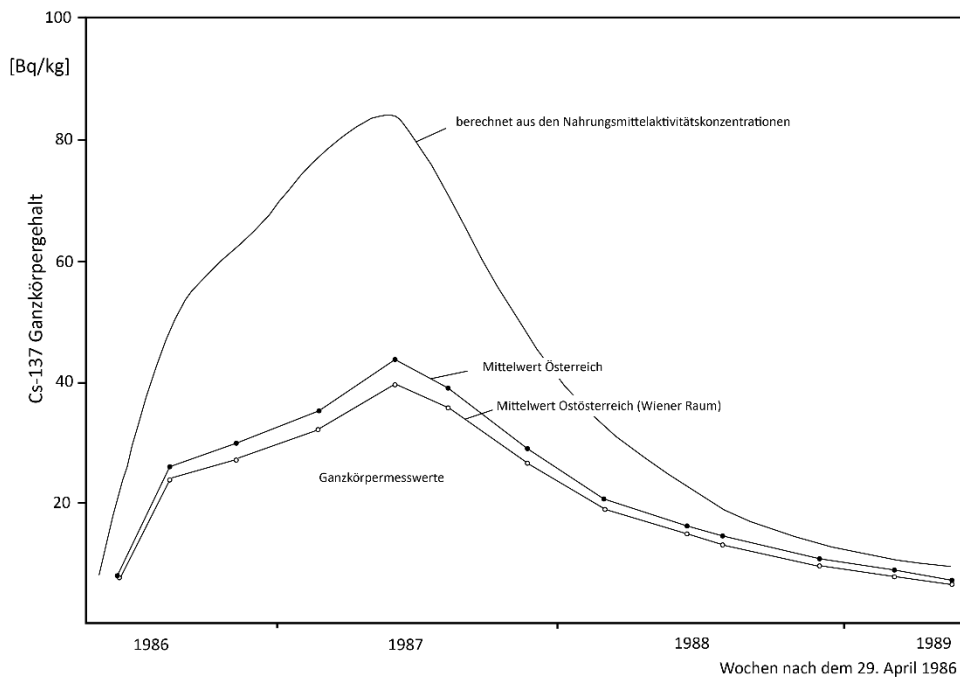
Tabelle 5 Mittlere effektive Dosis für die österreichische Bevölkerung für die Jahre 1986 bis 1995 in μSv ($1.000 \mu\text{Sv} = 1 \text{ mSv}$)

	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995
Externe Strahlung	94	49	37	22	20	19	18	17	16	14
Inhalation	25	–	–	–	–	–	–	–	–	–
Ingestion	285	266	41	27	19	15	11	10	6	5
Summe	404	315	78	49	39	34	29	27	22	19

Die in Tabelle 5 angeführten Werte für die Ingestionsdosis sind österreichweite Mittelwerte, die aus der mittleren Lebensmittelbelastung und den Verzehrsmengen berechnet wurden. Eine andere Möglichkeit, die Ingestionsdosis zu ermitteln, sind sogenannte Ganzkörpermessungen. Diese Methode erlaubt die direkte Ermittlung der in den Körper aufgenommenen Radioaktivität und damit eine zuverlässigere Abschätzung der Ingestionsdosis.

Ganzkörpermessungen wurden in Österreich nach dem Reaktorunfall von Tschernobyl an Personen aus unterschiedlich belasteten Regionen durchgeführt. Die Ergebnisse zeigten, dass die gemessenen Inkorporationswerte nicht mit den errechneten Werten übereinstimmten. Im Mittel lagen die gemessenen Werte um mehr als einen Faktor von zwei niedriger als die errechneten Werte. Die primären Gründe dafür sind, dass die tatsächlichen Verzehrsmengen niedriger sind als die statistisch erfassten Verzehrsmengen und dass mehr Proben in stärker belasteten Regionen gezogen wurden als in weniger belasteten. In Abbildung 27 sind die berechneten und die gemessenen Cäsium-137-Gehalte für die Jahre 1986 bis 1989 dargestellt.

Abbildung 27 Berechnete und die gemessene Cäsium-137-Gehalte für die Jahre 1986 bis 1989 in Bq/kg



Die Ergebnisse der Ganzkörpermessungen zeigten weiters, dass die Unterschiede der Inkorporation und damit der Ingestionsdosis mit einem Faktor von etwa zwei weitaus geringer als die Schwankungsbreiten der regionalen Bodenkontamination waren. Die regionale Bodenkontamination hat in der Regel also nur wenig Einfluss auf die Ingestionsdosis. Im Wesentlichen dürfte dies daran liegen, dass die meisten der konsumierten Lebensmittel keine regionalen Produkte sind, sondern aus verschiedenen, sowohl stark als auch gering kontaminierten Regionen Österreichs stammen. Dadurch kommt es zu dieser „Glättung“ der Ingestionsdosis im Vergleich zur Bodenkontamination.

Bei einzelnen Personen mit speziellen Ernährungsgewohnheiten (vorwiegend Konsum von regionalen Lebensmitteln sowie hoher Konsum von relativ stark belasteten Waldprodukten wie Wildpilzen, Wildbeeren und Wildfleisch) kann es in höher belasteten Gebieten auch zu deutlich höheren Ingestionsdosen als den in Tabelle 5 angeführten gekommen sein. Werte im Bereich von 10 mSv sind für solche Personen durchaus vorstellbar.

Neben der effektiven Dosis war auch die Schilddrüsendosis von Interesse, da Radioiod von der Schilddrüse aufgenommen und gespeichert wird, wodurch es zu einer hohen Strahlendosis für die Schilddrüse kommen konnte. Die Aufnahme von Iod-131 erfolgte hauptsächlich über Milch, Frischmilchprodukte und Blattgemüse, die Inhalation von Iod-131 spielte nur eine untergeordnete Rolle. Die aufgetretenen Schilddrüsendosen waren stark altersabhängig, wobei bei Säuglingen auch die Art der Ernährung eine wichtige Rolle spielte. Da Muttermilch deutlich weniger mit Iod-131 belastet war als Molkereimilch, war die Schilddrüsendosis von gesügten Kindern entsprechend geringer. Der Durchschnittswert der Schilddrüsendosis für drei Monate alte mit Muttermilch ernährte Säuglinge lag bei etwa 2,1 mSv, der Wert in hochbelasteten Gebieten bei etwa 2,8 mSv. Die entsprechenden Werte für mit Molkereimilch ernährte Säuglinge lagen bei 9,6 mSv bzw. 13,6 mSv. Für sechs Monate alte Säuglinge wurden jeweils etwas niedrigere Werte ermittelt. Ältere Kinder erhielten schon deutlich geringere Schilddrüsendosen, bei Erwachsenen erreichten diese nur noch Werte von 1 mSv bis 2 mSv.

Insgesamt bewirkte der Reaktorunfall von Tschernobyl in Österreich durchschnittlich eine effektive Dosis von etwa 1 mSv. Zum Vergleich dazu beträgt in Österreich die mittlere jährliche Strahlendosis durch natürliche Strahlenquellen (Radon, kosmische und terrestrische Strahlung, Ingestion natürlicher Radionuklide) etwa 4,3 mSv, die durch Röntgenuntersuchungen etwa 1,7 mSv.

Gesundheitliche Auswirkungen des Reaktorunfalls von Tschernobyl

Nach dem Reaktorunfall von Tschernobyl wurde mit umfangreichen Untersuchungen zu den gesundheitlichen Auswirkungen begonnen. Vor allem Personengruppen, die hohe Strahlendosen erhalten haben, waren und sind in diese Untersuchungen einbezogen. Dazu zählen die Notfallhelfer, die Aufräumarbeiter (die sogenannten „Liquidatoren“), die aus hoch belasteten Gebieten evakuierten Personen sowie die Einwohnerinnen und Einwohner der kontaminierten Gebiete in der Ukraine, in Weißrussland und in Russland. Im Folgenden wird auf die gesundheitlichen Auswirkungen auf diese Personengruppen sowie auf die gesundheitlichen Auswirkungen auf die österreichische Bevölkerung eingegangen. Zuvor werden kurz die unterschiedlichen Arten von Strahlenschäden erläutert.

Strahlenschäden

Ionisierende Strahlung kann folgende zwei Arten von Schäden hervorrufen: deterministische Strahlenschäden infolge von Zellschädigungen oder Zelltod und stochastische Strahlenschäden infolge von Veränderungen in Zellen, die aber ihre Teilungsfähigkeit beibehalten.

Klinisch feststellbare deterministische Strahlenschäden zeigen sich jedoch erst, wenn eine große Anzahl von Zellen betroffen ist. Daher gibt es für deterministische Strahlenschäden sogenannte Dosiswellenwerte. Unterhalb dieser Werte treten keine erkennbaren Schäden auf, oberhalb dieser Werte steigt der Schaden mit der Dosis an. Bei sehr hohen Dosen kann es zu einem vollständigen Verlust der Organ- oder Gewebefunktion und damit zum Tod kommen. Deterministische Strahlenschäden sind beispielsweise Hautrötungen, Haarverlust und das akute Strahlensyndrom sowie Fehlbildungen und geistige Retardierung nach einer Strahlenexposition im Mutterleib. Die Dosiswellen für deterministische Strahlenschäden liegen im Bereich von 100 mSv bis 1.000 mSv.

Zu den stochastischen Strahlenschäden zählen strahlenbedingte Krebserkrankungen, Leukämien sowie Erbkrankheiten bei Nachkommen von Personen, die einer Strahlenexposition ausgesetzt waren. Im Strahlenschutz wird angenommen, dass es für stochastische Strahlenschäden keine Dosiswellen gibt, solche Schäden also auch bei geringen Dosen auftreten können. Für die Wahrscheinlichkeit des Auftretens von stochastischen Strahlenschäden wird eine lineare Dosis-Wirkungs-Beziehung angenommen.

Gesundheitliche Auswirkungen in den stark belasteten Gebieten

Die im Folgenden präsentierten Daten zu den gesundheitlichen Auswirkungen stammen aus Berichten des United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (UNSCEAR). Dieser wissenschaftliche Ausschuss der Vereinten Nationen befasst sich mit den gesundheitlichen Auswirkungen ionisierender Strahlung. Für die UNSCEAR-Berichte wurden Artikel in wissenschaftlichen Journalen, Antworten der Regierungen der betroffenen Staaten auf Anfragen der Vereinten Nationen sowie auf Tagungen präsentierte, wissenschaftlich geprüfte Daten verwendet.

In Tabelle 6 sind die Strahlendosen, die die verschiedenen Personengruppen erhalten haben, zusammengestellt. Die höchsten Strahlendosen haben die rund 600 Notfallhelfer mit effektiven Dosen bis zu 20.000 mSv erhalten (nicht in der Tabelle 6 angeführt).

Tabelle 6 Strahlendosen für verschiedene Personengruppen in mSv

Personengruppe	Größe in Tausend	Mittlere Schilddrüsendosis	Mittlere effektive Dosis
Liquidatoren	530	Nicht bekannt	117
Evakuierte Personen	115	490	31
Einwohnerinnen und Einwohner kontaminierter Gebiete	6.400	102	9

Als kontaminierte Gebiete wurden willkürlich Gebiete mit einer Cäsium-137-Kontamination des Bodens von mehr als 37 kBq/m² definiert. Die Dosen für die Liquidatoren lagen in einem Bereich von unter 10 mSv bis über 1.000 mSv, wobei rund 85 Prozent im Bereich von 20 mSv bis 500 mSv lagen. Die angeführten mittleren effektiven Dosen enthalten nicht die Beiträge der Schilddrüsendosen. Bei den evakuierten Personen lagen die Schilddrüsendosen in

einem Bereich von 50 mSv bis 5.000 mSv. Bei den Einwohnerinnen und Einwohnern der kontaminierten Gebiete haben Vorschulkinder eine zwei- bis viermal höhere Schilddrüsenedosis als die in Tabelle 6 angeführte erhalten und 0,7 Prozent dieser Gruppe haben eine Schilddrüsenedosis über 1.000 mSv erhalten. Die hohen Schilddrüsenedosen sind hauptsächlich auf den Konsum von stark mit Iod-131 belasteter Milch zurückzuführen, wobei besonders Kinder und Kleinkinder die Leidtragenden waren. Eine Versorgung mit nicht oder nur gering kontaminierter Milch hätte zu deutlich geringeren Schilddrüsenedosen und damit deutlich weniger strahlenbedingten Schilddrüsenkrebskrankungen geführt (siehe unten). Ungefähr 150.000 der Einwohnerinnen und Einwohner der kontaminierten Gebiete haben eine effektive Dosis von mehr als 50 mSv in den ersten 20 Jahren nach dem Reaktorunfall erhalten.

Bei 134 Notfallhelfern wurde ein akutes Strahlensyndrom diagnostiziert, wovon 28 innerhalb der ersten vier Monate wegen der hohen Strahlendosen starben. Zwei weitere Notfallhelfer starben unmittelbar an Verletzungen, die nicht durch Strahlung verursacht wurden. Viele dieser Notfallhelfer erlitten auch schwere Hautverletzungen durch Beta-Strahlung. In den folgenden Jahren traten bei den Notfallhelfern, die das akute Strahlensyndrom überlebt haben, vermehrt Katarakte (grauer Star) auf, es kam zu Narbenbildungen und Geschwüren und 15 von ihnen mussten wegen Hautverletzungen operiert werden. Bestätigt wurden bei diesen Notfallhelfern weiters vier Krebskrankungen, drei myelodysplastische Syndrome sowie jeweils ein Fall von akuter myelomonoplastischer Leukämie und chronischer myeloischer Leukämie. Ob die letztgenannten Erkrankungen der Strahlenexposition zuzuordnen sind oder andere Ursachen haben, lässt sich nicht mit Sicherheit sagen. Für die Notfallhelfer, bei denen kein akutes Strahlensyndrom diagnostiziert wurde, gelten die Ergebnisse, die für die Liquidatoren gefunden wurden (siehe nächster Absatz).

Bei den Liquidatoren wurden keine akuten Strahlensyndrome diagnostiziert. Es gibt Hinweise auf einen Anstieg bei Leukämien, die jedoch statistisch nur schwach abgesichert sind. Außerdem sind die Ergebnisse der Dosisermittlung sehr unsicher, was die Interpretation der Daten zusätzlich erschwert, und in den Studien sind Inkonsistenzen vorhanden, die auf mögliche Einflussfaktoren hinweisen, die schwer zu berücksichtigen sind. Künftige Studien könnten hier vielleicht Klarheit schaffen, jedoch sinkt fünf bis 15 Jahre nach einer Strahlenexposition das Leukämierisiko wieder ab und die meisten neu diagnostizierten Leukämiefälle werden wahrscheinlich nicht strahlenbedingt sein. Bei den soliden Tumoren sind die Ergebnisse sehr unterschiedlich. Für einige Tumorarten wurde zwar ein Anstieg registriert, jedoch zeigte sich keine Korrelation mit den erhaltenen Strahlendosen. Im Gegensatz dazu

berichteten zwei russische Studien über Korrelationen zwischen der Sterblichkeitsrate durch solide Krebserkrankungen und der Dosis.

Bei den aus den hoch belasteten Gebieten evakuierten Personen sowie den Einwohnerinnen und Einwohnern der kontaminierten Gebiete in der Ukraine, in Weißrussland und in Russland sind erwartungsgemäß keine deterministischen Strahlenschäden aufgetreten, da die erhaltenen Strahlendosen weit unter den Dosissschwellen für deterministische Strahlenschäden lagen. Für Leukämien und solide Tumoren (ausgenommen Schilddrüsenkrebs) wurde kein Anstieg in diesen Bevölkerungsgruppen gefunden. Dies gilt auch für Ungeborene, die im Mutterleib einer Strahlenexposition ausgesetzt waren. Dass kein Anstieg von Leukämien und Krebserkrankungen gefunden wurde heißt nicht, dass es keine strahlenbedingten Fälle gab. Die erhaltenen Strahlendosen waren aber zu gering, um einen allfälligen Anstieg statistisch nachweisen zu können.

Eine Sonderstellung nimmt Schilddrüsenkrebs ein. Beginnend etwa fünf Jahre nach dem Reaktorunfall wurde in den kontaminierten Gebieten der Ukraine, Weißrusslands und Russlands ein starker Anstieg von Schilddrüsenkrebserkrankungen registriert. Betroffen davon waren Personen, die zur Zeit des Reaktorunfalls Kinder oder Jugendliche waren. Bei nach 1986 geborenen Personen wurde kein Anstieg gefunden. Bei Personen, die zur Zeit des Reaktorunfalls bereits erwachsen waren, gibt es keine deutlichen Hinweise auf einen Anstieg. Bis 2015 wurden 19.233 Fälle bei Personen registriert, die zur Zeit des Reaktorunfalls jünger als 18 Jahre gewesen sind (aktuellere Daten liegen nicht vor). Rund ein Viertel davon wird auf den Reaktorunfall zurückgeführt (möglicher Bereich: 0.07 bis 0.5). Neun der betroffenen Personen starben an Schilddrüsenkrebs, sechs davon an anderen Ursachen.

Herz-Kreislauf-Erkrankungen und autoimmune Schilddrüsenentzündungen können ebenfalls durch hohe Strahlendosen induziert werden. Ein strahlenbedingter Anstieg dieser Erkrankungen wurde in der betroffenen Bevölkerung nicht nachgewiesen. Bei den Liquidatoren gibt es jedoch Hinweise auf ein vermehrtes Auftreten von Herz-Kreislauf-Erkrankungen und zerebrovaskuläre Erkrankungen.

Der Reaktorunfall von Tschernobyl hatte auch schwere wirtschaftliche, soziale und gesellschaftliche Konsequenzen. Diese Folgen können auch Auswirkungen auf die Gesundheit und das Wohlbefinden der Betroffenen haben. So zeigten sich vermehrt Stresssymptome und Depressionen, allgemeine Angstzustände und medizinisch nicht erklärbare körperliche Krankheitssymptome. Diese Erkrankungen sind als Folgen des Reaktorunfalls zu werten, jedoch nicht als direkte Folgen der Strahlenexposition. Vermutet wird, dass vor allem Angst

vor der Strahlung, Misstrauen in die damalige Regierung, schlechte Kommunikation und Fehlinformationen, der Zusammenbruch der Sowjetunion kurz nach dem Reaktorunfall und die Verschlechterung der ökonomischen Situation dafür verantwortlich waren.

Gesundheitliche Auswirkungen in Österreich

Der Reaktorunfall von Tschernobyl bewirkte in Österreich insgesamt eine durchschnittliche effektive Dosis von etwa 1 mSv, was in etwa einem Viertel der mittleren jährlichen effektiven Dosis von etwa 4,3 mSv durch natürliche Strahlenquellen (Radon, kosmische und terrestrische Strahlung, Ingestion natürlicher Radionuklide) entspricht. Über die gesamte Lebenszeit summiert ergeben die natürlichen Strahlenquellen eine effektive Dosis im Bereich von 300 mSv bis 400 mSv. Die Lebenszeitdosis wurde durch den Reaktorunfall von Tschernobyl somit lediglich um etwa 0,3 Prozent erhöht.

Wegen der geringen Strahlendosen, die weit unterhalb der Dosisschwellen für deterministische Strahlenschäden lagen, war in Österreich das Auftreten von deterministischen Strahlenschäden nach dem Reaktorunfall von vornherein ausgeschlossen.

Anders zu betrachten sind stochastische Strahlenschäden, von denen im Strahlenschutz angenommen wird, dass es keine Dosisschwelle gibt. Solche Schäden können also auch bei geringen Dosen auftreten. Unter Annahme der Gültigkeit einer linearen Dosis-Wirkungs-Beziehung für die Wahrscheinlichkeit des Auftretens von stochastischen Strahlenschäden ergeben sich für Österreich hypothetisch insgesamt etwa 400 durch den Reaktorunfall von Tschernobyl bewirkte Krebserkrankungen im Laufe von einigen Jahrzehnten. Im Zeitraum von 1990 bis 2024 wurden in Österreich insgesamt etwa 1,4 Millionen Krebserkrankungen registriert. Daraus ist klar ersichtlich, dass mit statistischen Methoden die hypothetischen etwa 400 im Laufe von einigen Jahrzehnten durch den Reaktorunfall induzierten Krebserkrankungen weder nachgewiesen noch ausgeschlossen werden können.

Anmerkung zum Bericht

Die in diesem Bericht präsentierten Ergebnisse der Radioaktivitäts- und Strahlenmessungen stammen zum Großteil aus den Berichten „Tschernobyl und die Folgen für Österreich“ des Umweltbundesamtes vom November 1986 sowie „Die Auswirkungen des Reaktorunfalls von Tschernobyl auf Österreich – 2., verbesserte Auflage“ des Bundeskanzleramtes aus dem Jahr 1988.

Die Messergebnisse aus der ersten Zeit nach dem Reaktorunfall liegen größtenteils nicht mehr als Einzelwerte, sondern nur mehr in Form von Grafiken in den beiden oben genannten Berichten vor. Deshalb konnten keine neuen Grafiken generiert werden und es wurden die originalen Grafiken aus diesen Berichten übernommen. Die Beschriftung der Grafiken wurde jedoch auf die aktuell gültigen Einheiten geändert.

Literaturverzeichnis

Umweltbundesamt: Tschernobyl und die Folgen für Österreich. November 1986.

Bundeskanzleramt: Die Auswirkungen des Reaktorunfalls von Tschernobyl auf Österreich; 2. verbesserte Auflage. Bericht 2/88 aus 1988.

Bundeskanzleramt: Die Auswirkungen des Reaktorunfalls von Tschernobyl auf Österreich; Folgestudien. Bericht 6/89 aus 1989.

Bundeskanzleramt: Radioaktivitätsmessungen in Österreich 1988 und 1989 – Daten und Bewertung. Bericht 2/91 aus 1991.

Zechner, Josef/Mück, Konrad: Die Strahlenexposition der österreichischen Bevölkerung nach dem Reaktorunfall und die Maßnahmen zu deren Reduktion. In: Zehn Jahre nach Tschernobyl, eine Bilanz. Stuttgart, Lübeck, Ulm 1996.

UNSCEAR: Sources and Effects of Ionizing Radiation – UNSCEAR 2008. Annex D (Health effects due to radiation from the Chernobyl accident). New York 2011.

UNSCEAR: Evaluation of Data on Thyroid Cancer in Regions Affected by the Chernobyl accident. New York 2018.

