

TSCHERNOBYL UND DIE FOLGEN FÜR ÖSTERREICH

Monographien Band 1

Wien, November 1986

Projektleiter: F. Schönhofer

Weitere Autoren: W. Ecker, H. Hojesky, W. Junger, K. Kienzl, H. Nowak, A. Riss,
P. Vychytil, J. Zechner

Redaktion: K. Kienzl, A. Riss

Layout: M. Häupl

Grafiken: W. Eilmsteiner, J. Groß, M. Häupl, U. Hirnschrodt, H. Leitner, Z. Vass

Repros: B. Gröger

Textherstellung: B. Lackner, A. Wiesmahr

Titelbild: Die im April 1985 mit Hilfe des Erdbeobachtungssatelliten Landsat TM (Thematic Mapper) erstellte Aufnahme zeigt die Kernreaktoranlage in Tschernobyl aus ca. 720 km Höhe. An den einzelnen Farben ist die Oberflächentemperatur erkennbar. So sind im Anlagenbereich des Reaktors die heißen Betriebsanlageteile (Kamine, Kessel, etc.) rötlich-gelb, das Kühlwasser, das nach Verlassen der Reaktoranlage außerordentlich erwärmt ist, ist in den Farben rot, gelb etc. deutlich erkennbar.

Das vergrößerte Ausschnittbild zeigt die Reaktoranlage drei Tage nach dem Unfall, am 29. April 1986. Der Pfeil bezeichnet den Unglücksreaktor, der rot-gelbe Fleck rührt von den während des Brandes herrschenden Temperaturen her. Anhand der Färbung des Kühlwassers ist zu erkennen, daß sämtliche Reaktoren zu diesem Zeitpunkt bereits außer Betrieb waren.

(Quelle: Earth Observation Quarterly, no.14, June 1986. Hrsg.: ESA Publications Divisions, "Earth Observation Quarterly", ESTEC, Keplerlaan 1, 2200 Ag Noordwijk - The Netherlands. Bilderstellung: Dr. R. Haydn, Gesellschaft für Angewandte Fernerkundung mbH (GAF), München.)

Impressum

Medieninhaber und Herausgeber: Umweltbundesamt, 1010 Wien, Biberstraße 11
Druck: Fa. Riegelnik, 1080 Wien

© Umweltbundesamt, Wien, November 1986
erweiterte Neuauflage 1990
Alle Rechte vorbehalten
ISBN 3-85457-061-9

TSCHERNOBYL UND DIE FOLGEN FÜR ÖSTERREICH **(Kurzfassung)**

1 Der Reaktorunfall von Tschernobyl

Am 26. April 1986 ereignete sich in einem Kernkraftwerk in Tschernobyl in der Ukraine, 120 km nördlich von Kiew der bisher schwerste Unfall in der Geschichte der friedlichen Nutzung der Kernenergie.

Der betroffene Reaktor ist einer von vier Blöcken des Typs RBMK-1000, ein graphitmoderierter Druckröhrenreaktor mit 1000 MW elektrischer Leistung, der nur in der Sowjetunion verwendet wird.

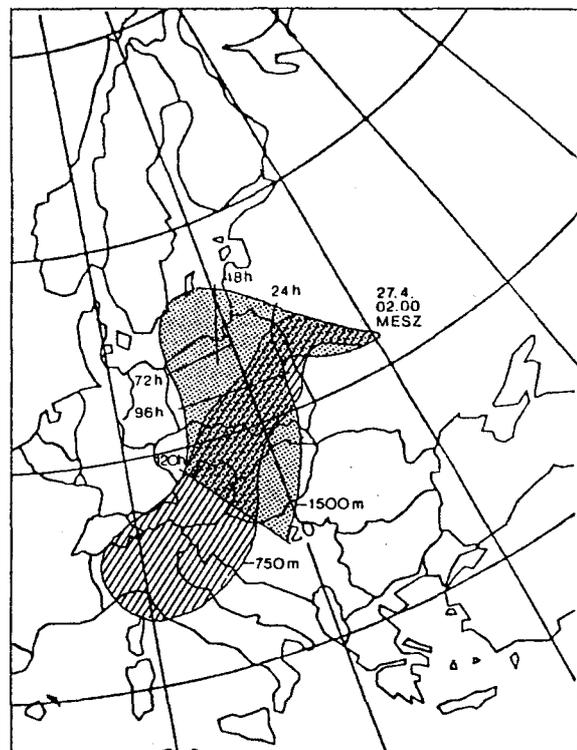
Der Unfall ereignete sich als Folge eines elektrotechnischen Experiments, das nicht zur Betriebsroutine gehörte. Im Verlauf dieses Experiments verstieß die Betriebsmannschaft gegen zahlreiche Sicherheitsvorschriften. Dabei wurde auch die automatische Reaktorabschaltung außer Betrieb gesetzt. Erhöhte Dampfproduktion als Folge des Experiments führte zu einem Leistungsanstieg, der nicht mehr kontrolliert werden konnte und eine teilweise Kernschmelze verursachte. Eine Dampfexplosion zerstörte die Kühlkanäle, die Abdeckplatte des Reaktorkerns und das Dach des Reaktorgebäudes. Der Graphit des Reaktorkerns begann zu brennen. Durch die Explosion und den Graphitbrand gelangten große Mengen radioaktiver Spaltprodukte in Höhen bis 1500 m und wurden über weite Teile Europas verfrachtet.

2 Verfrachtung radioaktiver Spaltprodukte nach Österreich

Österreich wurde erstmals am Nachmittag des 29. April 1986 von Luftmassen aus dem Unfallgebiet erreicht, was zu leichten Erhöhungen der Radioaktivität im Nordosten Österreichs führte.

Am 30. April und am 1. Mai gelangten größere Mengen radioaktiver Spaltprodukte über unser Bundesgebiet und wurden je nach Niederschlagsmenge in regional sehr unterschiedlichem Ausmaß aus der Luft auf den Boden ausgewaschen.

Die Abbildung zeigt Zugbahnen der Luft aus dem Unfallgebiet, die Österreich erreichten. Luftmassen, die Tschernobyl am 27. April in geringerer Höhe (750 m) verließen, kamen bereits am 29. April nach Österreich, während Luftmassen aus größerer Höhe (1500 m) unser Bundesgebiet am darauffolgenden Tag überstrichen.

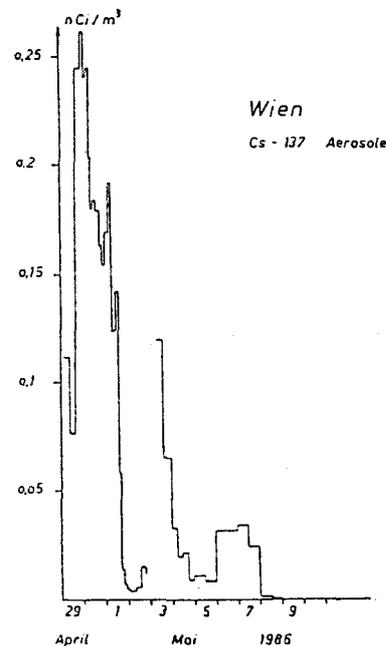
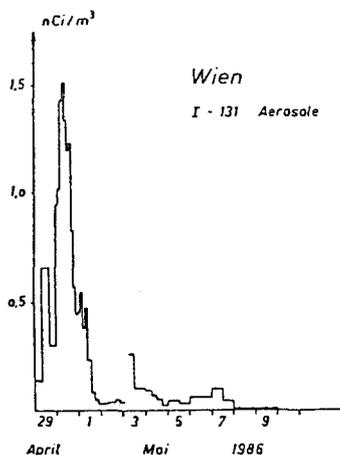


3 Radioaktive Stoffe in der Luft

In der Folge des Reaktorunfalls in Tschernobyl wurden verschiedene radioaktive Spaltprodukte über Europa und auch nach Österreich transportiert. Nach Menge und Gefährlichkeit sind die folgenden radioaktiven Nuklide am wichtigsten:

Radionuklide	Halbwertszeit
Jod (J)-131	8,04 Tage
Cäsium (Cs)-137	30 Jahre
Cäsium (Cs)-134	2,1 Jahre
Strontium (Sr)-90	28,5 Jahre
Strontium (Sr)-89	51 Tage
Ruthenium (Ru)-103	39,5 Tage
Ruthenium (Ru)-106	368 Tage
Tellur (Te)-132	78 Stunden

Die höchste Konzentration radioaktiver Spaltprodukte in der Luft wurde am 30. April in Wien festgestellt. Im Osten Österreichs war die Radioaktivität der Luft am höchsten, im Westen und Süden wesentlich geringer. Die folgende Abbildung zeigt den zeitlichen Verlauf der Konzentration von Jod-131 und Cäsium-137 in den Schwebstoffen der Luft ("Aerosolen") in Wien. Im Laufe des 30. April kam es zu einem steilen Anstieg und schon in der Nacht zum 1. Mai zu einem Abfall der Luftradioaktivität. Am 3. Mai und am 6. bzw. 7. Mai waren weitere kleinere Anstiege zu verzeichnen.



In Bregenz lag die Konzentration des Jod-131 in der Luft ungefähr bei einem Zehntel und die des Cäsium-137 bei einem Drittel der Werte von Wien.

4 Ablagerung radioaktiver Stoffe durch Niederschläge

Die radioaktiven Nuklide wurden in erster Linie mit Niederschlägen aus der Luft auf den Boden ausgewaschen.

In Österreich regnete es zum Zeitpunkt der höchsten Luftkonzentrationen am 30. April und in den ersten Tagen des Mai in regional sehr unterschiedlichem Ausmaß. Das führte zu einer groß- und kleinräumig sehr unterschiedlich hohen Ablagerung von radioaktiven Nukliden und zu unterschiedlich hohen Werten der Dosisleistung, die mit dem Meßnetz des damaligen Bundesministeriums für Gesundheit und Umweltschutz gut erfaßt werden konnte.

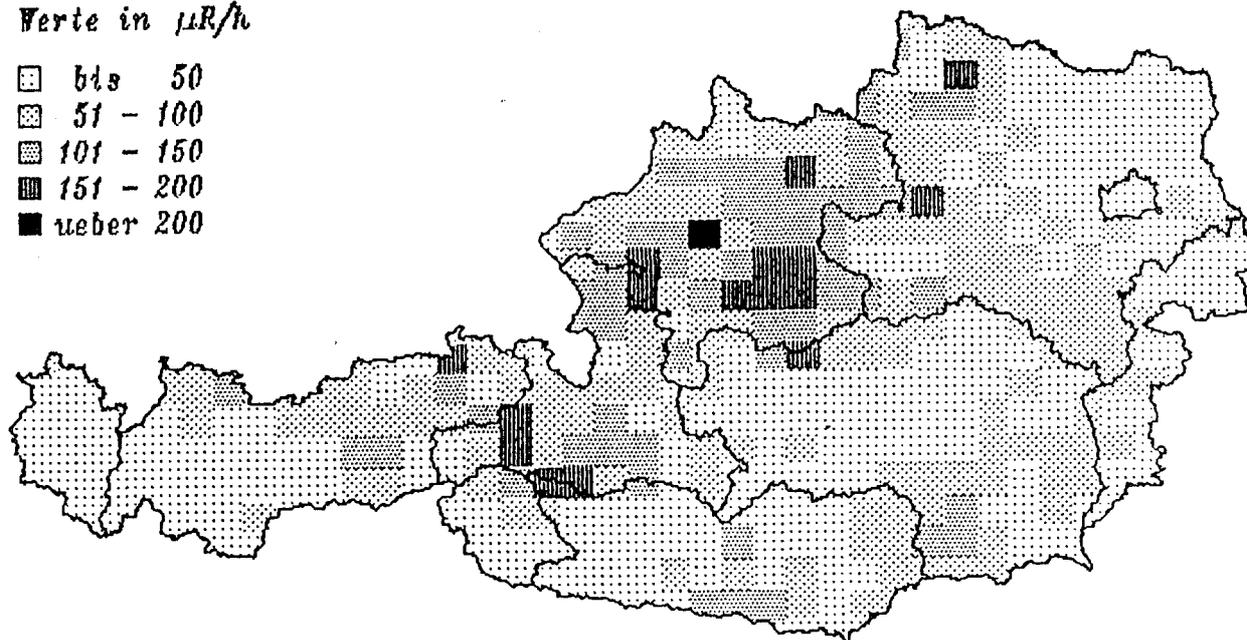
Dieses Strahlenfrühwarnsystem besteht aus einem flächendeckenden Netz von 336 Meßstationen, die in Siedlungen installiert sind und permanent die Meßdaten in die Warnzentralen übermitteln.

Die Meßsonden registrieren die Dosisleistung in Mikroröntgen pro Stunde ($\mu\text{R/h}$), die von der Strahlung der am Boden abgelagerten Spalt- und Aktivierungsprodukte, von der Radioaktivität in der Luft und aus natürlichen Quellen herrührt. Aus den Meßwerten läßt sich die Belastung der Bevölkerung durch äußere Strahlung abschätzen.

Die örtlichen Maximalwerte der Dosisleistung wurden je nach Einsetzen der Niederschläge am 1. oder 2. Mai registriert. Die Karte zeigt, daß vor allem in weiten Teilen Oberösterreichs und in einigen Gebieten Salzburgs höhere Werte erreicht wurden. Der höchste Wert trat in Oberösterreich mit $270 \mu\text{R/h}$ auf. Die Dosisleistung der natürlichen Strahlung liegt je nach örtlichen Gegebenheiten etwa zwischen 5 und $15 \mu\text{R/h}$.

Werte in $\mu\text{R/h}$

- bis 50
- ▤ 51 - 100
- ▥ 101 - 150
- ▧ 151 - 200
- ueber 200



In den darauffolgenden Wochen kam es durch den Zerfall der kurzlebigen radioaktiven Nuklide wie Tellur-132 und Jod-131 sowie durch Abwaschungs-

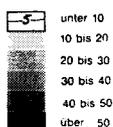
prozesse zu einem stetigen Absinken der Dosisleistung. Ende Mai wurden bereits an allen Meßstationen Werte unter $50 \mu\text{R/h}$ registriert.

5 Lokale Unterschiede der radioaktiven Ablagerungen

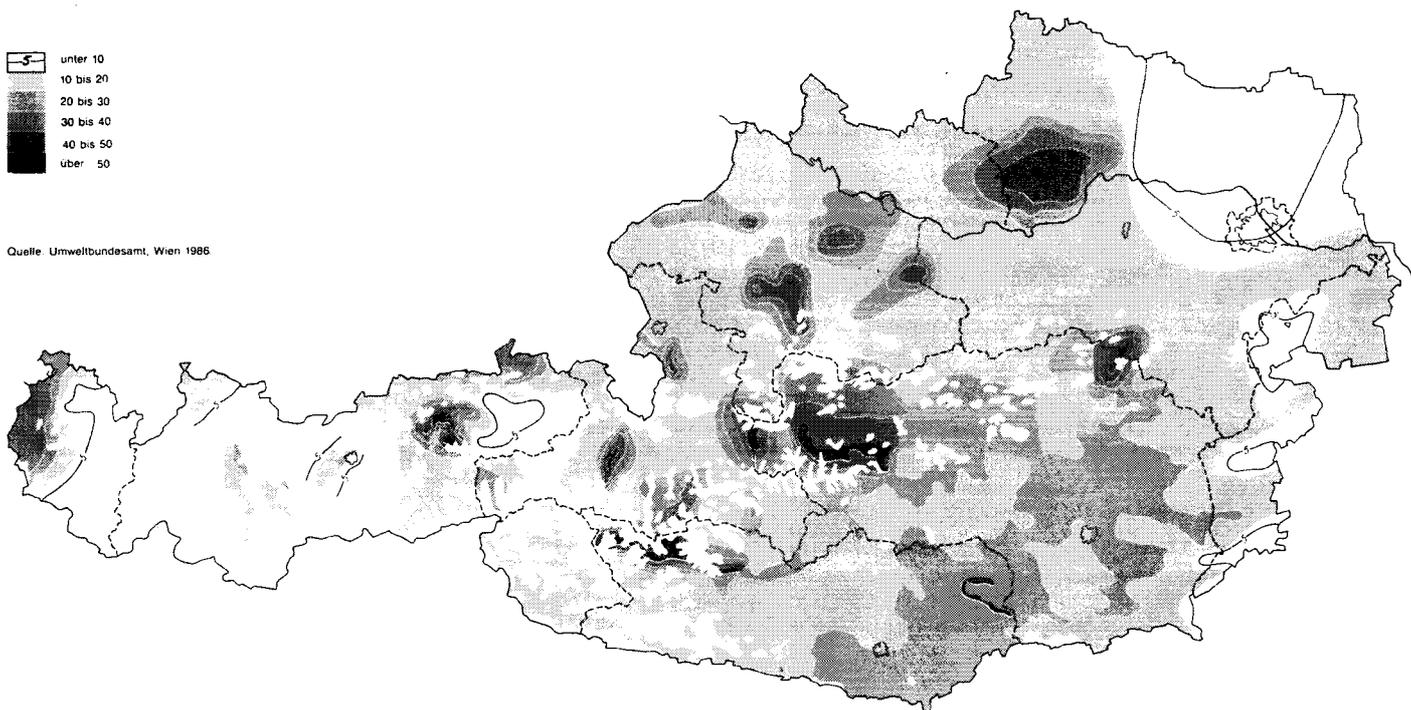
Um einen Überblick über die lokalen Unterschiede in der Ablagerung von Radionukliden zu gewinnen, der vor

allem in Hinblick auf die Lebensmittelproduktion notwendig ist, wurden österreichweit Messungen der Cäsium-137-Belastung von Gras durchgeführt. In der folgenden Karte sind Belastungszentren dargestellt.

BELASTUNG VON GRAS DURCH Cs-137 IN TAL- UND BECKENLAGEN (MAI BIS JULI 1986)

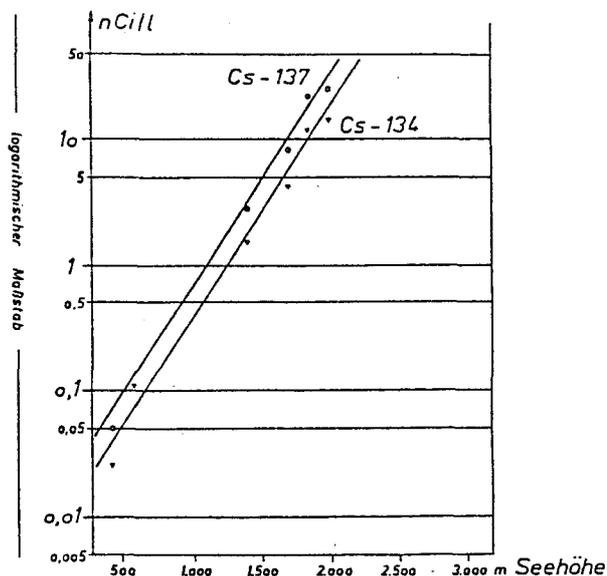


Quelle: Umweltbundesamt, Wien 1986



In höher gelegenen Regionen kann die Menge der abgelagerten radioaktiven Nuklide wesentlich größer sein als in Tallagen, wie am Beispiel der Rax (Niederösterreich) gezeigt wird.

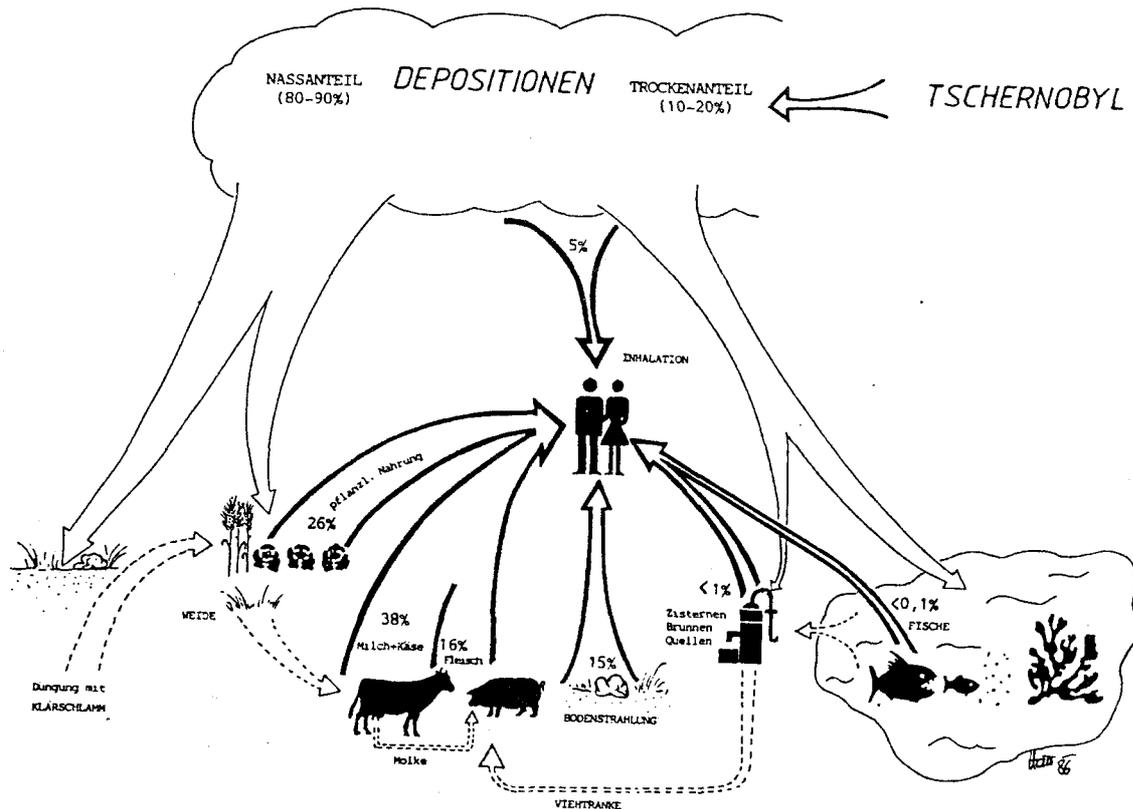
Aktivität von Schnee und Regen
Rax, NÖ 4. Mai 1986



6 Radioaktive Belastung der Lebensmittel

Die folgende Abbildung gibt einen Überblick über die verschiedenen Wege der

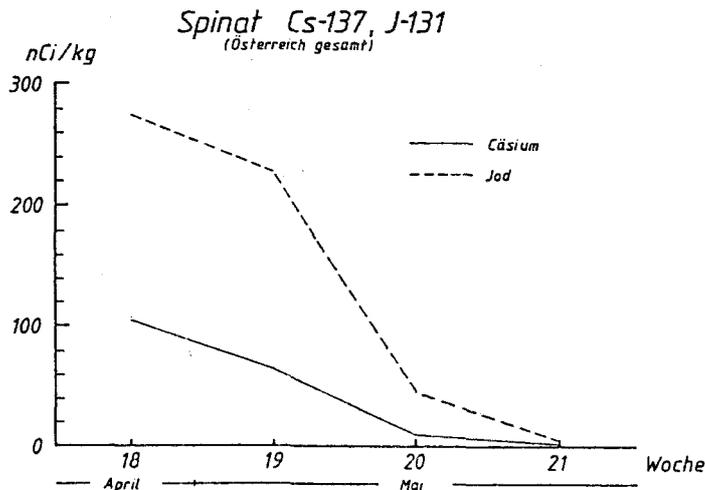
Strahlenbelastung des Menschen, wobei sich die Prozentangaben auf die Anteile der einzelnen Belastungswege an der Gesamtdosis von Erwachsenen im ersten Folgejahr beziehen.



Die Zufuhr radioaktiv kontaminierter Lebensmittel verursachte ca. 80% der Gesamtdosis. Deshalb konzentrierten sich die Maßnahmen der Behörde vor allem auf die Reduktion der Strahlenbelastung durch Lebensmittel.

Da sich radioaktive Nuklide auf der Oberfläche der Pflanzen ablagerten,

waren alle Pflanzen, die direkt dem Fallout ausgesetzt waren, hoch belastet. Der Verkauf von Freilandgemüse mußte deshalb in den ersten Wochen verboten werden. In der folgenden Abbildung ist der zeitliche Verlauf der Belastung des Spinats mit Jod-131 und Cäsium-137 im österreichischen Durchschnitt dargestellt.



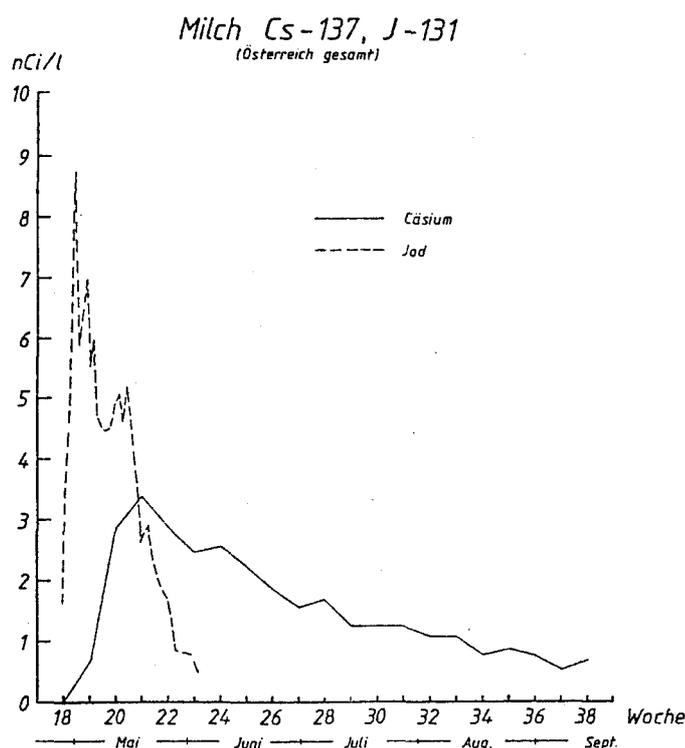
Jod-131 stellte wegen der kurzen Halbwertszeit von 8 Tagen nur für einige Wochen ein Problem dar. Allerdings ist es wegen seiner Anreicherung in der Schilddrüse besonders problematisch.

Cäsium-137 (Halbwertszeit 30 Jahre) und Cäsium-134 (Halbwertszeit 2,1 Jahre) sind für die längerfristige Dosisbelastung der Bevölkerung die wichtigsten radioaktiven Nuklide.

Strontium-90 (Halbwertszeit 28,5 Jahre) und zahlreiche weitere Nuklide wurden in wesentlich geringerem Ausmaß abgelagert als radioaktives Cäsium und

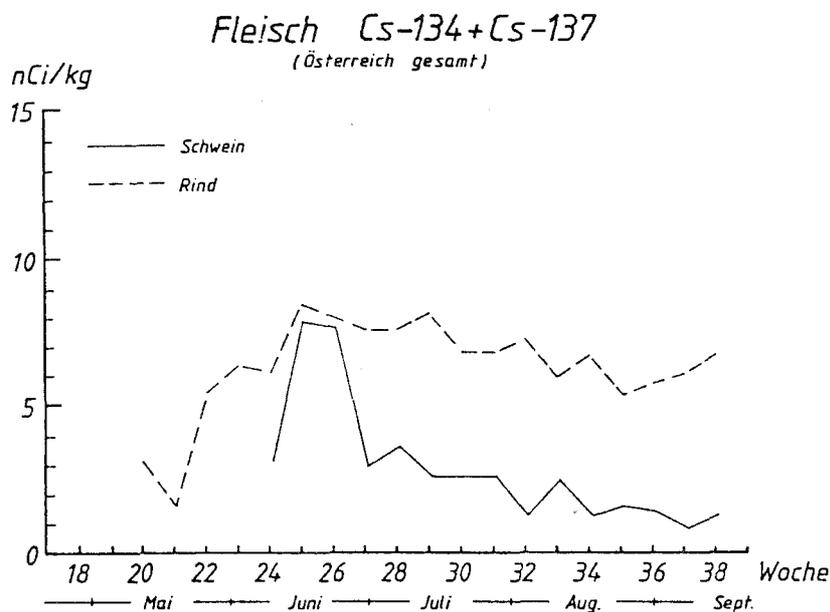
spielen in der gesamten Dosisbelastung der Bevölkerung nur eine geringe Rolle.

Die größten Probleme traten in der Grünlandwirtschaft durch das Gras, das direkt dem Fallout ausgesetzt war, auf. Über den Weg Gras – Kuh trat das Jod-131 innerhalb kürzester Zeit in der Milch auf. Erst mit einiger Verzögerung stiegen die Cäsiumwerte in der Milch an, wie die folgende Abbildung zeigt. Ende Mai war das Jod-131 fast vollständig zerfallen. Die Cäsiumkonzentrationen in der Milch gingen in dem Maß zurück, wie nachwachsendes, wesentlich weniger belastetes Gras verfüttert wurde.



Fleisch wird ebenfalls über die Futtermittel mit Cäsium belastet. Die Abbildung zeigt den Verlauf der Cäsiumbelastung von Schweine- und Rindfleisch. In

Schweinefleisch konnte radioaktives Cäsium durch das Verbot der Verfütterung belasteter Molke niedrig gehalten werden.



Die Verfütterung von Heu aus dem ersten Schnitt ließ für den Winter 1986/87 einen nochmaligen Anstieg der Cäsiumbelastung in Milch und Fleisch erwarten.

Es wurden daher mit Erfolg Futteraktionen durchgeführt, durch die das stark belastete Heu durch gering belastete Futtermittel ersetzt werden sollte. Bei einer Fütterung der Rinder mit unbelastetem Futter einige Wochen vor der Schlachtung konnte die radioaktive Belastung des Fleisches deutlich herabgesetzt werden.

Cäsium aus dem Fallout wurde von den Blättern der Pflanzen aufgenommen und in Früchte und Wurzeln verlagert. So kamen die radioaktiven Belastungen von Obst und von Wintergetreide, das zum Zeitpunkt des Fallouts bereits ca. 30 cm hoch war, zustande.

Im Boden werden radioaktive Nuklide im allgemeinen fest gebunden und sind für Pflanzen nur zu einem sehr geringen Teil

verfügbar. Die Aufnahme von radioaktiven Nukliden über die Wurzeln ist daher gering. Gemüse, das nach dem Fallout angebaut wurde, war praktisch frei von künstlicher Radioaktivität.

Grundwasser und Quellwasser war bis auf einzelne Ausnahmefälle kaum radioaktiv belastet, da die radioaktiven Nuklide in der obersten Bodenschicht festgehalten werden. Bei Trinkwasser traten deshalb kaum Probleme auf. Einzelne Erhöhungen wurden in Karstgebieten festgestellt.

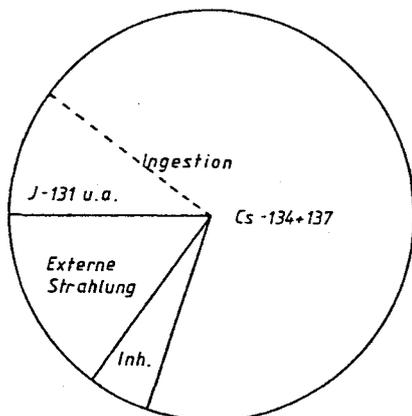
Klärschlämme aus den ersten Monaten nach dem Reaktorunfall waren hoch radioaktiv belastet. Durch Oberflächenabschwemmungen gelangten die radioaktiven Nuklide in die Kläranlagen und wurden im Klärschlamm angereichert. Um eine zusätzliche radioaktive Belastung zu vermeiden, wurde deshalb eine Ausbringung dieser Klärschlämme auf landwirtschaftliche Nutzflächen eingeschränkt bzw. verboten.

7 Strahlenbelastung der österreichischen Bevölkerung durch den Reaktorunfall

Die Strahlenbelastung der österreichischen Bevölkerung erfolgte auf drei Belastungswegen:

- o durch die Strahlung von außen (externe Strahlenbelastung);
- o durch das Einatmen radioaktiver Nuklide (Strahlenbelastung durch Inhalation);
- o durch Aufnahme radioaktiver Nuklide mit den Lebensmitteln (Strahlenbelastung durch Ingestion).

Die aus Meßergebnissen der Umwelt- und Lebensmittelbelastungen errechneten Beiträge der einzelnen Belastungswege zur Gesamtbelastung (in Form von Effektivdosen) für das erste Folgejahr sind für Erwachsene in der folgenden Abbildung wiedergegeben.



Für Kinder ab 1 Jahr und für Erwachsene steht die Strahlenbelastung durch die Nahrungsaufnahme im Vordergrund. Bei Nichtbeachtung der Ernährungsempfehlungen gilt dies auch für Säuglinge.

Die Wirkung der Strahlen auf den Menschen wird in rem bzw. mrem (millirem = 1/1000 rem) angegeben. Die Strahlenschutzverordnung, an der man sich orientierte, erlaubt 167 mrem zusätzliche

Strahlenbelastung pro Jahr für Einzelpersonen der Gesamtbevölkerung.

Externe Strahlenbelastung

Die externe Strahlenbelastung ist vor allem auf die radioaktiven Nuklide zurückzuführen, die durch Regenfälle auf dem Boden abgelagert wurden. Die daraus resultierende durchschnittliche externe Strahlenbelastung lag bis April 1987 bei 13 mrem (Schwankungsbereich aufgrund regionaler Unterschiede 4,2 bis 31 mrem).

Strahlenbelastung durch Inhalation

Die für die Dosisbelastung durch Einatmung bedeutsamen Radionuklide waren Jod-131, Ruthenium-106 und Tellur-132. Aus den Luftkonzentrationswerten lassen sich Effektivdosen zwischen 4 mrem (Bregenz) und 12 mrem (Wien) errechnen.

Die Inhalation hat somit einen geringen Beitrag zur Strahlenbelastung der Bevölkerung verursacht. Wegen des geringeren Atemvolumens wurden Kinder trotz der höheren Empfindlichkeit gegen Jod-131 kaum stärker durch Inhalation belastet als Erwachsene.

Strahlenbelastung durch Ingestion

a) Jod-131-Phase

Die Jod-131-Phase dauerte wegen des raschen Zerfalls ca. 3 Wochen. Die Zufuhr von Jod-131 erfolgte vor allem über Frischmilch und Frischmilcherzeugnisse sowie über Frischgemüse. Jod wird in der Schilddrüse konzentriert. Die Schilddrüsendosis läßt sich in die sogenannte Effektivdosis umrechnen, die ein Maß für die Belastung des Gesamtkörpers darstellt.

Aus den Jod-131-Werten in der Nahrung und den statistischen Ernährungs-

daten der Bevölkerung ergeben sich für die Ingestion durchschnittliche Schilddrüsendosen zwischen 0 mrem (mit Babynahrung ernährte Säuglinge) und 963 mrem (mit Kuhmilch ernährte Säuglinge). Der Erwachsene hat eine mittlere Dosis von 125 mrem (Schilddrüse) durch Jod-131 aus der Nahrung aufgenommen. Auch die Belastung der gestillten Säuglinge war dank der niedrigen Jod-131-Werte in der Frauenmilch mit etwa 210 mrem Schilddrüsendosis (= ca. 6,3 mrem Effektivdosis) sehr gering.

Für die Bevölkerung von hochbelasteten Gebieten liegt die aus Jod-131 in der Milch resultierende Schilddrüsendosis bei 140 %, in niedrig belasteten Gebieten bei 75 % der österreichischen Durchschnittswerte.

b) Cäsium-134 und -137-Phase

Cäsium wird in menschlichen Körper über die meisten Gewebe relativ gleichmäßig verteilt.

Bei Kindern und Schwangeren erfolgt die Cäsiumausscheidung wesentlich rascher als beim durchschnittlichen

Erwachsenen, sodaß deren Strahlenbelastung durch Cäsium geringer bleibt.

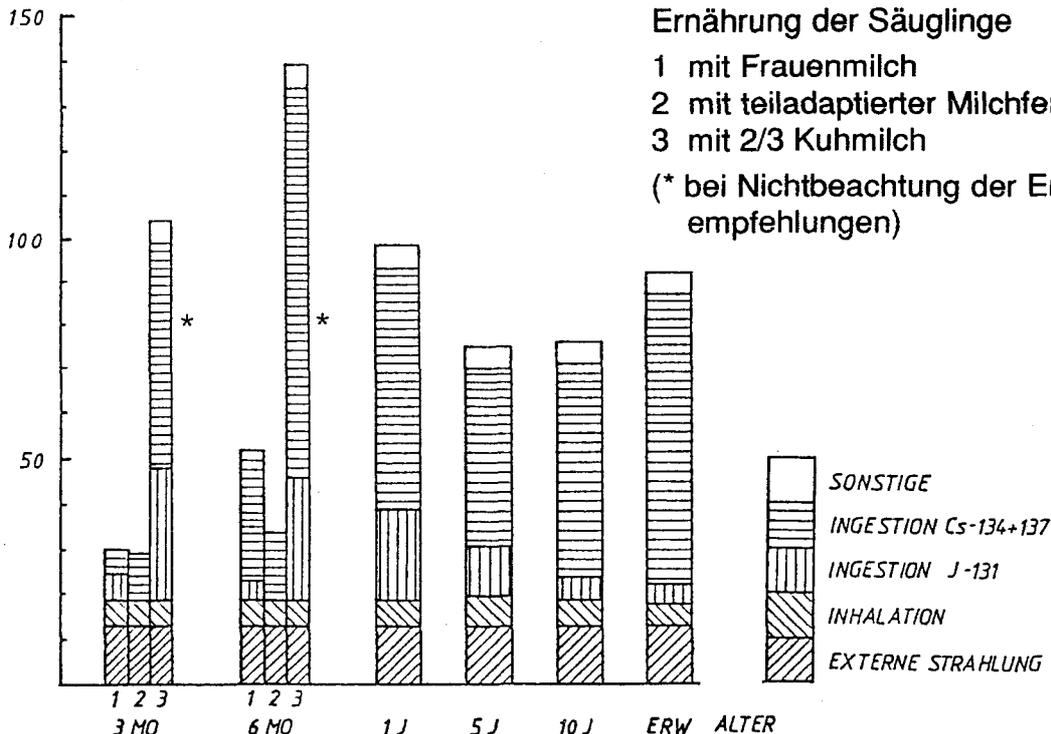
Die Cäsiumzufuhr aus der Nahrung erfolgt vor allem über Milch, Milchprodukte und Fleisch; daneben spielen andere Nahrungsmittel aufgrund kleiner Verzehrsmengen (wie Pilze, Beerenobst, Haselnüsse) oder niedriger Kontamination (Mehl etc.) nur eine geringe Rolle.

Die cäsiumbedingte Dosis im ersten Folgejahr liegt für gestillte oder mit Babynahrung ernährte Säuglinge bei ca. 5 mrem, für Erwachsene bei ca. 65 mrem.

Die Strontiumbelastung ist wegen des geringen Anteils im Fallout trotz der langen Halbwertszeit des Strontium-90 im Körper im ersten Folgejahr relativ unbedeutend. Andere radioaktive Nuklide spielen für die Dosisbelastung der österreichischen Bevölkerung ebenfalls keine Rolle.

Die folgende Abbildung zeigt die durch den Reaktorunfall verursachte zusätzliche effektive Strahlendosis für die österreichische Bevölkerung nach Altersgruppen gegliedert.

mrem Effektivdosis



Ernährung der Säuglinge

- 1 mit Frauenmilch
- 2 mit teiladaptierter Milchfertiernahrung
- 3 mit 2/3 Kuhmilch

(* bei Nichtbeachtung der Ernährungsempfehlungen)

Diese Belastung ist infolge der Maßnahmen der Behörden und bei Beachtung der Empfehlung durchwegs unter 100 mrem geblieben, jene der gestillten oder mit Babynahrung ernährten Säuglinge sogar weit darunter. Ursache hierfür sind einerseits die geringe Belastung der Frauenmilch, andererseits die extrem niedrigen Grenzwerte für Babynahrung.

Auch die Belastung der ungeborenen Kinder im Mutterleib ist in einem vergleichbar niedrigen Bereich geblieben, da durch den Körper der Mutter gewisse Schutzfunktionen bestehen.

8 Schlußbemerkung

Österreich wurde von den Folgen der Reaktorkatastrophe im Vergleich zu vielen anderen mitteleuropäischen Staaten stark betroffen.

Die Berechnungen und Messungen der radioaktiven Belastungen von Personen mit Ganzkörperzählern zeigen, daß die Maßnahmen zur Minderung der Strahlenbelastung der österreichischen Bevölkerung notwendig und erfolgreich waren.

Strenge Grenzwerte, Überwachung der Lebensmittel und umfassende Umweltkontrolle sowie die daraus resultierenden Maßnahmen machten es möglich, die in der Strahlenschutzverordnung für Einzelpersonen der Gesamtbevölkerung festgelegten Grenzwerte der Jahresdosis, an denen man sich orientierte, im wesentlichen einzuhalten.

Akute Strahlenschädigungen als Folge des Reaktorunfalls waren in Österreich nie zu befürchten; Krebstodesfälle und genetische Schädigungen lassen sich zwar aus der Dosisbelastung theoretisch errechnen, eine statistisch signifikante Erhöhung ist allerdings nicht zu erwarten.

Chernobyl and the Consequences for Austria (Summary)

Note: This report uses "old" units [e.g. Curie, rem]. See conversion table for SI-units on the last page.

1 The Nuclear Accident of Chernobyl / USSR

On April 26, 1986 a nuclear accident occurred at the nuclear power station at Chernobyl, 120 km (74 miles) north of Kiev. To date, it was the worst nuclear disaster in the history of peaceful utilization of nuclear energy.

The reactor concerned is one of 4 units of the type RBMK – 1000, a graphite moderated pressure tube reactor with an operating power of 1000 megawatt (MW); this type is used only in the USSR.

The accident happened as the result of an electrotechnical experiment that did not belong to the operating routine. In the course of the test, carried out on a turbo-generator, plant operators seriously violated basic operating procedures and switched off some of the reactor's important, automatic safety-systems. A rapid increase of steam production led to a power surge, which could no longer be kept under control and caused a partial core meltdown. A subsequent steam explosion destroyed the reactor's cooling system, the cover plate of its core, as well as the roof of the building. The destruction subsequently led to burning of graphite.

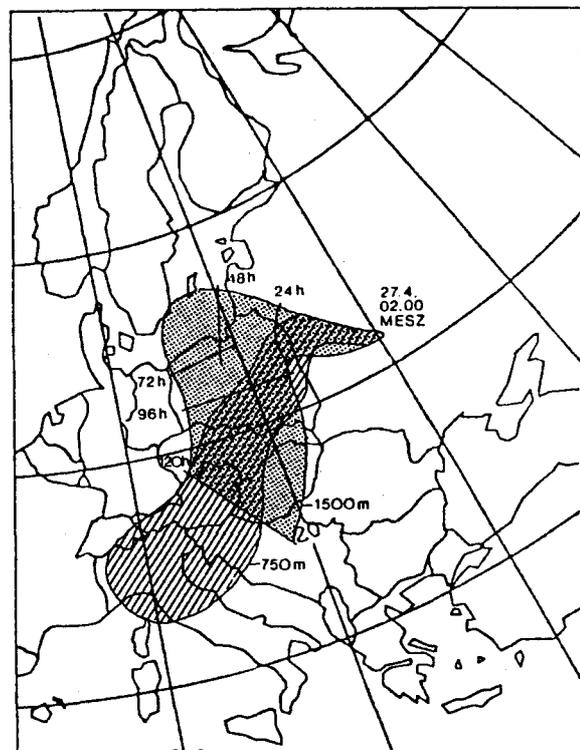
Due to the explosions and the graphite fire, large amounts of radioactive fission products were discharged into the atmosphere to heights of 1500 m (5000 feet) and were subsequently dispersed over vast areas of Europe.

2 Transfer of Radioactive Materials to Austria

The radioactive cloud reached the territory of Austria on the afternoon of April 29. Radiation monitors registered an increase of radioactivity in the north-east of Austria.

On April 30 and on May 1, larger amounts of radioactive fission products came to Austria. Their deposition varied considerably according to regional differences in the amount of rainfall.

Air masses passing over Chernobyl on April 27 at an altitude of 750 m (2500 feet) reached Austria on April 29, whereas those moving at an altitude of 1500 m (5000 feet) reached Austria on April 30 (cf. figure below).



3 Radionuclides in the Air

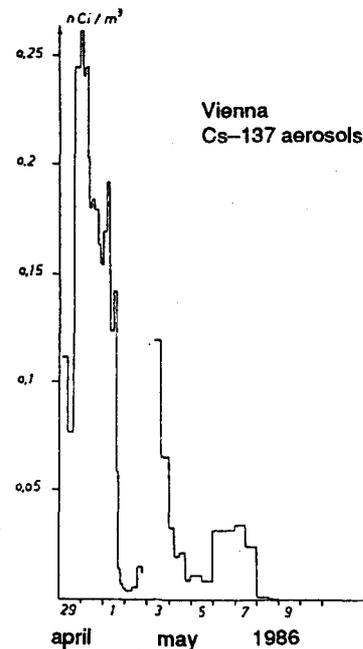
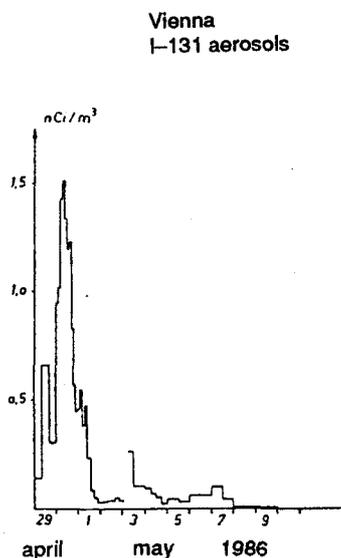
After the accident at the Chernobyl nuclear power station, a considerable amount of different radioactive fission products was transferred via atmospheric dispersions to many parts of Europe, including Austria.

The following list indicates those radionuclides that are most important (according to quantity and toxicity):

Radionuclides	half-life
Iodine (I)-131	8,04 days
Cesium (Cs)-137	30 years
Cesium (Cs)-134	2,1 years
Strontium (Sr)-90	28,5 years
Strontium (Sr)-89	51 days
Ruthenium (Ru)-103	39,5 days
Ruthenium (Ru)-106	368 days
Tellurium (Te)-132	78 hours

The highest concentration of radioactive fission products in the air was registered in the east of Austria, at Vienna on April 30, 1986. In western and southern Austria, the measured activity concentrations were relatively lower.

At Vienna, concentrations of I-131 and of Cs-137 in aerosols showed a rapid increase on April 30, a sudden drop in the night to May 1 and further light increases on May 3, 6, and 7 (*cf. figures*).



At Bregenz, the aerial concentration of I-131 was about one tenth of the value measured at Vienna, the concentration of Cs-137 was one third.

4 Atmospheric Deposition on the Ground via Precipitation

Primarily, radionuclides were washed out from the air onto the ground.

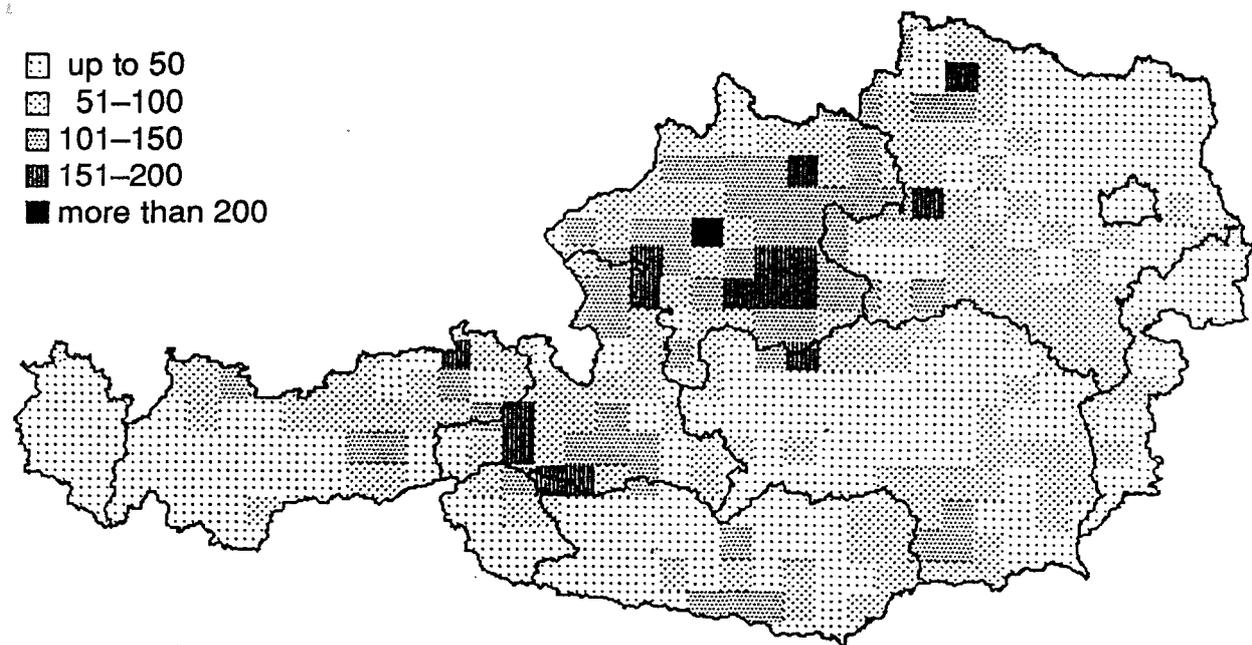
The rainfall over Austria on April 30, the day with the highest air contamination, as well as on the first days of May, varied considerably. Accordingly, divergently high activity concentrations were deposited on the ground. Local external gamma dose rates were continuously monitored by means of the 336 permanently registering and reporting radiation monitors of the Radiation Early Warning and Monitoring System (SFWS) of the (then) Austrian Federal Ministry for Health and Environment.

The type of monitor used measures the external gamma dose rate in $\mu\text{R/h}$ which originates in airborne radionuclides as well as fission and activation products deposited on the ground (besides natural radioactivity). The data can then be used to assess the population's external exposure.

Local maximum dose rates were measured on May 1 or 2, according to the onset of rainfall. As the map below shows, higher radiation dose rates were mea-

sured mainly in Upper-Austria and in some parts of Salzburg. The maximum value of $270 \mu\text{R/h}$ was registered in Upper-Austria. Natural radiation lies in the range between 5 and $15 \mu\text{R/h}$, according to local conditions.

The figure below shows the daily maxima of gamma radiation dose rates measured by the Austrian Radiation Early Warning and Monitoring System (SFWS) on May 1, 1986 (Levels indicated: up to $50 \mu\text{R/h}$, $51-100 \mu\text{R/h}$, ... more than $200 \mu\text{R/h}$).



In the following weeks gamma exposure rates were decreasing steadily, due to the decay of the short-lived nuclides like

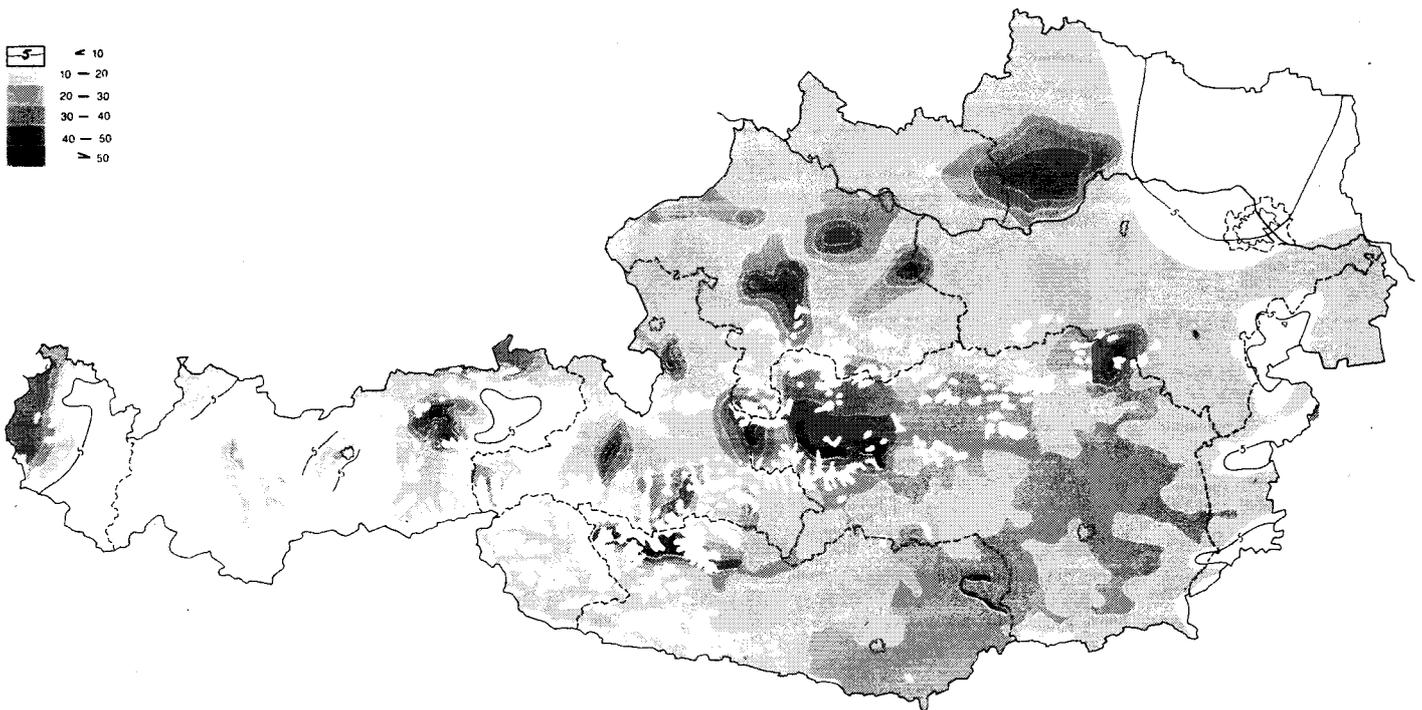
Te-132 and I-131, and to washing-off. From the end of May all radiation monitors measured values below $50 \mu\text{R/h}$.

5 Local Differences in Radioactive Depositions

A survey of local differences in the deposition of radionuclides was necessary in order to issue recommendations for food production. For this reason, data from

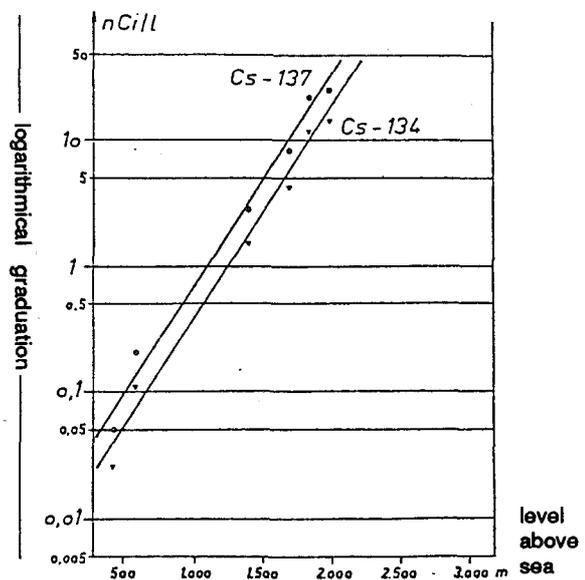
measurements of Cs-137 contaminated grass were collected from all parts of Austria. The intensity of contamination is indicated on the map below.

Figure below: Contamination of grass with Cs-137 in valleys and basins in Austria (May to July 1986; unit = nCi / kg).



In comparison with lowlands, the quantity of radioactive depositions can be larger in areas at higher altitude, as indicated by data collected on the Rax (Lower-Austria).

Figure: Radioactivity of rain and snow on the Rax on May 4, 1986 at altitudes of 500 m to 2000 m.

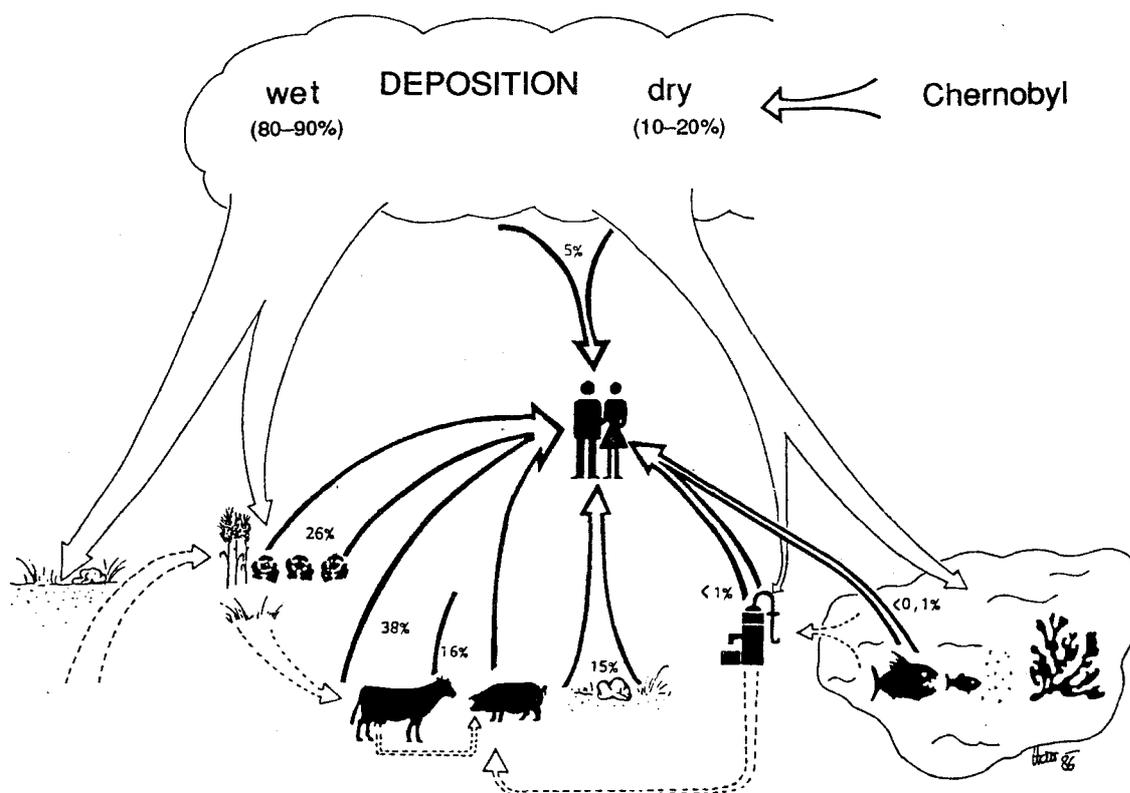


6 Radioactivity Concentration in Foodstuffs

Humans were exposed to radioactivity via different pathways. These are indicated below: wet – DEPOSITION – dry; inhalation; leafy vegetables; wells, rain-water tanks, springs; meat; milk and dairy

products; ground radiation; fish; pastures; water for cattle; fertilizing with sewage sludge; whey.

The figures refer to the contribution of each pathway, in percent of the total dose to adults in the first year after the accident.

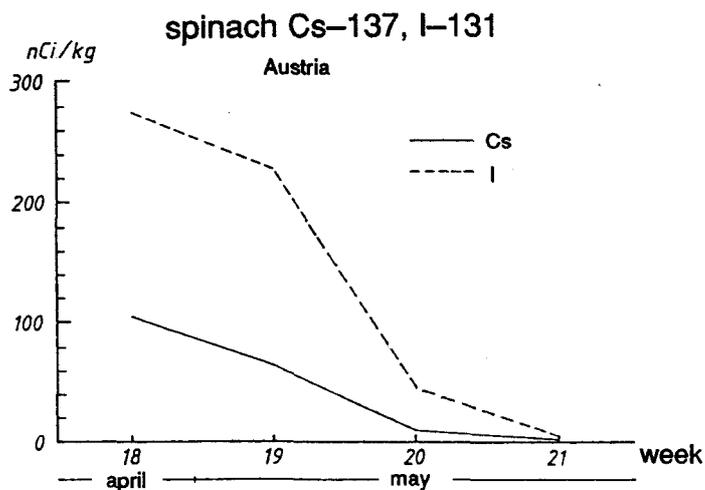


About 80% of the total radiation dose to humans resulted from ingestion (consumption of food). Consequently, the focus of attention had to be on the limitation of radiation exposure via food intake.

As radionuclides were deposited on the surface of vegetation, all plants exposed

directly to the fallout were highly contaminated. For this reason the selling of fresh leafy vegetables had to be restricted in the first weeks after the accident.

The following figure (p. vi) shows the average concentration of I-131 and Cs-137 in spinach.



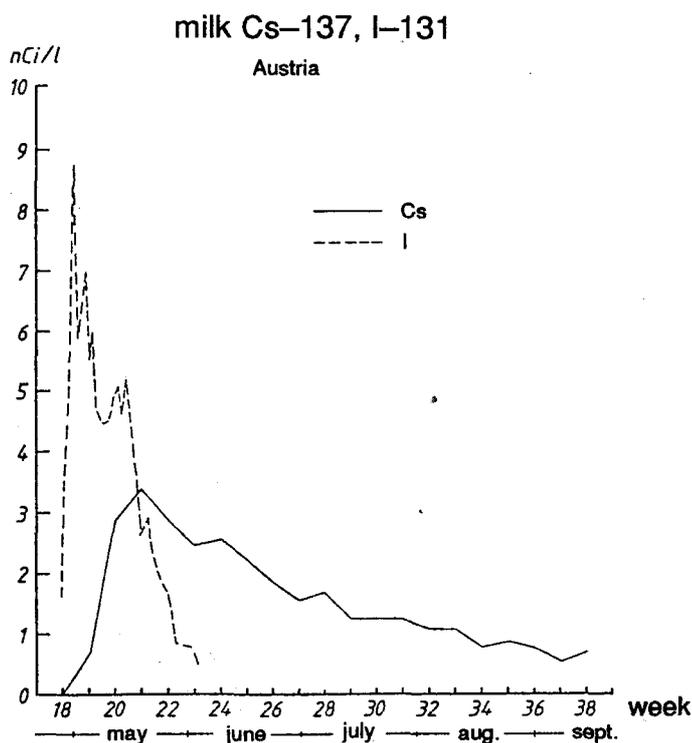
Due to its half-life of 8 days, I-131 posed a problem for only a few weeks. However, this radionuclide gave rise to comparatively high doses in the thyroid glands.

In the long term, the duration of the contamination by Cs-137 (half-life 30 years) and by Cs-134 (half-life 2.1 years) had to be taken into account.

Sr-90 (half-life 28.5 years) and a number of other radionuclides were less important contributors to radiation dose, as their quantity of deposition was not as great as that of cesium. These radionu-

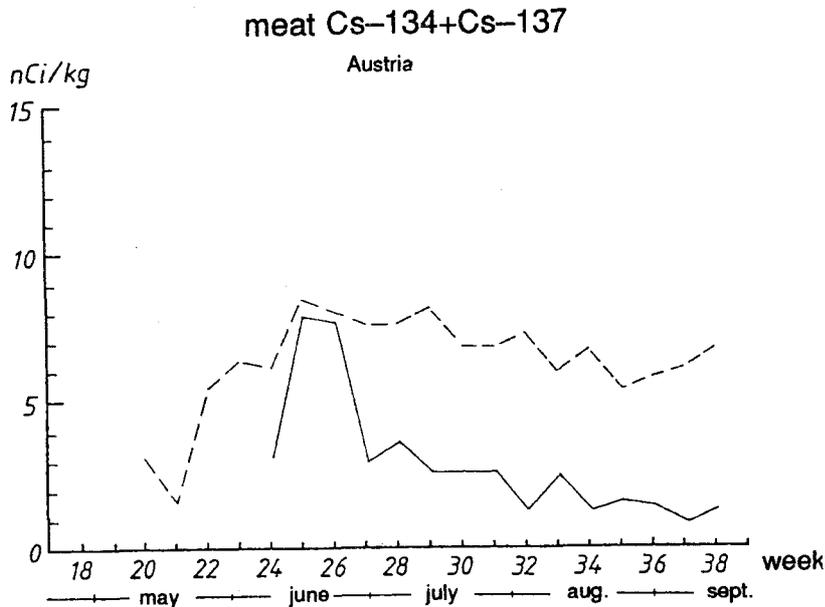
clides made up only a small percentage of the collective dose to the population.

A crucial point was the direct deposition of radioactive fallout on pastureland. Milk was contaminated very quickly via the grass-cattle pathway. The activity concentration of Cs in milk increased with some delay (*cf. figure below*). At the end of May, I-131 had disintegrated almost entirely. The activity concentration of Cs in milk was decreasing insofar as cattle were fed newly grown, relatively less contaminated green foliage.



The figure below shows the activity concentration of Cs in pork (—) and beef (---).

The level of Cs in pork could be kept reasonably low, due to the prohibition of feeding with contaminated whey.



In the winter 1986/87 another increase of Cs in milk and meat was to be expected due to feeding with hay from the first cut.

For reasons of assuring most effective prevention in regions with high deposition of radionuclides, it was successfully recommended to switch dairy cows and other foraging animals to uncontaminated stored feed. The activity concentration in meat could be considerably reduced by feeding cattle with uncontaminated foodstuffs some weeks before slaughtering.

Vegetable crops were contaminated via translocation of Cs from the surface of foliage to the rest of the plant. Thus fruits and wintercrops, already grown to a height of 30 cm at the time of the fallout, were contaminated.

As radiocesium in general is tightly bound to soil particles, only a small fraction is

available for root uptake. The soil-root-plant pathway is therefore of much less significance. Practically no artificial radioactivity was measured in those fresh leafy vegetables which were cultivated after the accident.

Apart from exceptional cases, groundwater and spring water were not contaminated because radionuclides are generally retained for a long time in the uppermost soil layers. Drinking water showed no activity level which would have required water consumption to be restricted. Local increase of activity was measured in some karst areas.

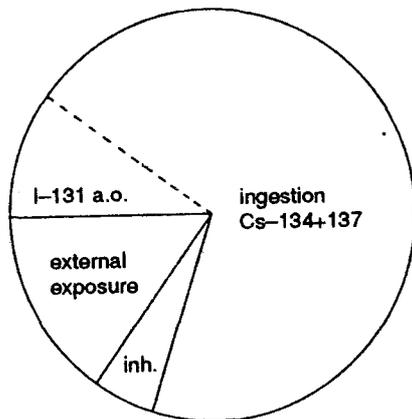
High concentrations of fission products were found in sewage sludge in the first months after the accident, mainly due to contaminated runoff. For this reason, the spreading of contaminated sewage sludge on farming areas was restricted.

7 Radiation dose to the Austrian Population

The Austrian population was exposed to radionuclides via 3 pathways:

- External radiation exposure
- Inhalation of radionuclides
- Ingestion of radionuclides

The following figure shows the contribution of each pathway, calculated from dose rate measurements and analysis of environmental and food samples, with respect to the total effective dose delivered to adults in the first post-accident year.



For adults and children of more than 1 year ingestion of radionuclides was of substantial significance. This was also valid for infants when recommendations for food consumption were disregarded.

According to the standard value set by the Austrian Radiation Protection Ordinance which was used as a guideline, an additional radiation dose of 167 mrem per year is allowed for individuals of the general public.

EXTERNAL EXPOSURE

External exposure was mainly caused by radionuclides deposited on the ground due to rainfall. Until April 1987, the average external radiation dose was

13 mrem. (Local variations lie in the range between 4.2 to 31 mrem.)

INHALATION

The nuclides contributing most to the inhalation dose were I-131, Ru-106 and Te-132. Calculations on the basis of aerosol activity data result in effective dose values between 4 mrem (Bregenz) and 12 mrem (Vienna). In comparison with other pathways, the contribution of inhalation remained of minor importance. Although children are more sensibly affected by I-131, they received about the same radiation dose as adults, due to their smaller respiratory volume.

INGESTION

a. The Iodine-131 Phase

Due to the quick decay of iodine, the I-131 phase lasted only about 3 weeks. Humans took up iodine mainly via consumption of fresh milk, fresh dairy products and fresh leafy vegetables. Iodine accumulates predominantly in the thyroid gland. On the basis of the thyroid dose, the effective dose is calculated as a reference level for the total-body risk.

On the basis of I-131 activity data in food-stuff (main contributions via milk) and statistical data on food consumption rates, average values of thyroid doses between 0 mrem (in infants fed with infant foods) and 963 mrem (in infants fed with cow milk) were calculated. The average thyroid dose to adults due to ingestion was 125 mrem. Due to the low contamination of breast milk, the thyroid dose to breast-fed infants remained relatively low at 210 mrem (effective dose: appr. 6.3 mrem).

For inhabitants of highly contaminated areas the thyroid dose from I-131 ingestion via milk was at 140 %, for those of less contaminated areas at 75 % of the Austrian average.

b. The Cs-134 and Cs-137 Phase

Cesium is distributed almost uniformly in human tissues and organs. However, Cs-secretion occurs faster in infants and pregnant women than in average adults, which results in lower doses due to radio-cesium.

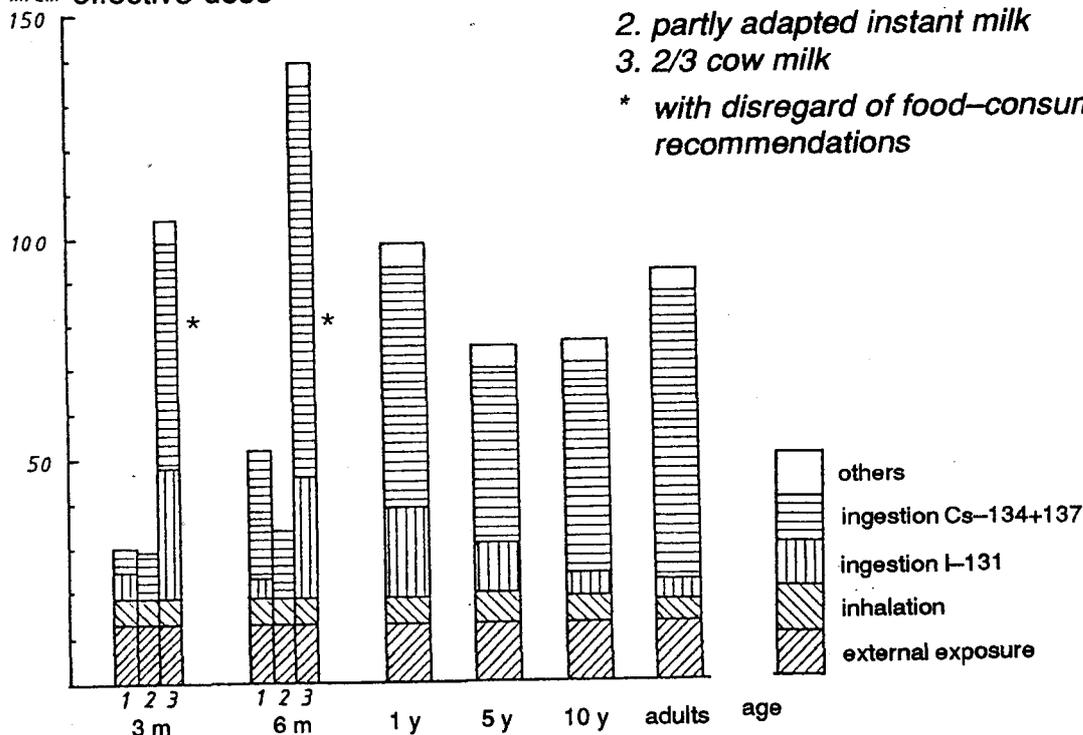
The isotopes Cs-134 and Cs-137 were mainly ingested via milk, dairy products and meat. Minor contributors to the whole body content were mushrooms, berries, hazelnuts (low consumption rates) and flour etc. (low contamination).

In infants, fed with breast milk or infant food, the average exposure due to Cs-ingestion in the first year after the accident amounted to 5 mrem, and in adults to about 65 mrem.

In spite of its long half-life, Sr-90 was a minor contributor to radiation exposure, because the amount of strontium deposition was rather low. The contributions of other radionuclides were still substantially lower, thus of no consequence for the Austrian population.

The following figure shows the contributions of various pathways to the additional effective radiation dose due to the Chernobyl accident (subdivision into age-groups).

mrem effective dose



infants fed with

1. breast milk
2. partly adapted instant milk
3. 2/3 cow milk

* with disregard of food-consumption recommendations

- others
- ingestion Cs-134+137
- ingestion I-131
- inhalation
- external exposure

Protective actions and countermeasures introduced by the Austrian government, as well as public observance of recommendations concerning food-consumption resulted in radiation doses below 100 mrem. Radiation doses to infants fed with breast milk or baby food were even far below this level, due to the low radioactivity content of breast milk and to the low legal limit for the contamination of baby food.

The radiation exposure of unborn children was low, because the body of a pregnant mother functions to a certain extent as a protective shelter.

Final Remarks

In comparison with other Central European states, Austria was affected rather seriously by radioactive releases from the Chernobyl accident.

Calculations and measurements of the radioactivity content in individuals by

means of whole-body spectrometers showed that recommendations on radiation protection and countermeasures aiming at the reduction of radiation doses to the Austrian population were important and necessary.

In keeping with strict legal limits, permanent controls of foodstuffs and of the environment were undertaken. Subsequent protective and preventive actions proved to be successful, insofar as the doses assessed did not exceed the annual reference level for individuals of the general public, set by the Austrian Radiation Protection Ordinance.

Immediate acute medical effects as a result of the Chernobyl accident were never to be expected in Austria. Risk estimates show that delayed effects in terms of cancer and genetic damages can be estimated from the exposure data on a theoretical basis. A statistically significant increase of their incidence, however, is not to be expected.

List of Figures and Tables**Fig. 1.1 (p. 3)**

The release rate curve of radioactive substances to the atmosphere during the Chernobyl accident (not including noble gases). The values shown are calculated for May 6, 1986 (the range of uncertainty for all releases is $\pm 50\%$). <initial release – cooldown period – heatup period – sharp drop>

Tab. 1.1 (p. 5)

Estimates of radionuclide releases ($\pm 50\%$).

Fig. 2.1.1 – 2.1.4 (p. 8/9)

Calculated trajectories of contaminated air masses over Europe (according to WHO).

Fig. 3.1.1 (p. 13)

Location of aerosol and precipitation samplers in Austria.

Fig. 3.1.2 (p. 15)

Location of surface water sampling sites in Austria.

Fig. 3.1.3 (p. 16)

Location of surface water sampling sites in the North–East of Austria.

Tab. 3.2.1 (p. 18)

Standard levels for gamma dose rate set by the Austrian Radiation Early Warning and Monitoring System (SFWS).

Fig. 3.2.1 (p. 19)

Survey of the radiation monitors of the Austrian SFWS.

Fig. 4.1 (p. 21)

Pathways of exposure and their relative contribution to radiation dose in the first post-accident year. Estimated effective dose is 90 mrem per person.

Fig. 5.1 (p. 25)

Accident event sequence and subsequent steps taken in Austria (from April 28 to May 1, 1986).

Fig. 6.1.1 (p. 26)

Location of some radiation monitors in Austria (with dose rate curves in fig. 6.1.2 – 6.1.12).

Fig. 6.1.2 – 6.1.12 (p. 27–34)

Local external gamma dose rate curves.

Fig. 6.1.13 – 6.1.20 (p. 36/37)

Gamma exposure rates in the initial phase (value graduation of $6 \mu\text{R/h}$).

Fig. 6.1.21 – 6.1.36 (p. 38–41)

Daily maximum gamma dose rates (value graduation of $50 \mu\text{R/h}$).

Tab. 6.2.1 (p. 42)

Activity concentration in the air at Vienna (1986/04/29 – 05/1).

Tab. 6.2.2 (p. 43)

Activity concentration in the air at Rauchwarth (Lower Austria).

Fig. 6.2.1 (p. 44)

Activity concentration of surface air at Seibersdorf (Lower Austria). Gaseous I-131 and iodine attached to aerosols. (Source: Austrian Research Centre Seibersdorf).

Fig. 6.2.2 – 6.2.7 (p. 47–52)

Local air contamination curves (I-131, Cs-137).

Fig. 6.3.1 (p. 54)

Total deposition of I-131 and Cs-137 via precipitation in Austria in April and May, 1986 (reference date for half-life correction = May 1, 1986).

Fig. 6.3.2 (p. 55)

Amount of precipitation in Austria from April 29, 7 a.m. to May 9, 7 a.m. CET (Central Institute for Meteorology and Geodynamics).

Tab. 6.3.1 (p. 56)

Activity concentration in rain at Vienna. (April 30 – May 1, 1986).

Fig. 6.3.3–6.3.6 (p. 57/58)

I-131, Cs-137, Ru-137 and I-132 activity deposition via precipitation at Linz (Upper Austria).

Fig. 6.3.7 (p. 59)

Decrease of activity in a rain sample taken from April 30 to May 1, mainly due to the decay of the short-life nuclides Te-132 and I-131.

Fig. 6.3.8 (p. 60)

Increase of Cs-activity in rain with altitude. Samples taken at the Rax (Lower-Austria) on May 4, 1986.

Fig. 6.3.9 (p. 62)

Tritium in rain. Monthly average values from January to August 1986 at Vienna and at Bregenz.

Fig. 6.4.1 (p. 64)

Activity concentration curve of I-131, Cs-137 and Ru-103 in the Danube at Vienna.

Fig. 6.4.2 (p. 66)

Gross-beta activity in two lakes in Salzburg (Pinzgau): Uttendorf and Zellersee.

Fig. 6.5.1 (after p. 68)

Cs-137 concentration in grass in valleys and basins (May to July 1986) (map of Austria).

Fig. 6.6.1 (p. 70)

Cs-137 soil profiles. Samples taken from pastureland (Krimml, Salzburg), farmland (Attersee, Upper-Austria), forest (Gesäuse, Styria) and garden (Wiener-Neustadt, Lower-Austria).

Fig. 6.7.1 (p. 73)

Cs-137 concentration in game in Austria (May to July 1986).

Tab. 6.9.1 (p. 81)

Radioactivity deposited via spreading of sewage sludge.

Fig. 7.1.1 (p. 84)

Radionuclide uptake and translocation in plants.

Tab. 7.2.1 (p. 90/91)

Legal limits of activity concentration for foodstuffs (valid at the end of November 1986; values per kg or liter).

Fig. 7.3.1–7.3.10 (p. 94–98)

Regional I-131 concentrations in cow milk.

Fig. 7.3.11–7.3.12 (p. 99)

Regional Cs-137 concentrations in cow milk.

Fig. 7.3.13 (p. 100)

Average values of I-131 and Cs-137 in cow milk in Austria.

Fig. 7.3.14 (p. 102)

Reduction of Cs-137 concentration in cow milk in Upper Austria, as a consequence of the legal limit for I-131 of 10 nCi/l in the iodine phase.

Fig. 7.4.1 (p. 105)

Pattern of radionuclide-distribution in the normal dairy production of unskimmed milk. Values next to the names of the product indicate the percentage of weight.

Fig. 7.4.2 (p. 106)

Average values of Cs-134 and Cs-137 concentration in cheese in Austria.

Fig. 7.4.3 (p. 107)

Average values of Cs-137 concentration in fresh cheese (and curd) in Austria.

Fig. 7.5.1 (p. 110)

Average values of I-131 and Cs-137 concentration in spinach.

Fig. 7.5.2 (p. 111)

Average values of I-131 and Cs-137 concentration in salad.

Fig. 7.5.3 (p. 112)

Differences of I-131 concentration in salad between surface leaves and inner parts.

Fig. 7.5.4 (p. 113)

Differences of I-131 and Cs-137-

concentration in salad due to different methods of cultivation.

Fig. 7.5.5 (p. 114)

Average values of Cs-137 concentration in vegetables in Austria.

Fig. 7.6.1 (p. 116)

Regional values of Cs-137 concentration in fruits.

Fig. 7.6.2 (p. 117)

Average values of Cs-137 concentration in fruits in Austria.

Tab. 7.7.1 (p. 119)

Differences of Cs-concentration in summer and winter crops.

Tab. 7.2.2 (p. 120)

Reduction of Cs-137 concentration due to grinding.

Fig. 7.7.1 (p. 121)

Cs-134 and Cs-137 concentration in crops (wheat and rye) and in crop products. The value "Ø Mehl" is weighted according to the average consumption of different types of flour.

Fig. 7.8.1 (p. 123)

Regional Cs-concentration in pork.

Fig. 7.8.2 (p. 124)

Average values of Cs-concentration in Austrian pork.

Fig. 7.8.3 (p. 125)

Regional Cs-concentration in beef.

Fig. 7.8.4 (p. 125)

Average values of Cs-concentration in Austrian beef.

Fig. 7.8.5 (p. 127)

Average values of Cs-concentration in Austrian veal.

Fig. 7.8.6 (p. 127)

Comparison of Cs-concentrations in Austrian veal, beef and pork.

Fig. 7.8.7 (p. 128)

Regional values of Cs-concentration in chicken.

Fig. 7.8.8 (p. 129)

Average values of Cs-concentration in chicken in Austria.

Fig. 7.8.9 (p. 130)

I-131 concentration in egg yolk of foraging chickens (Gramatneusiedl, Lower-Austria).

Fig. 7.8.10 (p. 131)

Average values of Cs-concentration in Austrian mutton.

Fig. 7.8.11 (p. 133)

Regional values of Cs-concentration in Austrian game.

Fig. 7.8.12 (p. 133)

Average values of Cs-concentration in Austrian game.

Fig. 7.9.1 (p. 135)

Gross-beta activity concentration curve of both Viennese "Hochquellwasserleitungen" (fresh water pipes providing the whole of Vienna since the turn of the century with high quality drinking water from alpine regions 80-100 km away).

Fig. 7.9.2 (p. 136)

Gross-beta activity concentration of the drinking water source *Fürstenbrunnquelle* (Salzburg).

Fig. 7.9.3 (p. 137)

I-131 concentration in drinking water at Hallstatt, Upper Austria.

Fig. 7.9.4 (p. 138)

Reduction of gross-beta activity in drinking water at the Wiental water treatment and purification plant (Vienna).

Fig. 8.1.1 (p. 140)

Average values of Cs-concentration in whey.

Fig. 8.1.2 (p. 140)

Regional values of Cs-concentration in whey.

Fig. 8.2.1 (p. 142)

Patterns of Cs-concentrations in hay from the first cut in Styria.

Fig. 8.2.2 (p. 143)

Cs-concentration in hay from the second cut in Styria.

Tab. 8.3.1 (p. 146)

Calculation of Cs-transfer (feedingstuff – meat) in some animals.

$$\text{Transfer factor (TF)} = \frac{n\text{Ci / kg meat}}{n\text{Ci daily intake}}$$

Tab. 8.3.2 (p. 147)

Biological half-life of Cs for some animals.

Tab. 10.1 (p. 163)

Comparison of on-soil depositions due to fallout from nuclear weapon tests (accumulated activities until 1980 according to UNSCEAR 1982) and due to releases from the Chernobyl accident (= estimates) (unit = nCi / m²).

Fig. 10.1 (p. 164)

Daily intake of Sr-90 via foodstuffs in the urban Austrian population in the years between 1960 to 1973.

Source: Austrian Federal Ministry for Health and Environment (BMUG) 1975: "Radioactivity measurements between 1970 and 1974 in Austria".

Fig. 10.2 (p. 164)

Daily intake of Cs-137 via foodstuffs in the urban Austrian population in the years between 1960 to 1973.

Source: Austrian Federal Ministry for Health and Environment (BMUG) 1975: "Radioactivity measurements between 1970 and 1974 in Austria".

Fig. 11.2.1 (p. 168)

Sketch of regional deposition distribution according to amounts of rainfall and measurements of the Austrian Early Warning and Monitoring System (May 3, 1986).

Tab. 11.2.1 (p. 169)

External radiation dose due to releases after the Chernobyl accident (unit = mrem).

Fig. 11.3.1 (p. 170)

Relative toxicity (%) of radionuclides according to measurements of activity concentration in the air on April 29, 1986.

Tab. 11.3.1 (p. 171)

Activity concentration of radionuclides in the air on April 29, 1986 (1st maximum) (values measured at Seibersdorf).

Tab. 11.3.2 (p. 173)

Age-dependent dose conversion factors for inhalation of various radionuclides (unit = mrem / nCi intake).

Tab. 11.3.3 (p. 174)

Age-dependent doses in mrem obtained after an inhalation period of 1 hour. Assumed activity concentration in the air is 1 nCi / m³.

Tab. 11.3.4 (p. 176)

Estimated inhalation dose at Vienna (April 29 to May 5, 1986) in mrem for the radionuclides I-131, Ru-106, Te-132, Cs-137 which make up 90 % of the total inhalation dose.

Air concentration integral in nCi.h.m⁻³ (eff = effective dose, SD = thyroid dose). Source: Atomic Institute of the Austrian Universities & Federal Environmental Agency, Vienna.

Tab. 11.3.5 (p. 177)

Estimated inhalation dose at Linz.

Tab. 11.3.6 (p. 178)

Estimated inhalation dose at Klagenfurt.

Fig. 11.3.2–11.3.4 (p. 179/180)

Local estimated inhalation dose curves.

Tab. 11.4.1 (p. 183)

Food consumption in g / day.

Fig. 11.4.1 (p. 185)

I-131 concentration in breast milk (Semmelweisklinik, Central depot for breast milk) in comparison to treated dairy milk in May and June 1986 (average values).

Fig. 11.4.2 (p. 186)

Age-dependence of dose conversion factors for I-131 (in brackets: relative values in comparison with adult dose).

Tab. 11.4.2 (p. 187)

Age-dependent dose conversion factors for ingestion of various radionuclides (values in mrem / nCi intake; Sr-90: bone surface, red bone marrow, effective; Te-132: thyroid, effective; etc.).

Fig. 11.4.3 (p. 188)

Contribution of various pathways to thyroid dose due to the Chernobyl accident (average values in Austria until the end of April 1987)

*) inhalation doses to children up to 1 year are estimated.

Tab. 11.4.3 (p. 189)

I-131 dose via ingestion: Average values of Austria and values of highly contaminated areas (values in mrem).

Infants fed with (1) breast milk, (2) partly adapted instant milk, (3) 2/3 cow milk.

M (SD) – thyroid dose due to milk consumption; G (SD) – thyroid dose due to consumption of vegetables; SD – total thyroid dose; Eff – total effective dose.

Fig. 11.4.4 (p. 193)

Cs-134 and Cs-137 concentrations in breast milk (Semmelweislinik, Central depot for breast milk) in comparison to treated dairy milk (Vienna, average values).

Tab. 11.4.4 (p. 195)

Intake of Cs-137 (unit = nCi) and effective dose equivalent (unit = mrem) for various age-groups. Values are calculated to the end of 1986 (in brackets: to the end of April 1987). Data of children under 1 year are not to be interpreted as individual doses; they are, however, of statistical interest.

Fig. 11.4.5 (p. 197)

Age-dependence of dose conversion factors for inhalation and ingestion of Cs-134 (effective doses in mrem).

Fig. 11.4.6 (p. 197)

Age-dependence of dose conversion factors for inhalation and ingestion of Cs-137 (effective doses in mrem).

Tab. 11.4.5 (p. 198)

Age-dependent doses to bone marrow and effective doses due to Sr-90 incorporation (assumed intake 20 pCi / day). Values are calculated to the end of 1986 (in brackets to the end of 1987; unit = mrem).

Tab. 11.6.1 (p. 201)

I-131 thyroid doses to fetus according to J.R. Johnson.

Fig. 11.6.1 (p. 202)

Fetal I-131 thyroid dose (in mrem / nCi uptake by mother).

Fig. 11.7.1 (p. 205)

Contribution of various pathways with regard to the average total effective dose to Austrians. Values are calculated to the end of April 1987.

*) disregard of recommendations concerning consumption of foodstuffs.

Tab. 11.7.1 (p. 206)

Effective dose (in mrem) in the first post-accident year (to April 1987). Average values of Austria.

Categories: infants fed with

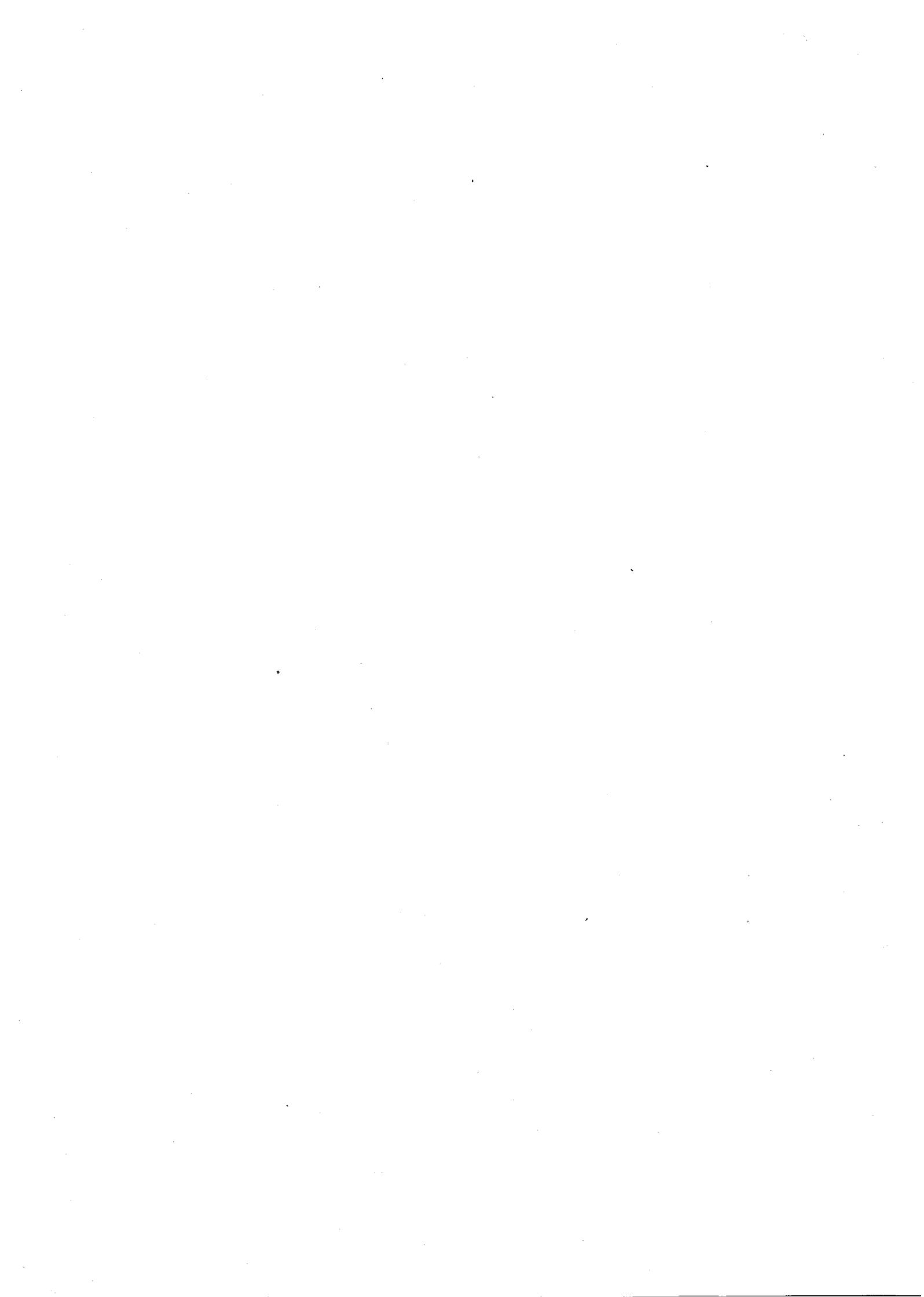
1. breast milk
2. partly adapted instant milk or with baby food

3. 2/3 milk or unskimmed milk (i.e. not exclusively destined for infants)

Values for children are of statistical significance. They are not to be interpreted in terms of individual doses.

Fig. 11.7.2 (p. 207)

Relative contribution of various pathways for doses to children (age: 3 months, breast-fed) and adults.



Černobyl a následky pro Rakousko (stručný obsah)

1 Havarie reaktoru v Černobylu

26. dubna 1986 se událo v jaderné elektrárně v Černobylu na Ukrajině, 120 km na sever od Kieva dosud nejzávažnější neštěstí v dějinách mírového využití jaderné energie.

Postižený reaktor je jeden ze čtyř bloků typu RBMK-1000, grafitový tlakový reaktor s elektrickým výkonem 1000 MW, typ používaný jen v Sovětském Svazu.

K neštěstí došlo následkem elektrotechnického pokusu, který nepatřil k běžnému provozu. Během tohoto pokusu se kolektiv zaměstnanců dopustil vážných přestupků proti bezpečnostním předpisům. Přitom byl vyřazen z provozu i automatický vypínač reaktoru. Nadměrná produkce páry jako důsledek pokusu vedla ke zvýšení výkonu, který nemohl být dále kontrolován a způsobil částečné slučování jader. Exploze páry zničila chladicí potrubí, krycí desku reaktorového jádra a střechu budovy, ve které byl reaktor umístěn. Grafit reaktorového jádra začal hořet.

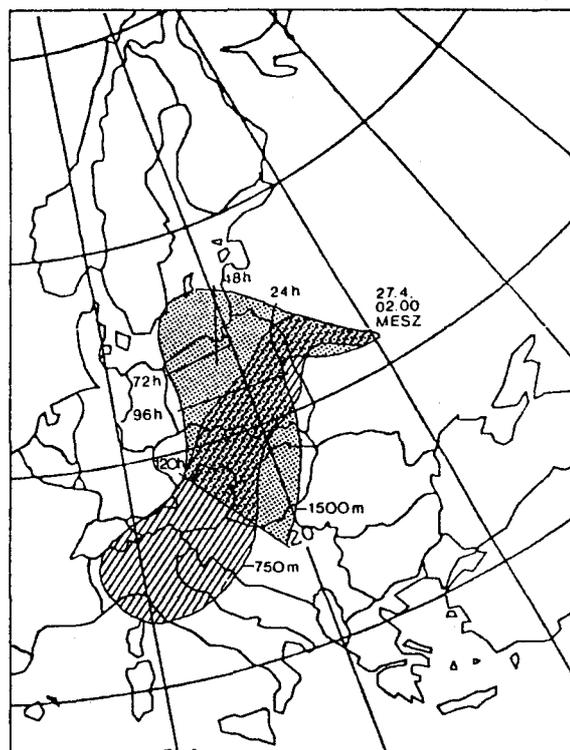
Explozí a hořením grafitu se dostalo do ovzduší velké množství radioaktivních štepných produktů až do výše do 1500 m a byly zaneseny přes značné velké části území Evropy.

2 Zanesení radioaktivních štepných produktů do Rakouska

Rakousko bylo poprvé postiženo proudem vzduchu z místa neštěstí 29.4.1986, což vedlo k mírnému zvýšení radioaktivity na severovýchodě Rakouska.

30. dubna a 1. května se dostalo další větší množství radioaktivních částic nad území Rakouska a podle místně různého rozsahu srážek v různých místech se dostaly tyto radioaktivní částice ze vzduchu do půdy.

Na obrázku jsou ukázány směry proudění vzduchu z oblasti nehody, které zasáhly Rakousko. Vrstvy vzduchu z malé výše asi 750 m nad Černobylem z 27. dubna se dostaly již 29. dubna nad Rakousko, zatímco proudy vzduchu z větší výše (1500 m) se přenesly přes toto území ve dnech následujících.



3 Radioaktivní látky ve vzduchu

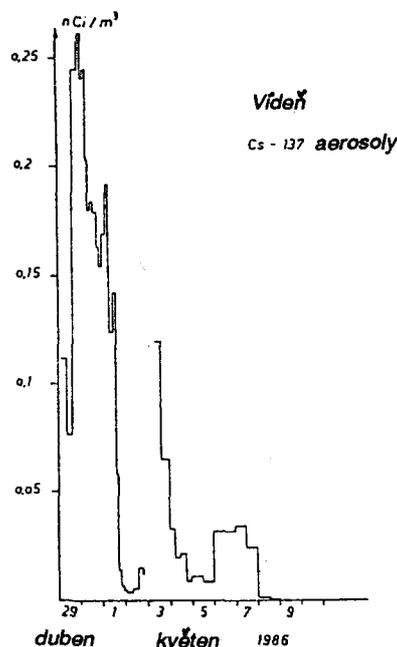
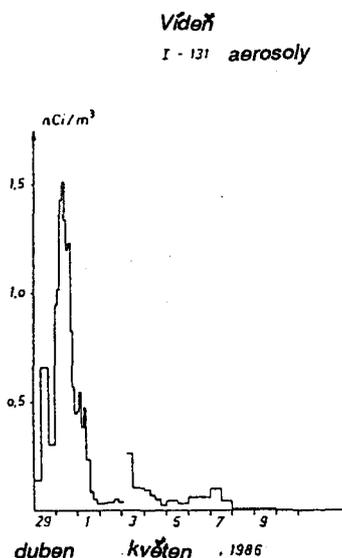
V důsledku nehody v Černobylu se dostaly různé radioaktivní štěpné produkty nad Evropu a také do Rakouska.

Podle množství a nebezpečnosti jsou nejdůležitější následující radioaktivní nuklidy:

radionuklidy	poločas rozpadu
jod (I)-131	8,04 dnů
césium (Cs)-137	30 roků
césium (Cs)-134	2,1 roků
stroncium (Sr)-90	28,5 roků
stroncium (Sr)-89	51 dnů
ruthenium (Ru)-103	39,5 dnů
ruthenium (Ru)-106	368 dnů
tellur (Te)-132	78 hodin

Nejvyšší koncentrace radioaktivních částic v ovzduší byla zjištěna 30. dubna ve Vídni. Na východe Rakouska byla radioaktivita ovzduší nejvyšší, na západě a na jihu podstatně nižší.

Následující obrázek zobrazuje časový průběh koncentrace jodu-131 a césia-137 v suspendovaných látkách ve vzduchu (aerosolech) ve Vídni. V průběhu 30. dubna došlo ke prudkému zvýšení a již v noci na 1. květen k poklesu vzdušné radioaktivity. 3., 6. a 7. května byla zaznamenána další menší zvýšení.



V Bregenci koncentrace jodu-131 v ovzduší činila přibližně desetinu, a koncentrace césia-137 přibližně třetinu hodnot ve Vídni.

4 Usazení radioaktivních látek prostřednictvím srážek

V první řadě se radioaktivní nuklidy dostávaly vymíváním srážkami ze vzduchu do půdy.

V Rakousku v období nejvyšší koncentrace ve vzduchu 30. dubna a v prvních dnech května přišlo v regionálně velmi rozdílné míře. To vedlo k různému množství usazenin radioaktivních nuklidů a k rozdílným hodnotám dávkové intenzity, které se podařilo dobře zachytit sítí měřičů (tehdejšího) rakouského federálního ministerstva zdravotnictví a ochrany životního prostředí.

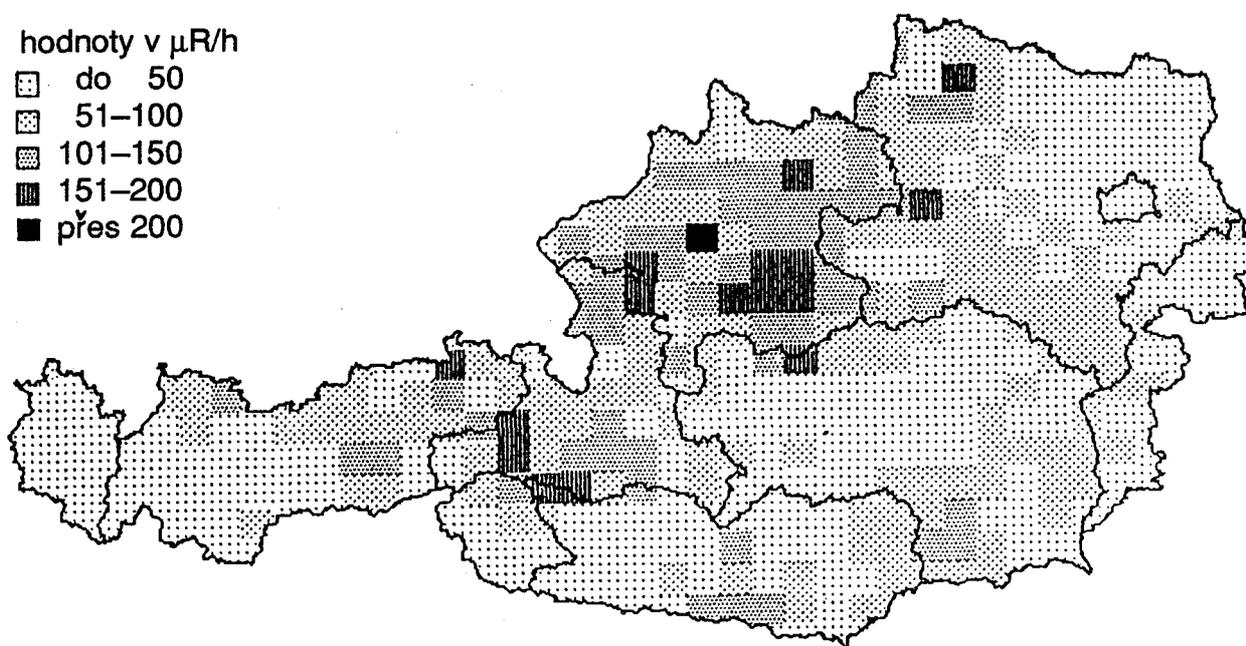
Tento systém včasného ohlašování radioaktivního záření zahrnuje 336 měřicích stanic, které jsou umístěny v obydlených částech po celé území Rakouska odkud jsou předávána naměřená data do středisek preventivního ohlašování.

Měřicí sondy zachycují dávkové intenzity v mikrorentgenech za hodinu ($\mu\text{R/h}$), ze vzduchu a ze záření usazených částic v pudě. Z výsledků měření se dá odhadnout zatížení obyvatelstva z vnějšího záření.

Lokální maximální hodnoty dávkových intenzit byly registrovány po srážkách 1. a 2. května. Z mapy můžeme vyčíst, že byly dosaženy vyšší hodnoty především na velkých plochách Horního Rakouska a v několika oblastech Salzburgska. Nejvyšší hodnota ($270 \mu\text{R/h}$) se vyskytla v Horním Rakousku. Intenzita přirozeného záření se pohybuje podle místních podmínek přibližně mezi 5 a $15 \mu\text{R/h}$.

hodnoty v $\mu\text{R/h}$

-  do 50
-  51–100
-  101–150
-  151–200
-  přes 200



**GAMA-DÁVKY PODLE SYSTÉMU VČASNÉHO OHLAŠOVÁNÍ BMGU
(RAKOUSKÉHO FEDERÁLNÍHO MINISTERSTVA ZDRAVOTNICTVÍ A OCHRANY
ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ)
DENNÍ MAXIMA 01 05 1986**

V následujících týdnech došlo rozpadem krátkodobých nuklidů telluru-132 a jodu-131 a vyplavením k trvalému

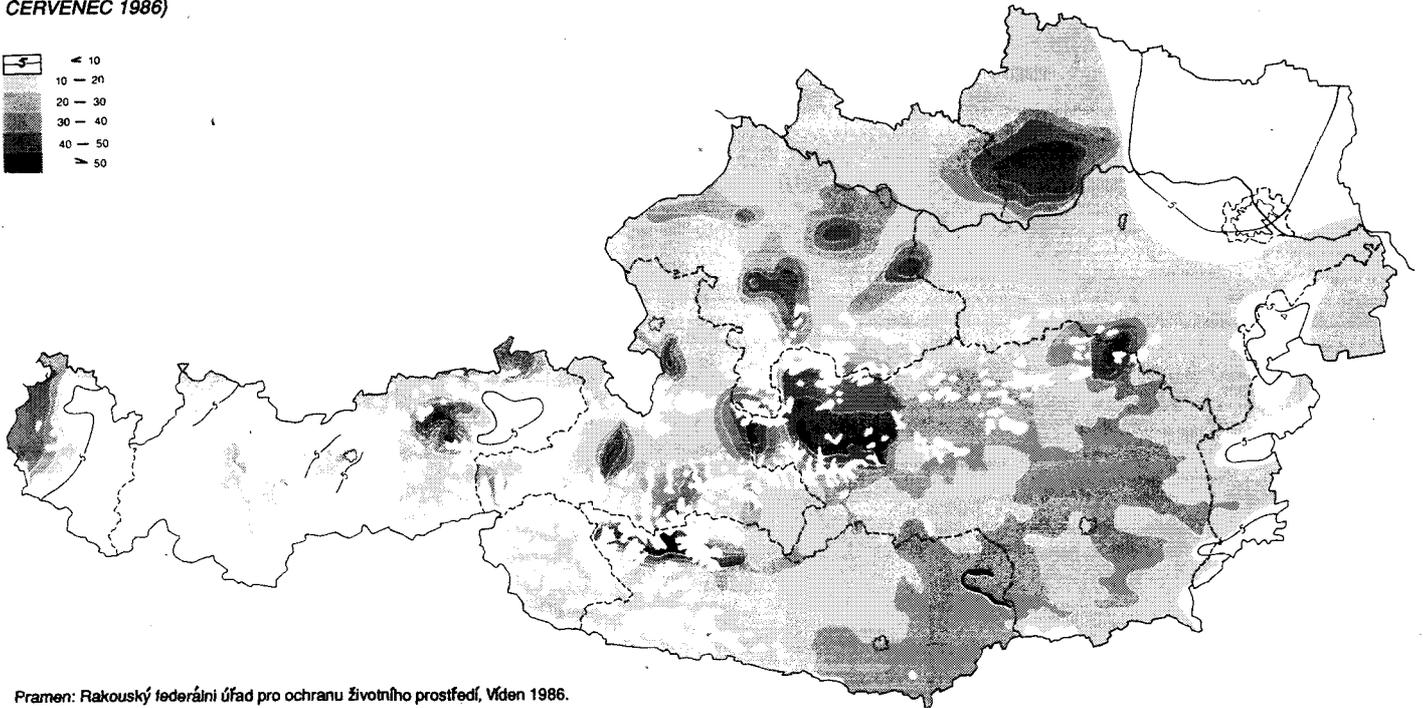
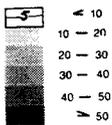
poklesu intenzity záření. Koncem května byly už ve všech místech měření zaznamenány hodnoty pod $50 \mu\text{R/h}$.

5 Místní rozdíly radioaktivních usazenin

Pro získání přehledu místních rozdílu v usazeninách radionuklidu, který je

potřeba mít především vzhledem k výrobě potravin, byly provedeny po celém Rakousku měření zamoření trávy Cs-137. Na následující mapě jsou zobrazena střediska tohoto zamoření.

KONTAMINACE TRÁVY CS-137 V ÚDOLÍCH A KOTLINÁCH (KVĚTEN AŽ ČERVENEC 1986)

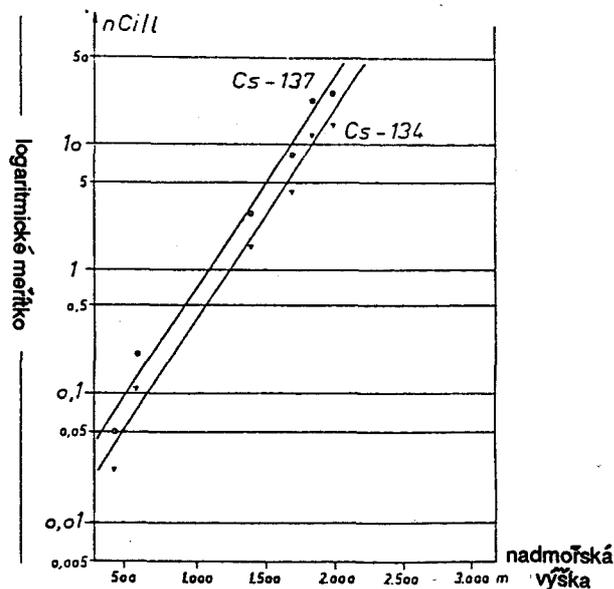


Pramen: Rakouský federální úřad pro ochranu životního prostředí, Víden 1986.

Ve výše položených místech mohou být hodnoty usazenin radioaktivních nuklidů

daleko větší než v údolích, jak se ukázalo na příklad v Rax (Dolní Rakousko).

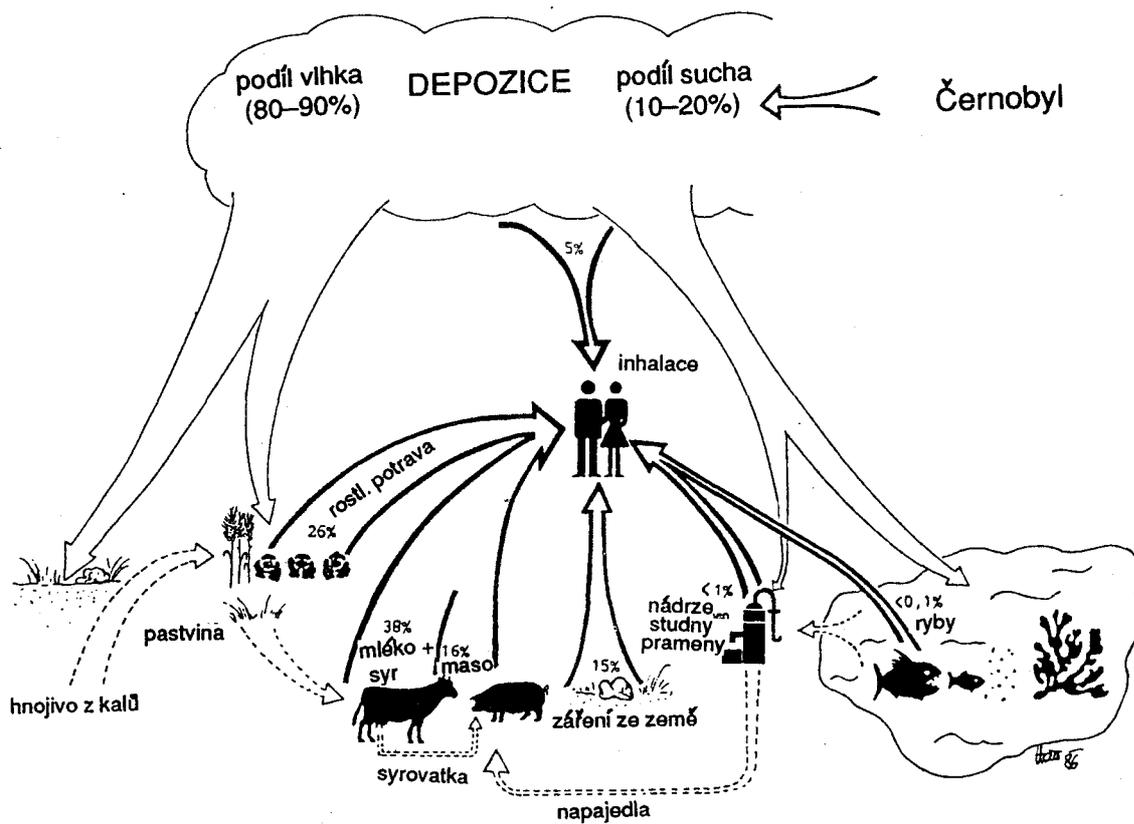
aktivita sněhu a deště
Rax, Dolní Rakousko 4. května 1986



6 Radioaktivní zamoření potravin

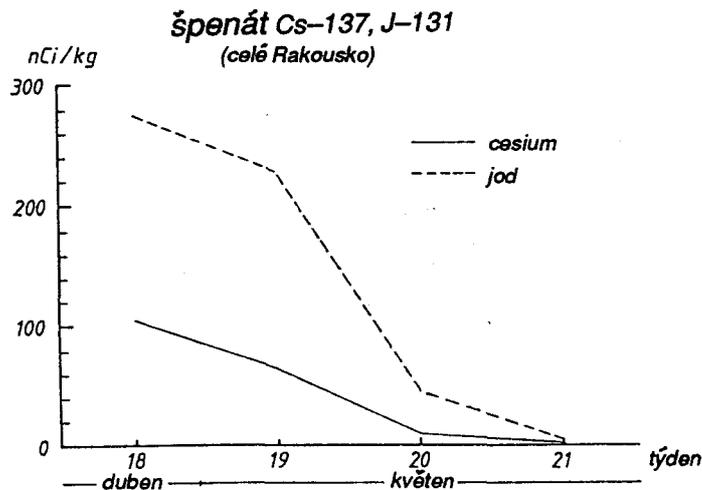
Následující obrázek ukazuje rozsah ozáření lidí. (Podíl sucha, podíl vlhka,

depozice, dýchání, hnojivo z kalů, potraviny z rostlin, potraviny z živočichů – mléko + sýry, maso, záření ze země, studny + prameny + nadržé, ryby).



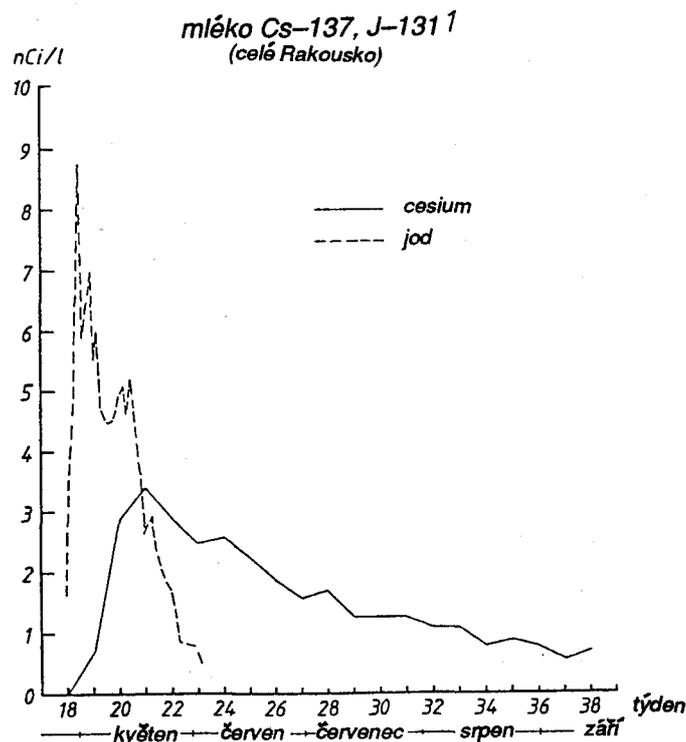
Hodnoty v procentech se vztahují na podíly jednotlivých druhů zatížení, kterými se účastní na celkových dávkách ozáření dospělých lidí v prvním následném roce. Spotřeba radioaktivně znehodnocených potravin způsobuje asi 80 % celkového ozáření. Proto se příslušná opatření úřadů soustřeďují především na snížení míry zamoření potravin.

Jelikož se radioaktivní nuklidy usazují na povrchu rostlin, byly také všechny rostliny, které byly spadem zasaženy, vysoce zamořeny. Proto musel být v prvních týdnech zakázán prodej zeleniny z polí. V následujícím grafu je zaznamenán průběh zamoření špenátu jodem-131 a césiem-137 a to v rakouském průměru.



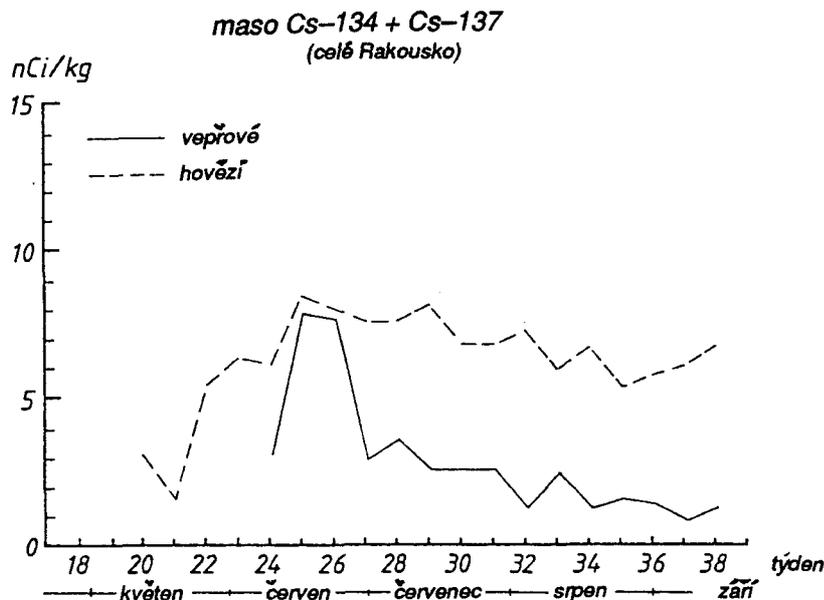
Jod-131 byl vzhledem ke svému krátkému poločas rozpadu (8 dní) problémem jen po několika týdnech. Je ovšem problematický z toho důvodu, že se usazuje ve štítné žláze. Césium-137 (poločas rozpadu 30 let) a césium-134 (poločas rozpadu 2,1 roku) jsou pro dlouhodobé zatížení obyvatelstva nejzávažnějšími radioaktivními nuklidy. Stroncium-90 (poločas rozpadu 28,5 roku) a četné další nuklidy se usadily v podstatně menším množství než radioaktivní césium a nehrály v celkovém zatížení obyvatelstva velkou roli.

Největší problémy se vyskytly v hospodaření s pastvinami, kde byla tráva přímo zasažena radioaktivními spady. Cestou tráva – krava se jod-131 ve velmi krátké době vyskytl v mléce. Jen s malým časovým odstupem se zvyšovaly hodnoty césia v mléce, jak ukazuje následující obrázek. Koncem května se jod-131 téměř úplně rozpadl. Koncentrace césia v mléce se zmenšovala v závislosti na nově vyrostlém krmivu, které už bylo podstatně méně zamořené.



Maso je též zasaženo césiem prostřednictvím krmiva. Obrázek ukazuje průběh zasažení vepřového a hovězího masa césiem. Radioaktivní césiem ve

vepřovém masu se podařilo udržovat na nízké úrovni zákazem krmení postiženou syrovátkou.



Při krmení senem z prvního kosení pro zimu 1986/87 se dalo očekávat opětné zvýšení obsahu césia v mléce a masu.

Proto byla s úspěchem prováděna krmení, při níž bylo silně zasažené seno nahrazeno méně postiženými krmivy. Při krmení hovězího dobytka nezasazeným krmivem několik týdnů před porážkou bylo zasažení masa radioaktivitou značně zredukováno.

Listy rostlin absorbovaly césiem z radioaktivního spadu, a to se pak přemístilo do plodů a kořenů. Tak vznikla radioaktivita do ovoce a zimního obilí, které bylo v době spadu přibližně 30 cm vysoké.

Radionuklidy jsou v půdě pevně vázány a rostliny je mohou absorbovat kořeny jen ve velmi malém množství. Zelenina,

kteřá byla zasažena až po spadu, nebyla prakticky radioaktivní.

Spodní a pramenitá voda nebyla skoro vůbec radioaktivně postižená až na jednotlivé výjimky, poněvadž radionuklidy zadržovala povrchová vrstva půdy. S pitnou vodou vcelku ani potíže nebyly. Pouze v krasových oblastech byla zjištěna jednotlivá zvýšení hodnot.

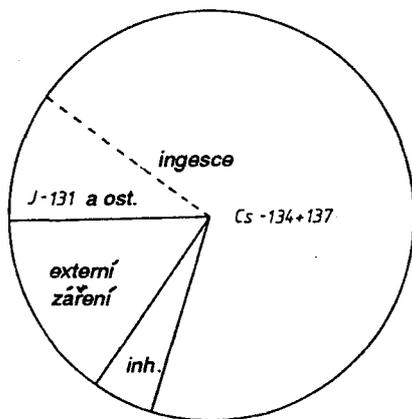
Kaly čistících zařízení byly v prvních měsících po havárii reaktoru vysoce radioaktivně zamořeny. Povrchovými splašky se dostaly radioaktivní nuklidy do čistíček a koncentrovaly se v kalech. Použití těchto kalů jako hnojivo užitkových hospodářských ploch bylo pak zakázáno, aby se zabránilo dodatečnému radioaktivnímu zasažení.

7 Zatížení ozářením rakouského obyvatelstva po havárii reaktoru

Zatížení rakouského obyvatelstva vzniklo těmito třemi způsoby :

- o zářením vnějším (externí zatížení)
- o vdechováním radioaktivních nuklidů (zatížení inhalací)
- o požitím radioaktivních nuklidů s potravinami (zatížení ingescí)

Z výsledků měření zamoření prostředí a potravin byly vypočteny podíly jednotlivých způsobů na celkových hodnotách (ve formě efektivních dávek). Pro první rok jsou pak uvedeny tyto podíly v grafickém znázornění.



Pro děti od jednoho roku a pro dospělé osoby stojí na prvním místě zatížení získané kontaminovanými potravinami. To platí i pro kojence při nedodržování zvláštních pokynů pro výživu.

Účinek záření na člověka se vyjadřuje v remech, případně v miliremech (tisícina remu). Příslušné nařízení pro ochranu proti ozáření dovoluje 167 mremu dodatečného zatížení ozářením za rok pro jednotlivce veškerého obyvatelstva.

EXTERNÍ ZATÍŽENÍ OZÁŘENÍM:

Toto jde především na vrub radioaktivních nuklidů, které se dostávají do půdy deštěm. Z toho vznikající průměrné externí zatížení zářením činilo do dubna 1987 13 mremu (Výkyvy na základě místních rozdílů činily 4,2 az 31 mrem).

ZATÍŽENÍ OZÁŘENÍM INHALACÍ:

Závažnými činiteli v dávkových účincích při vdechování byly zde jod-131, ruthenium-106, a tellur-132. Z hodnot koncentrace ve vzduchu se daly vypočítat efektivní dávky mezi 4 mrem (Bregenz) a 12 mrem (Vídeň).

Inhalace představovala takto menší příspěvek k škodlivému ozáření obyvatelstva. Vzhledem k menšímu vdechovému obsahu nebyly děti, i přes větší citlivost k jodu-131, jeho inhalací nijak zvlášť více zatíženy, než dospělí.

ZATÍŽENÍ OZÁŘENÍM CESTOU INGESCE (požitím kontaminovaných potravin):

a) Jod-131 – fáze

Fáze jod-131 trvala následkem rychlého rozpadu asi 3 týdny. Přívod jodu-131 se dostavil s čerstvým mlékem a s výrobky z čerstvého mléka, jakož i s čerstvou zeleninou. Jod se koncentruje ve štítné žláze. Dávku pro štítnou žlázu je možno přepočítat na tzv. dávku efektivní, která představuje míru rizika pro celý organismus.

Z hodnot jodu-131 ve výživě a ze statických údajů o výživě obyvatelstva vyplývají pro ingesci průměrné dávky pro štítnou žlázu od 0 mremu (kojenci s kojeneckou výživou) a 963 mremu (kojenci živený kravským mlékem). Dospělý dostal takto průměrnou dávku 125 mrem jodu-131 potravou (štítná žláza). Také zatížení kojeneckých dětí bylo

malé, díky nízkým hodnotám jodu-131 v mateřském mléce, asi jen 210 mremu ve štítné žláze (t.j. asi 6,3 mrem dávky efektivní).

U obyvatelstva těžce postižených oblastí se rovná dávka ozáření štítné žlázy z jodu-131 v mléce 140% průměrných hodnot v Rakousku, v málo postižených oblastech 75% těchto průměrných hodnot.

b) Césium-134 a fáze - 137

Césium je v lidském těle ve většině tkání poměrně rovnoměrně rozptýleno.

U dětí a těhotných žen nastává vylučování céšia podstatně rychleji než u průměrných dospělých lidí, takže u nich zůstává menší zatížení zářením prostřednictvím céšia.

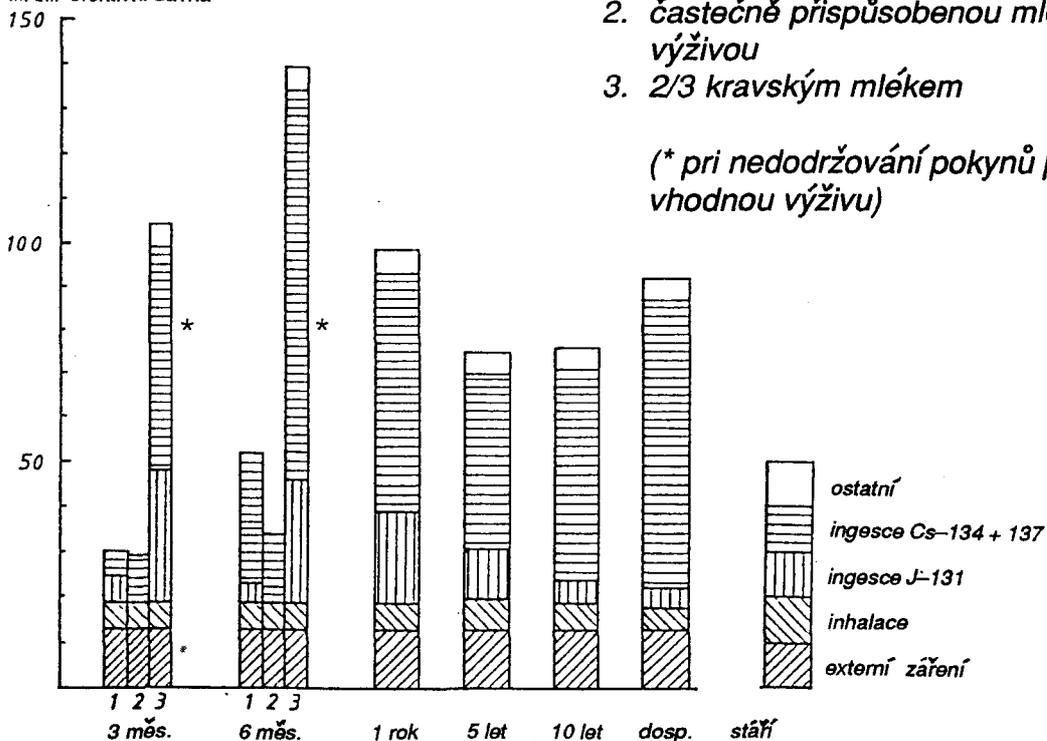
Césium z potravy přichází především s mlékem, mléčnými výrobky a masem. Vedle toho některé další potraviny jako houby, bobulovité ovoce, lískové ořechy, mouka a jiné mají už jen malý vliv.

Césiem podmíněná dávka činila v prvním roce po havárii u kojenečků nebo opatřených kojenečskou výživou děti asi 5 mrem, u dospělých asi 65 mrem.

Zatížení těla stronciem vzhledem k jeho malému obsahu ve spadu, i přes dlouhou poločas stroncia-90 bylo v prvním roce celkem nevýznamné. Ani ostatní radioaktivní nuklidy přitom už nehrají v zatížení obyvatelstva zářením žádnou roli.

Následující zobrazení ukazuje dodatečné efektivní hodnoty záření, způsobené havárií reaktoru u rakouského obyvatelstva podle věkových skupin.

mrem efektivní dávka



Toto zatížení zůstalo vlivem příslušných opatření úřadu a při dodržování daných pokynů vesměs pod úrovní 100 mrem, u kojenců nebo kojeneckou výživou opatřených dětí dokonce hluboko pod touto úrovní. Příčinou je zde jednak malé zatížení mateřského mléka, a také mimořádně nízké hraniční hodnoty u kojenecké výživy.

Také zatížení nenarozených dětí v mateřském lůně bylo poměrně nízké, protože tělo matky poskytuje určitou ochranu.

8 Závěrečná poznámka

V poměru k mnohým střeoevropským státům bylo Rakousko havárií reaktoru silně postiženo.

Propočty a měření radioaktivního zatížení jednotlivců osobními počítací ukazuje,

že opatření pro snížení zatížení ozářením u rakouského obyvatelstva bylo nutné, a také úspěšné.

Přísné mezní hodnoty, dozor nad potravinami a rozsáhlá kontrola životního prostředí jakož i z toho vyplývající opatření umožnily, že směřované mezní hodnoty ročních dávek, stanovených nařízením pro ochranu proti ozáření jednotlivých osob v obyvatelstvu, byly v podstatě dodrženy.

Akutního poškození zdraví následkem havárie reaktoru nebylo třeba se v Rakousku obávat. Smrtelné případy rakoviny a genetická poškození se dají sice podle dávkového zatížení teoreticky vypočítat, ale statisticky významné zvýšení se neočekává.

Seznam obrázků a tabulek**Obr. 1.1 (s. 3)**

Časový průběh emise radioaktivních částic havarovaného reaktoru bez vzácných plynů (všechny hodnoty se vztahují na 6. květen 1986) — nejistota $\pm 50\%$ < počáteční uvolnění emise — fáze ochlazení — fáze žhavění — konec vysokého uvolňování >

Tab. 1.1 (s. 5)

Odhad uvolnění, rozepsaný podle nuklidů (relativní chyba $\pm 50\%$)

Obr. 2.1.1 – 2.1.4 (s. 8/9)

Zvolené proudy vzduchu z Černobylu (podle WHO)

Obr. 3.1.1 (s. 13)

Místa dozoru pro radioaktivitu životního prostředí.

Sberná místa pro aerosoly a srážky

Obr. 3.1.2 (s. 15)

Místa dozoru pro radioaktivitu životního prostředí

Místa odběru povrchové vody v Rakousku

Obr. 3.1.3 (s. 16)

Místa dozoru pro radioaktivitu životního prostředí

Místa odběru vzorku povrchové vody v severovýchodním Rakousku.

Tab. 3.2.1 (s. 18)

Úroveň zatížení sledována varovným signalizačním systémem včasného ohlašování radioaktivního záření (gama-dávky).

Obr. 3.2.1 (s. 19)

Meřicí stanice systému včasného ohlašování radioaktivního záření v Rakousku.

Obr. 4.1 (s. 21)

Radioaktivní zatížení člověka spadem z Černobylu. Procentní údaje představují průměrné celkové dávkové zatížení dospělého Rakušana v prvním roce po havárii reaktoru, přičemž celkové

zatížení je odhadováno na přibl. 90 mrem.

Obr. 5.1. (s. 25)

Události a opatření z 28. dubna do 1. května 1986 v Rakousku.

SFWS: systém včasného ohlašování radioaktivního záření.

Obr. 6.1.1 (s. 26)

Zvolené měřicí stanice systému včasného ohlašování radioaktivního záření.

Obr. 6.1.2 – 6.1.12 (s. 27–34)

Grafy dávkového zatížení v různých místech Rakouska.

Obr. 6.1.13 – 6.1.20 (s. 36/37)

Gamadávky z systému včasného ohlašování radioaktivního záření (počáteční fáze). Průměrné hodinové hodnoty v odstupňování od 6μ R/h.

Obr. 6.1.21 – 6.1.36 (s. 38–41)

Denní maxima v odstupňování od 50μ R/h.

Tab. 6.2.1 (s. 42)

Aktivita vzduchu ve Vídni (Hohe Warte) od 29. dubna do 1. května 1986 v pCi/m³.

Tab. 6.2.2 (s. 43)

Aktivita vzduchu v Rauchenwarty v Dolním Rakousku z 29.4.1986, od 13:45 do 16:15 hod. Objem vzduchu 8.360 m³

Obr. 6.2.1 (s. 44)

Průběh kontaminace přízemního vzduchu v Seibersdorfu (Dolní Rakousko). Plynný a aerosolově vázaný jod-131 (pramen: Rakouské výzkumné středisko Seibersdorf).

Obr. 6.2.2 – 6.2.7 (s. 47–52)

Průběh kontaminace vzduchu ve Vídni a jiných místech (J-131 a Cs-137)

Obr. 6.3.1 (s. 54)

Aktivita srážek v Rakousku; J-131, Cs-137; souhrn z dubna a května se vztahem k prvnímu květnu.

Obr. 6.3.2 (s. 55)

Mapa srážek v Rakousku od 29.4. v 7 hod. do 9.5. v 7 hod. (Ustřední ústav pro meteorologii a geodynamiku Víden).

Tab. 6.3.1 (s. 56)

Aktivita srážek Vídeň 30.4. do 1.5.1986.

Obr. 6.3.3 – 3.3.6 (s. 57/58)

Aktivita J-131, Cs-137, Ru-137, J-132 ve srážkách v Linci.

Obr. 6.3.7 (s. 59)

Pokles aktivity ve srážkách ve Vídni (30.4.1986). Pokles je zde dán hlavně s ohledem na kratkodobé nuklidy Te/J-131 a J-131.

Obr. 6.3.8 (s. 60)

Zvýšení aktivity césia ve srážkách v nadmořské výšce hory Rax (Dolní Rakousko) 4. května 1986.

Obr. 6.3.9 (s. 62)

Tritium ve srážkách. Průměrné měsíční hodnoty od ledna do srpna 1986 ve Vídni a v Bregenci.

Obr. 6.4.1 (s. 64)

Průběh aktivity J-131, Cs-137 a Ru-103 v Dunaji ve Vídni.

Obr. 6.4.2 (s. 66)

Průběh aktivity (celkové beta – záření) v jezerech v Pinzgau v Salzburgsku: Uttendorf a Zellersee.

Obr. 6.5.1 (po s. 68)

Zasažení trávy Cs-137 v údolích a v kotlinách (květen – červenec 1986). Mapa Rakouska

Obr. 6.6.1 (s. 70)

Hloubkové rozdělení radiace Cs-137 v půdě na různých místech: pastvina (Krimml, Salzburgsko); les (Gesäuse, Štýrsko); zahrada (Wiener Neustadt, Dolní Rakousko)

Obr. 6.7.1 (s. 73)

Zatížení zvěře Cs-137 v horských a údolních polohách od května do poloviny července 1986.

Tab. 6.9.1 (s. 81)

Radioaktivní zatížení vyvážením kalů.

Obr. 7.1.1 (s. 84)

Přijem radionuklidů a jejich působnost v rostlinách.

Obr. 7.2.1 (s. 90/91)

Mezní hodnoty pro radioaktivní zamoření potravin (platnost koncem listopadu 1986, hodnoty na kg nebo l)

Obr. 7.3.1 – 7.3.10 (s. 94–98)

Kontaminace kravského mléka v různých místech Rakouska jodem-131.

Obr. 7.3.11 – 7.3.12 (s. 99)

Místní kontaminace kravského mléka césiem-137.

Obr. 7.3.13 (s. 100)

Hodnoty Cs-137 a J-131 v kravském mléce v rakouském průměru.

Obr. 7.3.14 (s. 102)

Ohraničení koncentrace Cs-137 v kravském mléce stanovením mezní hodnoty J-131 10nCi / l v fázi – jod na příkladě Horního Rakouska.

Obr. 7.4.1 (s. 105)

Vzor rozdělení radionuklidu při běžném technickém zpracování plnotučného mléka. Čísla vedle označených výrobků označují podíly hmotnosti. (v časop. "Milchwirtschaft" 18, 1963)

Obr. 7.4.2 (s. 106)

Kontaminace sýru Cs-134 a 137 v rakouském průměru.

Obr. 7.4.3 (s. 107)

Zasažení čerstvého sýru (včetně tvarohu) v rakouském průměru.

Obr. 7.5.1 (s. 110)

Zasažení špenátu J-131 a Cs-137 v rakouském průměru.

Obr. 7.5.2 (s. 111)

Zasažení salátu J-131 a Cs-137 v rakouském průměru.

Obr. 7.5.3 (s. 112)

Rozdíly koncentrace J-131 v salátu mezi povrchními a vnitřními listy.

- Obr. 7.5.4** (s. 113)
Rozdíl koncentrace J-131 a Cs-137 v salátu pěstovaného různými způsoby (na poli, na poli pod folii, ve foliovém tunelu, ve skleníku)
- Obr. 7.5.5** (s. 114)
Zasažení zeleniny Cs-137 v rakouském průměru.
- Obr. 7.6.1** (s. 116)
Místní kontaminace ovoce Cs-137.
- Obr. 7.6.2** (s. 117)
Kontaminace ovoce Cs-137 v rakouském průměru.
- Tab. 7.7.1** (s. 119)
Rozdíl koncentrace césia v letním a zimním obilí.
- Tab. 7.2.2** (s. 120)
Snížení koncentrace Cs-137 při mlecím procesu.
- Obr. 7.7.1** (s. 121)
Zasažení obilí (pšenice a žito) a mlýnských výrobků; Ø mouka je stanovena podle průměrné spotřeby různých druhů mouky.
- Obr. 7.8.1** (s. 123)
Místní zamoření vepřového masa Cs-134 a 137.
- Obr. 7.8.2** (s. 124)
Zamoření vepřového masa Cs-134 a 137 v rakouském průměru.
- Obr. 7.8.3** (s. 125)
Místní zamoření hovězího masa Cs-134 a 137.
- Obr. 7.8.4** (s. 125)
Zamoření hovězího masa Cs-134 a 137 v rakouském průměru.
- Obr. 7.8.5** (s. 127)
Zamoření telecího masa Cs-134 a 137 v rakouském průměru.
- Obr. 7.8.6** (s. 127)
Porovnání hodnot koncentrace Cs-134 a 137 v různých druzích masa (telecí, hovězí a vepřové maso).
- Obr. 7.8.7** (s. 128)
Místní zamoření kuřecího masa Cs-134 a 137.
- Obr. 7.8.8** (s. 129)
Zamoření kuřecího masa Cs-134 a 137 v rakouském průměru.
- Obr. 7.8.9** (s. 130)
Zamoření žloutku hrabavé drůbeže J-131 (Gramatneusiedl, Dolní Rakousko)
- Obr. 7.8.10** (s. 131)
Zamoření ovčího masa Cs-134 a 137 v rakouském průměru.
- Obr. 7.8.11** (s. 133)
Místní zamoření zvěřiny Cs-134 a 137.
- Obr. 7.8.12** (s. 133)
Zamoření zvěřiny Cs-134 a 137 v rakouském průměru.
- Obr. 7.9.1** (s. 135)
Průběh celkového beta záření ve vodě z horských pramenů v obou vídeňských horských potrubích.
- Obr. 7.9.2** (s. 136)
Průběh celkového beta záření v pramenu Fürstenbrunnquelle (Salzburgsko).
- Obr. 7.9.3** (s. 137)
Průběh zamoření pitné vody J-131 v Hallstattu.
- Obr. 7.9.4** (s. 138)
Snížování celkového beta-záření při úpravě pitné vody ve vodárně Vídeňského údolí.
- Obr. 8.1.1** (s. 140)
Kontaminace syrovátky Cs-134+137 v rakouském průměru.
- Obr. 8.1.2** (s. 140)
Místní kontaminace syrovátky Cs-134+137.
- Obr. 8.2.1** (s. 142)
Kontaminace sena z prvního sečení Cs-137 v obcích Štýrska.

Obr. 8.2.2 (s. 143)

Kontaminace sena z druhého sečení Cs-137 v obcích Štýrska.

Obr. 8.3.1 (s. 146)

Faktory přenosu césia z krmiva do masa u nekterých zvířat. Výpočet :

$$\text{faktor přenosu} = \frac{nCi/kg \text{ masa}}{nCi \text{ denní příjem}}$$

Tab. 8.3.2 (s. 147)

Biologické poločasy rozpadu césia platné pro nekterá zvířata.

Tab. 10.1 (s. 163)

Porovnání záření usazeného v půdě následkem pokusu jaderných zbraní (akumulovaná aktivita do 1980, podle UNESCAR 1982) a následkem nehody v Černobyli v Rakousku. Hodnoty v nano-curie na čtvereční metr.

Obr. 10.1 (s. 164)

Denní příjem Sr-90 s potravou městským obyvatelstvem Rakouska v letech 1960–1973.

Pramen: Rakouské federální ministerstvo zdravotnictví a ochrany životního prostředí 1975: měření radioaktivity v Rakousku v letech 1970–1974.

Obr. 10.2 (s. 164)

Denní příjem Cs-137 s potravou městským obyvatelstvem Rakouska v letech 1963–1973. Pramen: Rakouské federální ministerstvo zdravotnictví a ochrany životního prostředí 1975: měření radioaktivity v Rakousku v letech 1970–1974.

Obr. 11.2.1 (s. 168)

Náčrtek místního zatížení zářením Rakouska na základě měřených hodnot varového signalizačního systému od 3.5.1986 a hodnot radioaktivity srážek.

Tab. 11.2.1 (s. 169)

Externí dávka ozáření (v mrezech) následkem reaktorové nehody v Černobyli.

Obr. 11.3.1 (s. 170)

Relativní toxicita radionuklidů z naměřených hodnot koncentrace ve vzduchu ze dne 29.4.1986 v procentech.

Tab. 11.3.1 (s. 171)

Koncentrace radionuklidů, které se dostaly do Rakouska 29.4.1986 (1.maximum), vyzkumný ústav Seibersdorf.

Tab. 11.3.2 (s. 173)

Závislost faktoru inhalačních dávek pro různé nuklidy na věku člověka (jednotka = mrem/nCi – příjem).

Tab. 11.3.3 (s. 174)

Dávka příjmu z jednodinové inhalace v miliremech při koncentraci záření 1nCi/m³ ve vzduchu.

Tab. 11.3.4 (s. 176)

Odhadnuté inhalační dávky ve Vídni (29.4. do 9.5.1986) následujících nuklidů: Ru-106, J-131, Te-132, Cs-137, které sestavují asi 90% celkové inhalační dávky. Údaje: Atominstitut rakouských universit nebo Federální úřad pro ochranu životního prostředí, Vídeň (jednota hodnot dávky=mrem; souhrn aktivity ve vzduchu v nCi.h.m⁻³ (Eff=efektivní dávka; SD=dávka štítné žlázy).

Tab. 11.3.5 (s. 177)

Odhadnuté inhalační dávky v Linci (29.4. do 9.5.1986) následujících nuklidů: Ru-106, J-131, Te-132, Cs-137, které sestavují asi 90% celkové inhalační dávky. Údaje: Federální úřad pro ochranu životního prostředí, Vídeň (jednota hodnot dávky=mrem; souhrn aktivity ve vzduchu v nCi.h.m⁻³ (Eff=efektivní dávka; SD=dávka štítné žlázy).

Tab. 11.3.6 (s. 178)

Odhadnuté inhalační dávky v Klagenfurtu (29.4. do 9.5.1986) následujících nuklidů: Ru-106, J-131, Te-132, Cs-137, které sestavují asi 90% celkové inhalační dávky. Údaje: Federální úřad pro ochranu životního

prostředí, Vídeň (jednota hodnot dávky=mrem; souhrn aktivity ve vzduchu v $nCi.h.m^{-3}$ (Eff=efektivní dávka; SD=dávka štítné žlázy)

Obr. 11.3.2 – 11.3.4 (s. 179/180)

Odhad inhalační dávky Ru-106, J-131, Te-132, Cs-137 a jejich souhrn – přibl. 90% celkové inhalační dávky, v miliremech. Efektivní dávky Ru-106; třída plicní retence Y ve Vídni, v Linci a v Klagenfurtu.

Tab. 11.4.1 (s. 183)

Spotřeba potravin v gramech za den.

Obr. 11.4.1 (s. 185)

Kontaminace mateřského mléka (vzorky z Semmelweiskliniky, ústřední zberny mateřského mléka města Vídně) J-131 v porovnání z mlékem z mlékařenského závodu ve Vídni v květnu a v červnu 1986.

Obr. 11.4.2 (s. 186)

Závislost faktorů dávek na věku.

Tab. 11.4.2 (s. 187)

Závislost ingestičních faktorů dávek pro různé nuklidy na věku. Hodnoty v mrem/ nCi příjem.

Obr. 11.4.3 (s. 188)

Vliv jednotlivých druhů zatížení na dávku ve štítné žláze následkem havárie reaktoru v Černobylu do konce dubna 1987. Rakouské průměry.

*) inhalační vlivy na děti mladší než jeden rok, odhadnuty.

Tab. 11.4.3 (s. 189)

Kontaminace zářením J-131 ingestivní v rakouském průměru a ve vysoce zatížených oblastech. Kategorie výživy kojenců M (SD) – dávka ve štítné žláze ze spotřeby mléčných výrobků.

G (SD) – dávka ve štítné žláze ze spotřeby zeleniny.

SD – celková dávka ve štítné žláze

eff – celková efektivní dávka

hodnoty v miliremech

Obr. 11.4.4 (s. 193)

Obsah Cs-134 a Cs-137 v mateřském mléce (Semmelweisklinika, ústřední sběrna mateřského mléka).

Srovnání s mlékem z mlékárenského závodu (Vídeň, průměrné hodnoty).

Tab. 11.4.4 (s. 195)

Záření Cs-137 přijaté různými věkovými skupinami a dávka na celé tělo (v miliremech). Hodnoty do konce dubna 1987. Kategorie výživy kojenců:

1. Výživa mateřským mlékem

2. Výživa částečně upravenými hotovými mléčnými výrobky nebo kojeneckou výživou

3. Výživa 2/3 mlékem nebo plnotučným mlékem a žádnými zvláštními dětskými výživami.

Hodnoty u dětí mladších jednoho roku nemohou být vyjádřeny jako individuální dávky, mají jen statistický význam.

Obr. 11.4.5 (s. 197)

Věková závislost faktorů dávek (efektivní dávky) Cs-134. Inhalace v miliremech na každou jednogodinovou inhalaci při $1 nCi/m^3$.

Obr. 11.4.6 (s. 197)

Věková závislost faktorů dávek (efektivní dávky) Cs-137. Inhalace v miliremech na každou jednogodinovou inhalaci při $1 nCi/m^3$.

Tab. 11.4.5 (s. 198)

Dávka v kostní dřeni a efektivní dávka ze zatížení Sr-90 (předpoklad: příjem 20 pCi/den). Hodnoty naměřené do konce 1986, v závorkách do konce 1987. Hodnoty v miliremech.

Tab. 11.6.1. (s. 201)

Fetální dávka J-131 ve štítné žláze podle J.R. Johnsona. (Literatura viz Johnson a Fueger/Schreiner).

Obr. 11.6.1. (s. 202)

Fetální dávka ve štítné žláze po jednorázovém příjmu $1 nCi$ (37 Bq) J-131 matkou jako funkce doby těhotenství v době příjmu.

Obr. 11.7.1 (s. 205)

Působení jednotlivých druhů zatížení na celkovou efektivní dávku důsledkem havárie reaktoru v Černobylu do konce dubna 1987. Rakouský průměr.

*) při nedodržování doporučení rakouského ministerstva zdravotnictví ve výživě.

Tab. 11.7.1 (s. 206)

Efektivní dávky (v miliremech) v důsledku havárie reaktoru v Černobylu v prvním roce (do dubna 1987). Rakouské průměrné hodnoty.

Kategorie výživy kojenců:

1. Výživa materským mlékem

2. Výživa částečně upravenými hotovými mléčnými výrobky nebo kojeneckou výživou.

3. Výživa 2/3 mlékem nebo plnotučným mlékem a žádnými zvláštními dětskými výživami.

Hodnoty pro děti mladší 1 roku nejsou vyjádřeny v individuálních dávkách, mají jen statistický význam.

Obr. 11.7.2. (s. 207)

Poměrné zastoupení různých druhů zatížení u dětí (3 měsíce, kojené) a dospělých.

Vorwort zur Erstauflage (1986)

Der Reaktorunfall in Tschernobyl hatte auf Österreich schwerwiegende Auswirkungen. Ab dem 29. April 1986 wurde Österreich von stark radioaktiv belasteter Luft überflutet und durch lokale Niederschläge entsprechend den geographischen Gegebenheiten sehr unterschiedlich kontaminiert. Nach den bisher vorliegenden Unterlagen zählt Österreich zu den in Europa am stärksten betroffenen Staaten.

Die Kontamination in Österreich war in einer Größenordnung, die es notwendig machte, Maßnahmen zur Minimierung der Strahlenbelastung der Bevölkerung zu ergreifen. Von Anfang an war klar, daß der weitaus größte Anteil über die Nahrungsmittel (Ingestion) zu erwarten war. Deshalb waren Maßnahmen zur Abwehr der Strahlenbelastung vor allem auf die Minimierung der Ingestionsdosis gerichtet, und es mußten Grenzwerte der radioaktiven Belastung von Lebensmitteln festgesetzt werden. Die Grenzwertfestsetzung erfolgte in Österreich nach dem Grundsatz, besonders die Risikogruppen der Bevölkerung – z.B. Kinder – möglichst wirksam zu schützen.

Im vorliegenden Bericht wird versucht, einen Überblick über den Ablauf der Ereignisse und eine Übersicht über die bisherigen Meßergebnisse der radioaktiven Belastung der Umwelt und der Lebensmittel zu geben.

Nach einer kurzen Beschreibung des Unfallherganges wird ein Überblick über die meteorologische Situation nach dem Reaktorunfall gegeben. Weiters werden die Überwachung Österreichs auf radioaktive Belastung, die Ziele der Strahlenmeßtätigkeit, sowie die Ausgangssituation in Österreich und die ersten Messungen beschrieben. Schließlich werden die bisher ausgewerteten Ergeb-

nisse der Umwelt-, Lebensmittel- und Futtermittelkontrolle dargestellt. Nach der Auflistung wesentlicher Maßnahmen zur Minimierung der Strahlenbelastung folgt ein Vergleich mit der früheren Belastung aus Kernwaffenversuchen. Dem wichtigen Kapitel der Abschätzung der Strahlenbelastung für die österreichische Bevölkerung ist breiter Raum gewidmet. Es zeigt die Notwendigkeit der getroffenen Maßnahmen. Dem Überblick über die Verstrahlungssituation in anderen Ländern Europas ist noch eine Erklärung von Fachausdrücken angeschlossen.

Der Bericht berücksichtigt bereits den Großteil der in Österreich erhobenen Daten. Insgesamt wurden über 100.000 Messungen von Einzelproben durchgeführt. Viele Messungen müssen noch nach verschiedenen Gesichtspunkten ausgewertet werden, viele Meßprojekte sind noch nicht abgeschlossen und einige Meßprogramme werden sicherlich noch längere Zeit weitergeführt werden müssen. Auch in den folgenden Jahren wird eine Vielzahl von Untersuchungen notwendig sein, um radioökologische Gesichtspunkte weiter zu verfolgen.

Dieser Bericht entstand durch Zusammenarbeit von W. Ecker (Bundesministerium für Gesundheit und Umweltschutz), H. Hojesky (Umweltbundesamt), W. Junger (Bundesministerium für Gesundheit und Umweltschutz), K. Kienzl (Umweltbundesamt), H. Nowak (Umweltbundesamt), A. Riss (Umweltbundesamt), F. Schönhofer (Projektleiter, Umweltbundesamt), P. Vychytil (Bundesministerium für Gesundheit und Umweltschutz) und J. Zechner (Bundesministerium für Gesundheit und Umweltschutz), sowie vieler weiterer Kolleginnen und Kollegen des Umweltbundesamtes.

Hauptsächlich wurden Meßergebnisse folgender Stellen verwendet:

- Umweltbundesamt
- Forschungszentrum Seibersdorf
- Bundesanstalt für Lebensmitteluntersuchung und –forschung Wien
- Bundesversuchs- und –forschungsanstalt Arsenal
- Atominstitut der Österreichischen Universitäten
- Radiochemisches Institut der Universität Innsbruck
- Lebensmitteluntersuchungsanstalt Innsbruck

Folgende Institutionen waren durch Messungen, durch Bereitstellung von Meßergebnissen oder durch Zusammenarbeit bei der Probenbeschaffung beteiligt:

- Bundesministerium für Gesundheit und Umweltschutz
- Hygienisch-bakteriologische Untersuchungsanstalt der Stadt Wien
- Landeswarnzentralen der Bundesländer
- Landeswirtschaftskammern
- Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik und ihre Wetterdienststellen
- Bundesstaatliche bakteriologisch-serologische Untersuchungsanstalt Graz
- Institut für Wildtierkunde der Veterinärmedizinischen Universität

- Bundesministerium für Landesverteidigung
- Bundesministerium für Inneres

Anmerkungen zur Neuauflage (1990)

Die ständige Nachfrage nach dem vorliegenden Bericht macht eine Neuauflage notwendig, die durch Kurzfassungen in englischer und tschechischer Sprache inkl. einer Übersetzung der Abbildungs- bzw. Tabellenüberschriften ergänzt wurde.

Weitere Forschungsberichte wurden entsprechend der 1987 neu geordneten administrativen Zuständigkeit vom Bundeskanzleramt, Sektion VII / Gesundheit (Radetzkystraße 2, 1030 Wien) herausgegeben. Es sind dies:

Die Auswirkungen des Reaktorunfalls in Tschernobyl auf Österreich; Beiträge 2/88.

Die Auswirkungen des Reaktorunfalls in Tschernobyl auf Österreich – Folgestudien; Beiträge 6/89.

Da der Haupttext des Berichtes im übrigen – mit Ausnahme von Korrekturen auf S. 191 u. 195 – unverändert wiedergegeben wird, sind alle Daten noch in Curie bzw. rem angegeben. Zum Vergleich mit den nun international festgesetzten Angaben in Becquerel bzw. Sievert befindet sich auf der letzten Seite eine Tabelle mit Umrechnungsfaktoren.

Inhaltsverzeichnis

1. Der Reaktorunfall von Tschernobyl	1
2. Meteorologische Situation	6
2.1. Ausbreitung der radioaktiven Wolke	6
2.2. Niederschlagssituation in Österreich	10
3. Überwachung Österreichs auf radioaktive Kontamination ..	11
3.1. Überwachungsnetz für Umweltradioaktivität	11
3.2. Strahlenfrühwarnsystem	17
4. Ziele der Strahlenmeßtigkeit	21
5. Ausgangssituation in Österreich - erste Messungen	23
6. Umweltkontrolle	26
6.1. Dosisleistung	26
6.1.1. Zeitliche Entwicklung der Verstrahlungssituation .	26
6.1.2. Regionale Verteilung der Dosisleistung	35
6.2. Luft	42
6.3. Niederschlag	53
6.4. Oberflächenwasser	63
6.5. Gras	67
6.6. Boden	69
6.7. Wild	72
6.8. Fische	77
6.9. Klärschlamm	80
7. Lebensmittelkontrolle	83
7.1. Aufnahme und Verhalten von Radionukliden in Pflanzen	83
7.2. Festsetzung der Lebensmittelgrenzwerte	88
7.3. Milch	93

7.4.	Milchprodukte	104
7.5.	Gemüse und Pilze	109
7.6.	Obst	116
7.7.	Getreide	119
7.8.	Fleisch, Geflügel und Eier	122
7.9.	Trinkwasser	134
8.	Futtermittel	139
8.1.	Molke	139
8.2.	Gras, Heu, Silagen und andere Futtermittel	141
8.3.	Fütterungsversuche	144
9.	Maßnahmen zur Minimierung der Strahlenbelastung: eine Chronologie	148
10.	Vergleich mit dem Fallout aus Kernwaffenversuchen	162
11.	Dosisabschätzung	165
11. 1.	Einleitung	165
11. 2.	Belastung durch externe Strahlung	167
11. 3.	Belastung über Inhalationspfad	170
11. 4.	Belastung über Ingestionspfad	182
11. 5.	Belastung durch andere Nuklide	199
11. 6.	Schwangerschaft und Fetalzeit	200
11. 7.	Zusammenfassende Darstellung der Belastungen	205
11. 8.	Ausblick auf die folgenden Jahre	208
11. 9.	Mitarbeiter der Arbeitsgruppe für die Dosis- belastung	209
11.10.	Literaturverzeichnis zum Kapitel 11 - Dosisab- schätzung	210
12.	Verstrahlungssituation in anderen Ländern Europas	212

Erklärung verwendeter Fachausdrücke

1. Der Reaktorunfall von Tschernobyl

Am 26. April 1986 nachts um 1 Uhr 23 Ortszeit ereignete sich in der Anlage 4 des Kernkraftkomplexes Tschernobyl, 120 km nördlich von Kiew der bisher schwerste Unfall in der Geschichte der friedlichen Nutzung der Kernenergie, ein "Supergau".

Am Standort befinden sich vier Reaktoreinheiten, jeweils Doppelblöcke. Zwei weitere Einheiten sind im Bau.

Beschreibung des Reaktors

Die Anlage Tschernobyl 4, die 1984 in Betrieb genommen wurde, ist mit einem graphitmoderierten Druckröhrenreaktor (RBMK) von 1000 MW elektrischer Leistung ausgestattet. Ein hermetisch abgeschlossenes Containment fehlt. Diese spezielle Reaktorbauart gestattet es, auch ohne Reaktorstillstand die Brennelemente zu wechseln.

Unfallablauf

Die planmäßige Revision der Anlage 4 in Tschernobyl sollte zu einem elektrotechnischen Experiment genützt werden. Es sollte ausprobiert werden, wieweit die Rotationsenergie des auslaufenden Generators bei Ausfall der erforderlichen Notstromdieselaggregate für die Erzeugung zusätzlichen Notstroms herangezogen werden kann. Der kerntechnischen Sicherheit der Anlage wurde dabei zuwenig Beachtung geschenkt.

Im Laufe des Versuchs traten dann, teilweise durch die Fehlbedienungen bedingt, Betriebsmodalitäten auf, die komplett außerhalb der Betriebsnormen lagen. Um den Fortgang der Experimente nicht zu stören, wurde eine Reihe von Maßnahmen ergriffen, die auch sicherheitsrelevante Systeme blockierten (Noteinspeisung, Reaktorschnellabschaltung, Ausfahren zu vieler Steuerstäbe aus dem Graphitblock über die betrieblich festgelegten Vorschriften hinaus).

Ein Reaktor dieser Auslegung ist kernphysikalisch im durch den im Versuch geforderten niedrigen Leistungsbereich schwer zu regeln. Erschwerend kam hinzu, daß die Leistung des Reaktors noch niedriger war als vorgesehen. Das sollte durch weiteres Ausfahren von Regelementen kompensiert werden.

Diese Instabilität führte letztendlich zu einem unkontrollierten Leistungsanstieg, der nicht mehr durch das schnelle Einfahren der Steuerstäbe zu beherrschen war.

Der explosionsartige Leistungsanstieg des Reaktors zerstörte die obere Reaktorabdeckplatte, wodurch das Reaktorinnere freigelegt wurde. Die Brennelementwechsellmaschine und der zugehörige Kran stürzten auf den Reaktor. Das Dach der Reaktorhalle wurde schwer beschädigt.

Durch die hohen Temperaturen begann der Graphit des Reaktorkerns zu brennen. Das Zirkon im Reaktorkern reagierte mit dem Wasser unter Knallgasexplosionen.

Die ersten Maßnahmen zielten darauf ab, durch den Abwurf von Borcarbid (ein Neutronenfänger) die Kernreaktion zu bremsen. Durch den Abwurf von Blei sollte die Strahlung abgeschirmt werden. Die anderen Materialien (Dolomit, Sand und Lehm) dienten der Brandbekämpfung.

Emissionen

Durch die hohe Temperatur, die Explosionen und den Brand gelangten insgesamt ca. 3,5% des gesamten radioaktiven Inventars in die Umwelt. Die Emissionen erreichten Höhen bis ungefähr 1500 m. Die täglichen Emissionen nach dem Unfall sind in Abb. 1.1. dargestellt. Ein großer Anteil der Aktivitätsabgaben (ca. 25 %) erfolgte somit am Unfalltag. Luftmassen aus dieser Zeit gelangten auch nach Österreich.

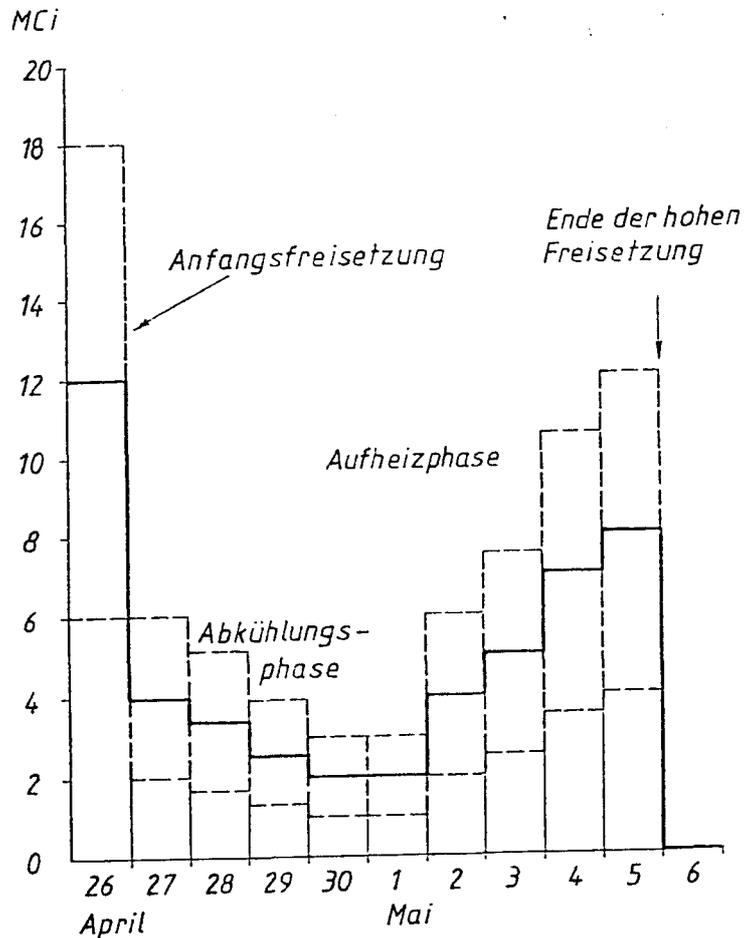


Abb. 1.1.: Zeitlicher Verlauf der Aktivitätsabgaben aus dem Unfallreaktor ohne Edelgase (Alle Aktivitäten bezogen auf den 6. Mai 1986).
- - - - Unsicherheit von 50 %

Nach 6 Tagen kam es zu einem Wiederanstieg der Temperatur durch die Nachzerfallswärme und zu einem neuerlichen Anstieg der Aktivitätsabgaben. Aus diesen Tagen gelangten keine Luftmassen mehr nach Österreich. Erst 12 Tage nach dem Unfall gelang es, die Temperatur und damit die Emissionen deutlich zu reduzieren.

Die Art der bei einem Unfall emittierten Radionuklide und deren Verhältnis zueinander hängt in erster Linie von der Temperatur ab. Bei niedrigen Temperaturen werden bevorzugt leicht flüchtige Elemente wie Jod, Tellur, Cäsium und vor allem Edelgase emittiert, bei höheren Temperaturen gelangen auch schwerer flüchtige Elemente wie Plutonium in die Atmosphäre. In Tab. 1.1 sind die Emissionen für den 26.4., bis zum 6.5., sowie der Freisetzunganteil am gesamten Inventar - aufgeschlüsselt nach Radionukliden - angegeben. Sie zeigt, daß die leicht flüchtigen Edelgase Xenon und Krypton zu fast 100 %, sowie Jod, Tellur und Cäsium zu 10 - 20 %, die schwer flüchtigen Elemente aber nur zu etwa 2 - 6 % freigesetzt wurden. Nach Angaben offizieller Stellen der UdSSR betrug die Gesamtabgabe etwa 50 MCi (ohne Edelgase), wobei die Werte mit einem geschätzten Fehler von + 50% behaftet sind.

Tabelle 1.1.: Abschätzung der Freisetzung, aufgeschlüsselt
nach Nukliden (relativer Fehler \pm 50 %)

Isotop	Emissionen am 26.04.86 (MCi)	Emissionen bis 06.05.86 (MCi)	Freisetzunganteil in Prozent des Ge- samtinventars (bis 06.05.86)
Xe-133	5	45	fast 100
Kr-85m	0,15	-	fast 100
Kr-85	-	0,9	fast 100
J-131	4,5	7,3	20
Te-132	4	1,3	15
Cs-134	0,15	0,5	10
Cs-137	0,3	1,0	13
Mo-99	0,45	3,0	2,3
Zr-95	0,45	3,8	3,2
Ru-103	0,6	3,2	2,9
Ru-106	0,2	1,6	2,9
Ba-140	0,5	4,3	5,6
Ce-141	0,4	2,8	2,3
Ce-144	0,45	2,4	2,8
Sr-89	0,25	2,2	4,0
Sr-90	0,015	0,22	4,0
Pu-238	$0,1 \cdot 10^{-3}$	$0,8 \cdot 10^{-3}$	3,0
Pu-239	$0,1 \cdot 10^{-3}$	$0,7 \cdot 10^{-3}$	3,0
Pu-240	$0,2 \cdot 10^{-3}$	$1 \cdot 10^{-3}$	3,0
Pu-241	0,02	0,14	3,0
Pu-242	$0,3 \cdot 10^{-6}$	$2 \cdot 10^{-6}$	3,0
Cm-242	$0,3 \cdot 10^{-2}$	$2,1 \cdot 10^{-2}$	3,0
Np-239	2,7	1,2	3,2

2. Meteorologische Situation

2.1. Ausbreitung der radioaktiven Wolke

Die großräumige Luftdruckverteilung über Europa zeigte am 26.4.1986, dem Tag des Reaktorunfalls, einen Tiefdrucktrog über Westeuropa und ein Hoch über Nordosteuropa. Dies hatte eine von Tschernobyl aus etwa nord- bis nordwestwärts gerichtete Luftströmung zur Folge. Auch die Berechnung der Zugbahnen der Luft (Trajektorien) in einer Höhe von etwa 1500 m (Druckniveau 850 hPa) ergab dieselbe Strömungsrichtung.

Die erste radioaktive Wolke, die Tschernobyl am 26.4. verlassen hatte, überquerte das Baltikum, streifte Schweden entlang der Ostseeküste (am 27.4. wurden dort die ersten Erhöhungen der Radioaktivität registriert) und zog weiter über Finnland hinweg, wo sie am 27.4. abends registriert wurde. (Abb.2.1.1.)

Zwischen dem 26.4. und 27.4.1986 begann eine selbständige Tiefdruckentwicklung über dem westlichen Mittelmeer (Genuazyklone). Durch diese Umstellung der Großwetterlage änderten sich die Strömungsverhältnisse.

Die erste Belastungswelle, die Österreich am Dienstag, den 29.4. nachmittags erreichte, hatte Tschernobyl am 27.4. um etwa 2 Uhr Mitteleuropäischer Sommerzeit (MESZ) in einer Höhe unterhalb 1000 m verlassen. (Abb.2.1.2.). Die kontaminierte Luft drang von Nordosten her in unser Bundesgebiet vor. Die zweite und dritte Belastungswelle, die Österreich am Mittwoch, den 30.4., und Donnerstag, den 1.5., erreichte, wurde von Luft verursacht, die Tschernobyl im Laufe des Sonntags, den 27.4., verlassen hatte (Abb. 2.1.3.). Die Zugbahnen der Luft verliefen dabei in Bodennähe und in 1500 m Höhe ähnlich. Die Luft,

die Tschernobyl 12 Stunden vorher (27.4., 2 Uhr MESZ) in einer Höhe von 1500 m verlassen und nach den Trajektorienberechnungen eine etwas nördlichere Bahn genommen hatte (Abb. 2.1.2.), erreichte Österreich ebenfalls am 1. Mai und konnte nicht als getrennte Belastungswelle unterschieden werden.

Der weitere Verlauf der Großwetterlage brachte für Österreich eine Besserung der Situation, da im Raum Tschernobyl die Strömung bereits in der Nacht vom 27.4. auf 28.4. auf West gedreht und ausschließlich Gebiete der Sowjetunion überquert hatte (Abb.2.1.4.). In der Folge - ab dem 2.5. - wurde die Balkanhalbinsel und später die Türkei von Luftmassen aus Tschernobyl erreicht.

Nach Österreich gelangten ab dem 2. Mai keine Luftmassen mehr direkt aus Tschernobyl, teilweise aber aus Gebieten, die vorher von den radioaktiven Wolken überströmt worden waren. Allerdings wurde z.B. noch am Sonnblick in 3105 m Höhe am 3.5. ein größerer Anstieg registriert, der offensichtlich von einer stärkeren radioaktiven Wolke herrührte. Regional unterschiedlich waren noch mehrere solcher "Wellen" sehr deutlich in der Aktivität der Luft und in einigen Fällen sogar in der Registrierung der Dosisleistung als Schwankungen im allmählichen Abfall der Werte erkennbar.

Erst ab dem 8.5. war infolge der Umstellung der Großwetterlage auf eine Westwetterlage der Zustrom belasteter Luft nach Österreich beendet.

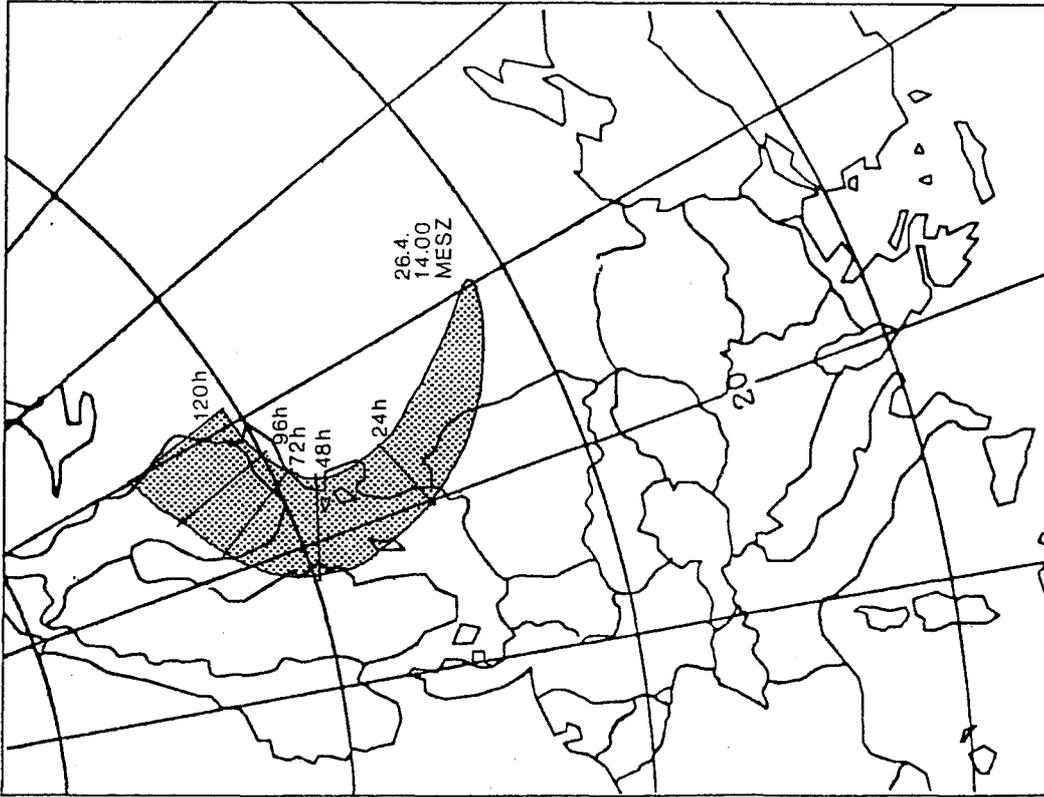


Abb.: 2.1.1.: Die Luft, die am Unfalltag Tschernobyl verläßt, erreicht Schweden und Finnland.

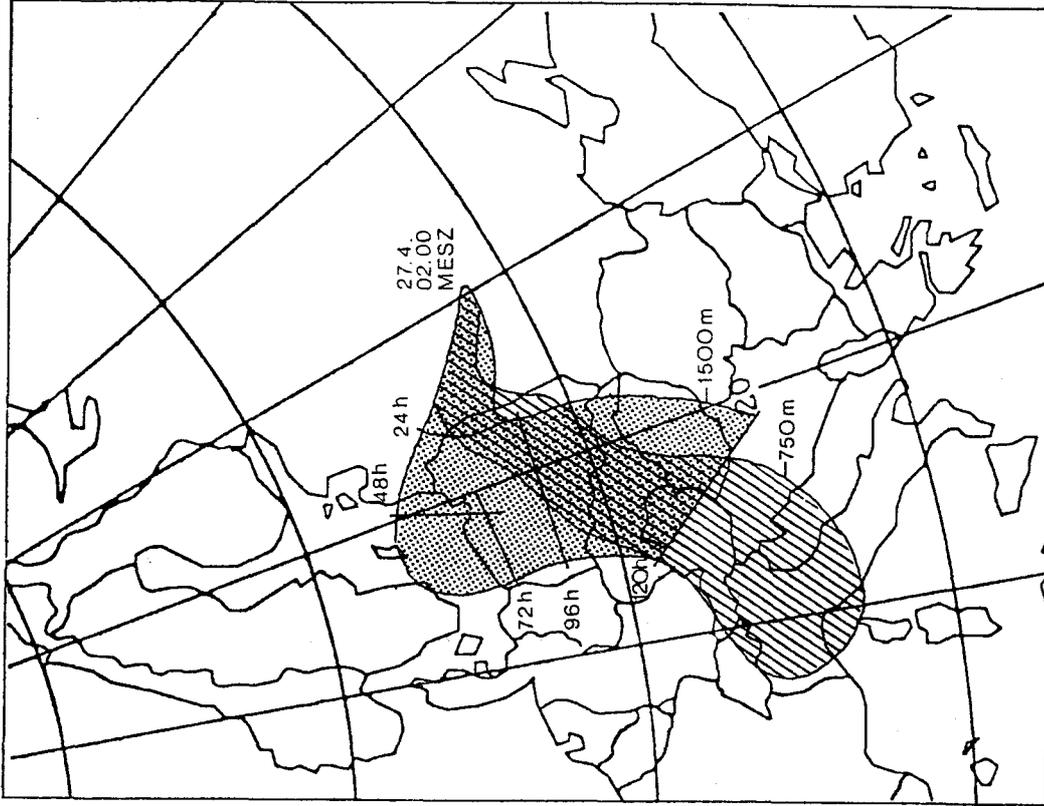


Abb.: 2.1.2.: Die erste belastete Luft, die Österreich am 29.4.1986 nachmittags erreicht, hat Tschernobyl am 27.4.1986 in der Nacht in geringerer Höhe verlassen. Luft aus größerer Höhe erreicht Österreich später.

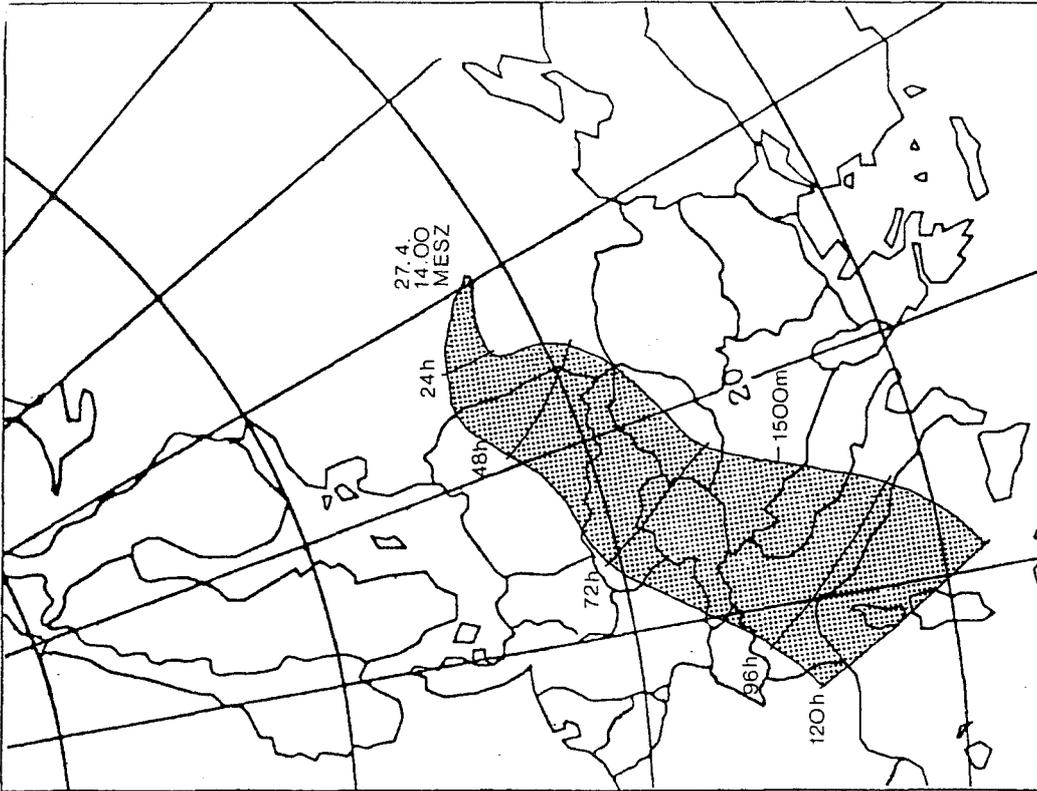


Abb.: 2.1.3.: Die hohen Belastungen in Österreich am 30.4.1986 und 1.5.1986 werden von Luft verursacht, die Tschernobyl am 27.4.1986 verlassen hat.

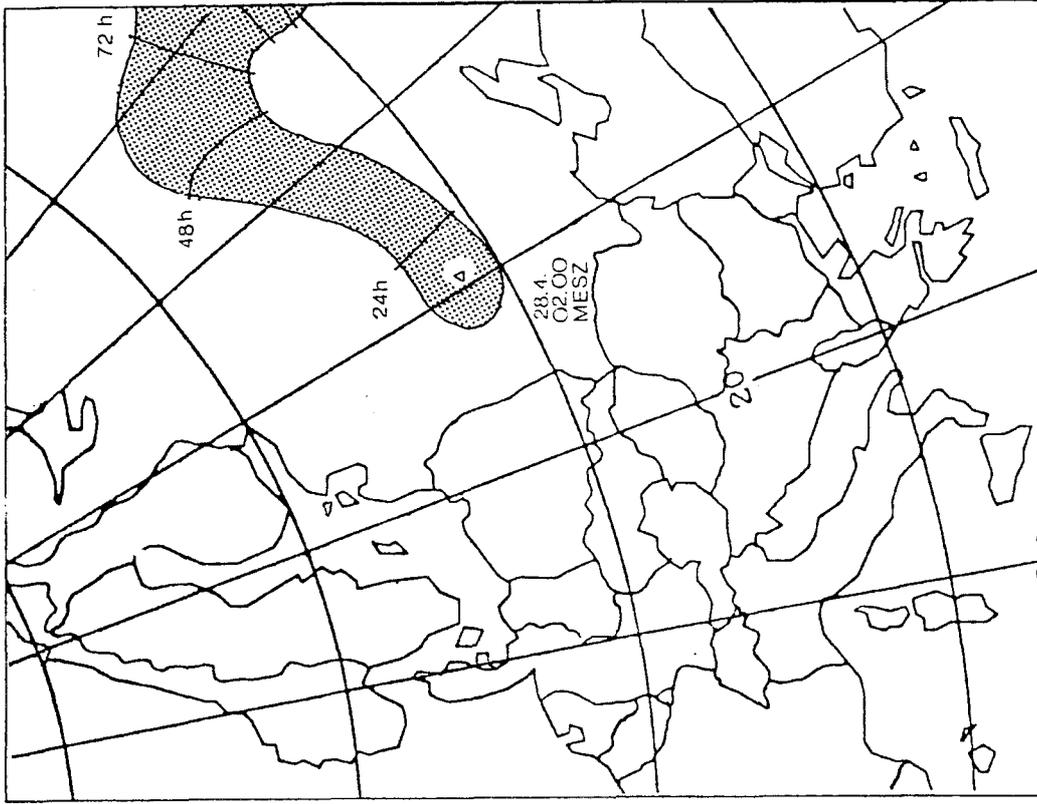


Abb.: 2.1.4.: Am 28.4.1986 dreht die Wetterlage. Vom Unfallort gelangt keine belastete Luft mehr nach Österreich.

Abb. 2.1.1. bis 2.1.4.: Ausgewählte Zugbahnen der Luft aus Tschernobyl (nach WHO)

2.2. Niederschlagsituation in Österreich

Die radioaktive Belastung von Wasser, Boden und Vegetation und damit der Nahrungskette ist stark davon abhängig, ob und wieviel an Radionukliden durch Niederschlag ausgewaschen wurde. Zugleich mit dem Eintreffen der radioaktiven Wolken in Österreich wurden ab dem 29.4. bedeutende Niederschlagsmengen im Alpenvorland - im Gebiet etwa zwischen Linz und Salzburg - und in inneralpinen Lagen registriert. (Zwischen dem 29.4. früh und 9.5. früh bis 40 mm, vgl. auch Niederschlagskarte Abb.6.3.2.). Nur in Ostösterreich (Weinviertel, Marchfeld, Nordburgenland) fiel in diesem Zeitraum fast kein Niederschlag.

Wie aber die nachfolgenden Untersuchungen gezeigt haben, ist die kleinräumige Situation der Bodenkontamination wesentlich komplexer als erwartet. Die Bodenbelastung ist zwar in erster Linie vom Niederschlag, aber auch von den geographischen Gegebenheiten (Ebene, Gebirge) und nicht zuletzt wegen der unterschiedlichen Höhe der Wolken von der Seehöhe abhängig. Daher sind die lokalen Unterschiede der radioaktiven Belastung, wie es auch aus den später dargestellten Meßergebnissen ersichtlich ist, sehr groß.

3. Überwachung Österreichs auf radioaktive Kontamination

3.1. Überwachungsnetz für Umweltradioaktivität

Die Kernwaffenversuche der Fünfziger- und Sechziger Jahre gaben den Anstoß für den Beginn der Umgebungsüberwachung auf radioaktive Stoffe in Österreich.

Die erste Meßstelle zur Aerosolüberwachung wurde bereits 1957 in Zusammenarbeit zwischen der Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik mit dem Bundesministerium für soziale Verwaltung errichtet, weitere folgten in relativ kurzen Abständen. Die Einrichtung von Meßstellen erschien damals auch dringend notwendig, wurde doch 1962 ein Spitzenwert von 70 pCi/m^3 Gesamt-Beta-Aktivität der Aerosole gegenüber $0,1 \text{ pCi/m}^3$ unmittelbar "vor Tschernobyl" gemessen.

Die gesetzliche Grundlage für die Umgebungsüberwachung ist im § 37 (1) Strahlenschutzgesetz gegeben, wo es heißt: "Behördliche Überwachung der Umwelt: 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 Nachkommenchaft unter Bedachtnahme auf den jeweiligen Stand von Wissenschaft und Technik auf radioaktive Verunreinigungen."

Seit 1972 liegt diese Kompetenz beim Bundesministerium für Gesundheit und Umweltschutz.

Im sogenannten "Überwachungsnetz für Umweltradioaktivität" sind die meisten behördlichen, Universitäts- und Forschungsinstitutionen eingebunden, die sich mit der Messung der Radioaktivität in der Umwelt beschäftigen. Ursprünglich war die überwiegend angewandte Meßmethode die Gesamt-Beta- bzw. Gesamt-Alpha-Messung, und nuklidspezifische Meßmethoden für Sr-90 sowie mittels Natrium-Jodid-Detektoren wurden nur vereinzelt angewandt. Ab 1978 erfolgte ein Modernisierungsprozeß, wobei effizientere Probesammelgeräte und vor allem die hochauflösende nuklidspezifische Halbleiter-Gamma-Spektroskopie als Routinemeßmethode eingeführt wurden.

Ziel des Überwachungsnetzes ist es, im österreichischen Bundesgebiet jederzeit auch geringe Erhöhungen der Umweltradioaktivität, wie etwa durch Emissionen aus grenznahen Kernkraftwerken, durch Abgabe aus der Nuklearmedizin oder durch österreichische Forschungsreaktoren festzustellen und im Fall einer großräumigen Verstrahlung sofort bundesweit notwendige Messungen der Radioaktivität durchzuführen.

In Österreich wird routinemäßig folgendes Meßprogramm zur Umweltüberwachung durchgeführt: In Wien, Salzburg, Innsbruck, Bregenz, Klagenfurt und Bad Radkersburg sind **A e r o s o l - s a m m l e r** in Betrieb, die eine Leistung von etwa $100 \text{ m}^3/\text{h}$ haben und die Aerosole an Glasfiltern abscheiden. Die Filter werden zur nuklidspezifischen Analyse der Aerosole verwendet. Sammler mit einer Leistung von etwa $600 \text{ m}^3/\text{h}$ existieren in Wien, Linz und Graz. Weiters gibt es Schrittfilterbandanlagen zur Messung der Gesamt-Beta-Aktivität in den Aerosolen in Linz und Graz. **N i e d e r s c h l a g s s a m m l e r** existieren mit Ausnahme von Bad Radkersburg an den gleichen Stellen wie die Aerosolsammler.

Die Verteilung der Aerosol- und Niederschlagssammelstellen ist in Abb. 3.1.1. dargestellt. Die Station Retz ist seit 1983 nicht mehr in Betrieb.

Sammelstellen für

• Niederschläge

▽ Aerosole

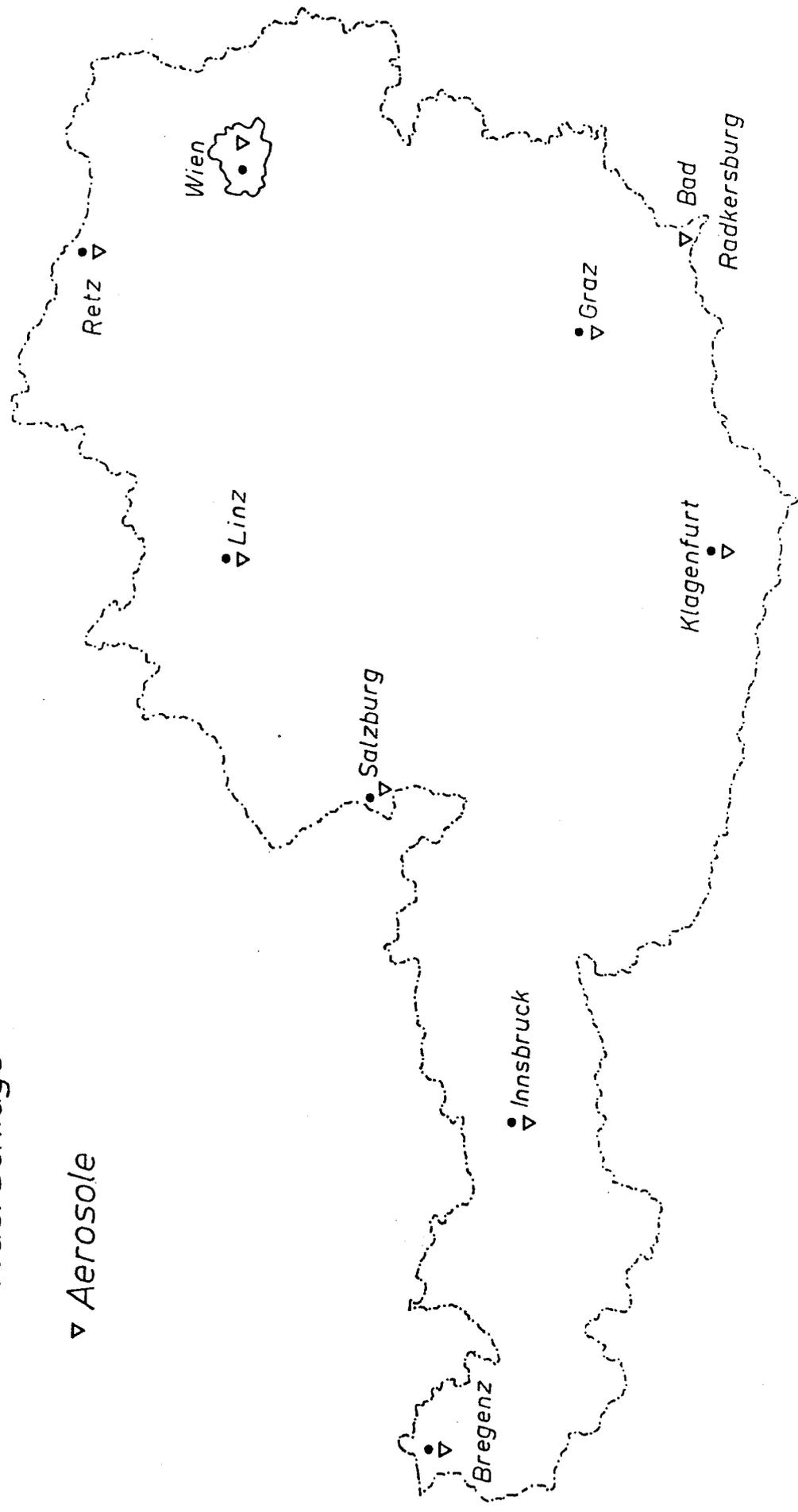


Abb. 3.1.1.1.: Überwachungsnetz für Umweltradioaktivität. Sammelstellen für Aerosole und Niederschläge

Die Überwachung von O b e r f l ä c h e n w ä s s e r n eignet sich zur Feststellung von größeren Abgaben von Radioaktivität in flüssiger Form. Die Entnahmestellen für die routinemäßige Kontrolle von Oberflächenwässern sind in Abb. 3.1.2. dargestellt. Das Netz ist im Bereich von March und Thaya (Nordost-Österreich) dichter, um eine eventuelle Kontamination durch die Kernanlage Dukovany in der CSSR erfassen zu können (Abb. 3.1.3.).

Die routinemäßigen Messungen von Aerosolen, Niederschlägen und Oberflächenwässern auf den Gehalt von Radioaktivität wurden im wesentlichen vom Umweltbundesamt durchgeführt.

Entnahmestellen für Oberflächenwasser

Orte in Klammer:

seit 1. 5. 85 eingestellt

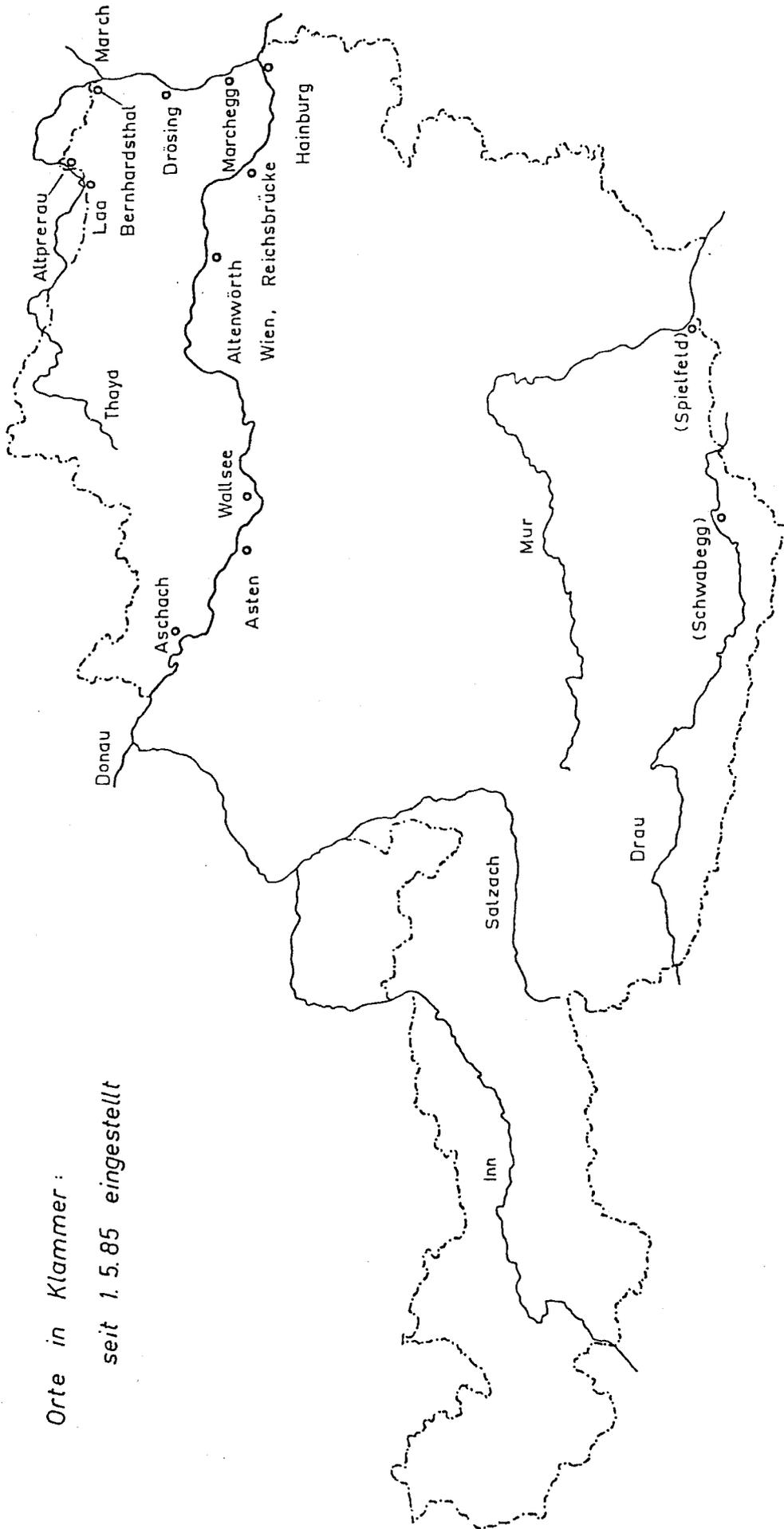


Abb. 3.1.2.: Überwachungsnetz für Umweltradioaktivität.
Entnahmestellen für Oberflächenwasser in Österreich

Oberflächenwasser

▼ Probenahmestellen in
Nordost - Österreich

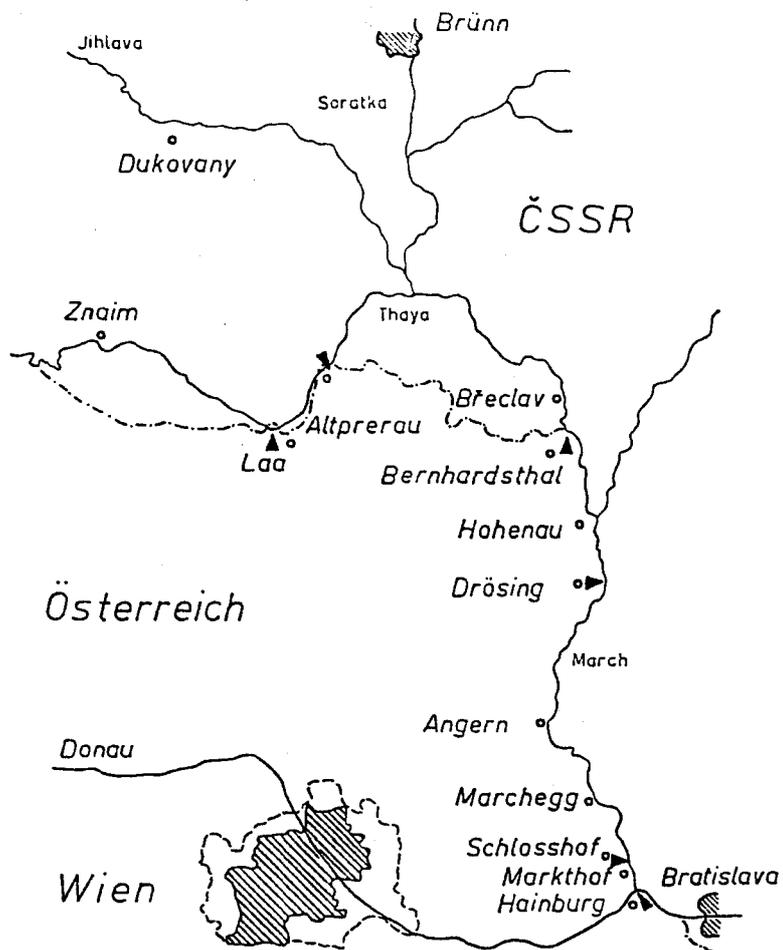


Abb. 3.1.3.: Überwachungsnetz für Umweltradioaktivität.
Entnahmestellen für Oberflächenwasser in Nordost-
österreich

3.2. Strahlenfrühwarnsystem

Um großräumige radioaktive Verstrahlungen in Österreich (aufgrund kerntechnischer Unfälle, militärischer Aktionen oder des Absturzes von Flugkörpern mit höherem Radioaktivitätsinventar) rasch erkennen und beurteilen zu können, wurde 1975 durch das Bundesministerium für Gesundheit und Umweltschutz mit der Errichtung eines Strahlenfrühwarnsystems begonnen.

Mit seinen 336 Stationen (Abb.3.2.1.) steht ein flächendeckendes Netz zur permanenten Messung der Ortsdosisleistung zur Verfügung. Die Meßsonden befinden sich in der Regel auf Dächern öffentlicher Gebäude in Ortschaften mit mehr als 5000 Einwohnern, wobei keine Siedlung mehr als 15 km von einer Meßstelle entfernt ist und Ballungszentren mehrfach bestückt sind. Über ein Datenübertragungsnetz werden die jeweiligen Dosisleistungswerte permanent in die betreffende Landeswarnzentrale und in die Bundesstrahlenwarnzentrale des Bundesministeriums für Gesundheit und Umweltschutz übermittelt.

Um einen schnellen Überblick über die Verstrahlungssituationen zu gewährleisten, wurden 8 Warnpegel festgelegt (siehe Tab. 3.2.1.). Pegel 1 wird auch durch den "Washout-Effekt" natürlicher Radionuklide nach Regenfällen erreicht.

Tabelle 3.2.1.: Pegel des Strahlenfrühwarnsystems (Gammadosisleistung)

Pegel	Bereich
1	von der Überschreitung des jeweiligen Durchschnittswertes um 15% bis 30uR/h
2	30 uR/h - 100 uR/h
3	100 uR/h - 1 mR/h
4	1 mR/h - 10 mR/h
5	10 mR/h - 100 mR/h
6	100 mR/h - 3 R/h
7	3 R/h - 30 R/h
8	> 30 R/h

Das Strahlenfrühwarnsystem kann jedoch keine nuklidspezifischen Analysen der aufgetretenen Aktivitäten durchführen. Daher sind Abschätzungen über zu erwartende Inhalationsbelastungen nur mit Hilfe von Informationen über die Verstrahlungsursache (Unfalltyp) möglich. Derartige Abschätzungen wurden auch im Fall Tschernobyl durchgeführt; für genauere Aussagen waren jedoch die nuklidspezifischen Auswertungen von Aerosolen notwendig (vgl. Kap. 6.2.).



Abb. 3.2.1.1.: Meßstationen des Strahlenfrühwarnsystems

Die Belastung des Menschen über äußere Strahlung läßt sich aus dem Strahlenfrühwarnsystem abschätzen. Die Dosisleistung am Ort der Sonde stimmt mit der für den Menschen zu erwartenden Dosis am betreffenden Ort im allgemeinen gut überein. In Bereichen, in denen der Abfluß von Regenwasser behindert ist, (vor allem über Grasflächen), wurden jedoch in Bodennähe 3-fach erhöhte Werte gemessen. Ungenauigkeiten ergeben sich aus den unterschiedlichen Umgebungsverhältnissen der Montageplätze der Meßsonden. Für die Bergregionen besteht noch ein Bedarf von weiteren Meßsonden.

4. Ziele der Strahlenmeßtätigkeit

Im Falle einer radioaktiven Kontamination muß jede Strahlenmeßtätigkeit darauf abzielen, Grundlagen für die Beurteilung von Dosisbelastungen der Bevölkerung und für eventuell notwendige Maßnahmen zu deren Verringerung zu bieten. Diese Dosisbelastungen erfolgen im wesentlichen durch Einatmen radioaktiver Teilchen (Inhalation), durch Bestrahlung von außen (externe Bestrahlung) und durch die Nahrungsaufnahme (Ingestion). Ohne Zweifel ist die Ingestion jener Belastungspfad, der, bei dem in diesem Bericht beschriebenen Unfall, die größte Bedeutung besitzt. Die Inhalation und die externe Bestrahlung tragen wesentlich weniger zur Gesamtdosisbelastung bei (vgl. Abb. 4.1. und Kap. 11).

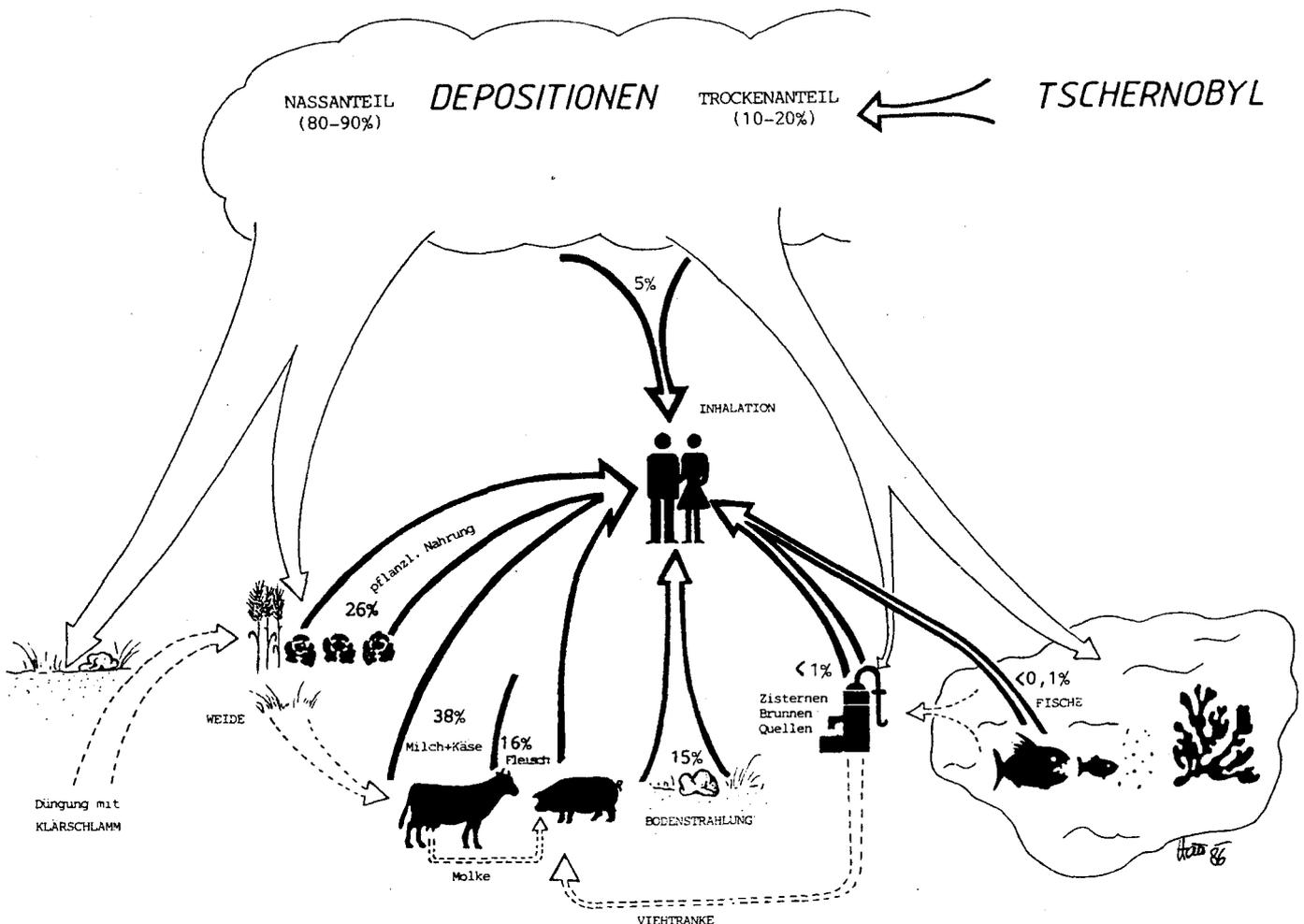


Abb. 4.1.: Radioaktive Belastung des Menschen durch den Fallout von Tschernobyl: Die Prozentangaben geben die durchschnittliche Gesamtdosisbelastung eines erwachsenen Österreicher im ersten Folgejahr nach dem Reaktorunfall an, wobei die Gesamtdosisbelastung auf ca. 90 mrem geschätzt wird.

Um die Inhalationsdosen berechnen zu können, sind Daten über die Konzentration der Radionuklide in der Luft notwendig. Entsprechende Meßergebnisse wurden laufend an neun Stellen in Österreich erhoben (siehe Kap. 6.2.), sodaß eine gute Abschätzung der entsprechenden Dosen möglich ist. Die Dosis durch externe Bestrahlung ist aus den Daten des Frühwarnsystems abschätzbar (siehe Kap. 6.1.). Die Kontrolle von Nahrungsmitteln stellt eine wichtige Voraussetzung dar, um Maßnahmen zur Minimierung der Dosisbelastung ergreifen zu können.

Während die Messung von Luft, Gamma-Dosisleistung und Lebensmitteln unmittelbar mit der absorbierten Dosis verknüpft ist, gibt es noch eine Reihe von Medien, deren Messung und Überwachung notwendig ist, da sie auf Umwegen zu einer Strahlenbelastung führen können - teilweise kurzfristig, teilweise langfristig (vgl. Abb.4.1.). So führt z.B. radioaktiver Niederschlag nicht nur zu einer sofortigen Kontamination von Gemüse, sondern auf dem Weg über das Gras sehr schnell zu kontaminierter Milch, Milchprodukten und Fleisch. Wesentlich länger dauert der Weg über die Wurzel Aufnahme aus dem Boden ins Gemüse, Obst, Getreide und Gras. Eine Grundwasserkontamination ist meist unwahrscheinlich. Die Kontamination von Oberflächenwasser kann nicht nur zu Problemen bei der Trinkwasserversorgung führen, sondern auch zur Anreicherung verschiedener Radionuklide in Fischen. Nachträgliche Belastung des Bodens, z.B. durch Aufbringen von kontaminiertem Klärschlamm, muß ebenfalls bedacht werden. Aufgrund der hohen Kontamination von Gras und Boden mußte den Futtermitteln (Gras, Heu, Silage und in der Folge Molke) besondere Aufmerksamkeit gewidmet werden. Umfangreiche Untersuchungen über eine eventuell mögliche Reduzierung der Fleischbelastung durch Futtermittelzusätze wurden durchgeführt. In den folgenden Kapiteln wird eine Auswahl der wichtigsten Meßergebnisse gebracht, die zur radiologischen Beurteilung im Umwelt-, Lebensmittel- und Futtermittelbereich notwendig waren und noch sind.

5. Ausgangssituation in Österreich

- erste Messungen

Nach ersten Meldungen über den Reaktorunfall in Tschernobyl am 28. April 1986 wurden am 29. April 1986 vormittags erste Daten über die Kontamination in Schweden und Finnland von den Strahlenschutzinstituten dieser Länder eingeholt. Ebenso wurden aus Schweden die ersten Hinweise auf einen Brand des Reaktors von Tschernobyl bekannt. Wegen der kontinuierlichen Emission von Spaltprodukten war - abhängig von der Wetterlage - eine Kontamination Österreichs nicht mit Sicherheit auszuschließen. Sofort wurden die Meßprogramme zur Radionuklidbestimmung in Österreich intensiviert.

Auf Grund von Vorausberechnungen der Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik waren für den Raum Niederösterreich und Wien für den 29. April nachmittags die ersten radioaktiv kontaminierten Luftmassen zu erwarten.

Am 29. April um etwa 13:30 Uhr wurde am Atominstitut der Österreichischen Universitäten in Wien eine Erhöhung der externen Dosisleistung um etwa die Hälfte des Normalwertes registriert. Gleichzeitig zeigte das Strahlenfrühwarnsystem Erhöhungen im nördlichen und östlichen Niederösterreich an. Am späten Nachmittag wurden vom Umweltbundesamt in Wien-Schwechat an der Kursmaschine aus Moskau durch Wischproben gammaspektrometrisch Spaltprodukte nachgewiesen. Das an den Tragflächen beim Landeanflug kondensierte Eiswasser erwies sich bei der Untersuchung durch Flüssigszintillation ebenfalls als stark kontaminiert. Es mußte daher eine Kontamination der Luft im Raum Wien angenommen werden. Filter von einem Aerosolsammler in Wien - Hohe Warte, der von 11:40 Uhr bis 14:25 Uhr besaugt worden war, zeigten ebenfalls größere Mengen an Spaltprodukten. Weitere Filter zeigten, daß sich die Konzentration der Radionuklide in der Nacht vom 29.4. auf 30.4. mit einer kurzen Unterbrechung laufend erhöhte. Auch im Forschungszentrum Seibersdorf wurden bereits am Nachmittag des 29.4. erhöhte Spaltproduktkonzentrationen in der Luft festgestellt.

Am späten Nachmittag des 29.4. herrschte im gesamten Raum des nördlichen und östlichen Niederösterreich Pegel 1 des Strahlenfrühwarnsystems (geringfügige Überschreitung bis 30 uR/h). In der Folge war auch das Burgenland betroffen. Gegen 20^h traten Erhöhungen im steirisch-niederösterreichischen Grenzgebiet auf, wobei Pegel 2 (30 bis 100 uR/h) erreicht wurde.

Im Laufe der Nacht wurde im Raum Kärnten Pegel 2 gemessen (30-100 uR/h), in den Morgen- und Vormittagsstunden des 30.4.1986 nach Niederschlägen an einigen Stellen in Kärnten Pegel 3 (100 uR/h - 1mR/h).

Die höchste Aktivität der Aerosole in Österreich wurde in Wien in den Mittagsstunden des 30.4.1986 erreicht, nachdem sie in der vorangegangenen Nacht etwas abgesunken war (siehe Kap. 6.2.; Abb. 6.2.1.). Im Laufe des 30.4.1986 zeigte das Strahlenfrühwarnsystem bereits in ganz Österreich erhöhte Werte.

In der Nacht zwischen dem 30.4. und 1.5. führten starke Regenfälle in Teilen von Österreich, besonders im Raum Oberösterreich und Salzburg zu einem starken Ansteigen der Gamma-dosisleistungsmeßwerte im Strahlenfrühwarnsystem, die an einigen Stellen etwa 250 uR/h erreichte. Dagegen wurden in Niederösterreich, Wien, Burgenland und Vorarlberg vergleichsweise geringe Werte registriert.

EREIGNISSE	Uhrzeit	MASSNAHMEN	Datum
Erste Meldung über Verstrahlung aus Schweden	9 12		28.4.
Erste Erhöhungen der Dosisleistung Spaltprodukte, AUA-Maschine aus Moskau SFWS: Pegel 1 (NÖ, Bgl.) SFWS: Pegel 2 (NÖ, Stmk., Ktn.)	6 12 13 14 16 18 20	Kontakt zu Schweden und Finnland Vorbereitung der Meßgeräte Alarmierung der Sammelstellen Aerosolsammler Hohe Warte Verstärkte Meßtätigkeit, Information der Länder und Militärkommanden, permanente Besetzung der Warnzentralen	29.4.
SFWS: Pegel 3 (Ktn.) Höchste Aerosolaktivität (W)	7 9 12 13 15 17	Warnung der Bevölkerung in Kärnten (ORF) 1. Krisensitzung im BMGU, Kontakt mit ZA für Meteorologie und Geodynamik teilweise Entwarnung in Kärnten 2. Krisensitzung im BMGU BMGU gibt Warnungen und Empfehlungen für die Bevölkerung an die Presse, Einsatz einer Hubschrauberstaffel für Milchprobentransport	30.4.
SFWS: Pegel 3 (OÖ, Sbg.) Pegel 1 (NÖ, W, B, VBG.)	0		1.5.

Abb. 5.1.: Ereignisse und Maßnahmen in Österreich vom 28. April bis 1. Mai 1986. SFWS: Strahlenfrühwarnsystem

6. Umweltkontrolle

6.1. Dosisleistung

Das Strahlenfrühwarnsystem, dessen Aufbau in Kap. 3.2. beschrieben wurde, liefert sofort Informationen über die zeitliche Entwicklung der Dosisleistung im gesamten Bundesgebiet und gibt damit auch einen ersten Überblick über die Verstrahlungslage.

6.1.1. Zeitliche Entwicklung der Verstrahlungssituation

Im vorliegenden Abschnitt soll die zeitliche Entwicklung der Dosisleistung durch Darstellung der Meßwerte einiger typischer Meßstellen beschrieben werden. Die genannten Stationen des Strahlenfrühwarnsystems sind in Abb. 6.1.1. eingezeichnet.

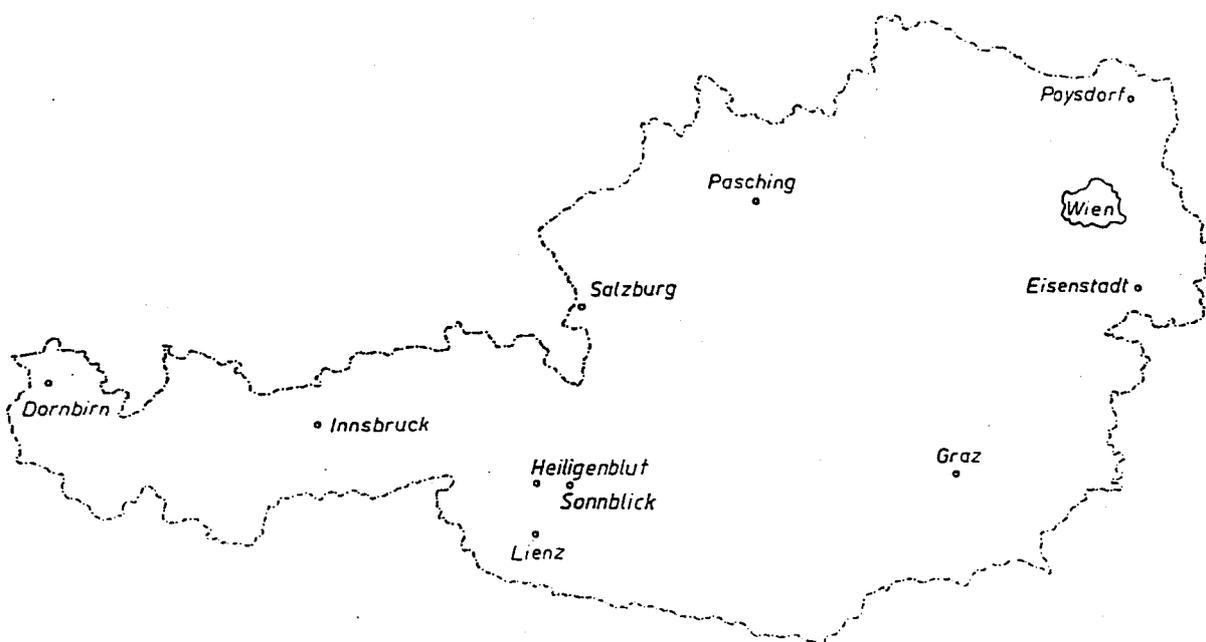


Abb. 6.1.1.: Ausgewählte Meßstationen des Strahlenfrühwarnsystems.

Ein Ansteigen der Dosisleistung der äußeren Strahlung wurde am frühen Nachmittag des 29.4.1986 im nördlichen Niederösterreich beobachtet (z.B. Poysdorf im Weinviertel, Abb. 6.1.2.), und zwar um ca. 7 uR/h, ein Wert, der etwa im Schwankungsbereich der natürlichen Strahlung liegt.

In Poysdorf kam es zu keinen Niederschlägen, daher blieb die Dosisleistung dort unter 20uR/h.

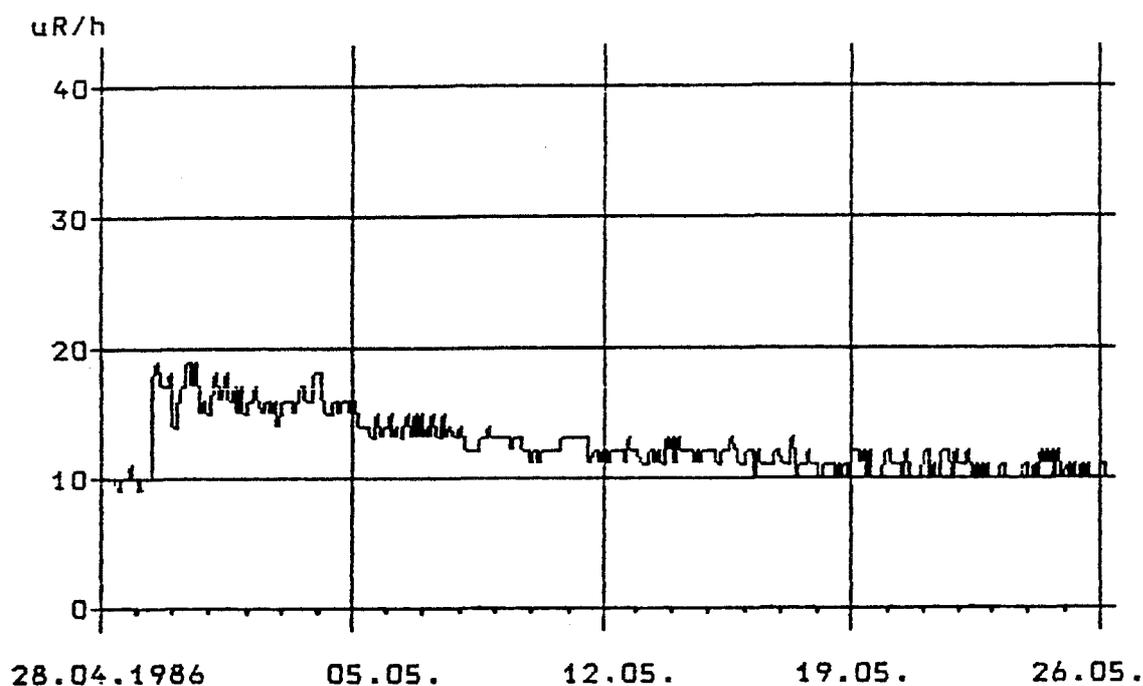


Abb. 6.1.2.: Verlauf der Dosisleistung: Poysdorf

In Wien (z.B. FW Rudolfshügel) sind im Dosisleistungsverlauf (Abb. 6.1.3.) ebenfalls die Auswirkungen der trockenen Deposition der Aerosolwolken vom 29. und 30. 4. gut erkennbar. Ein weiterer steiler Anstieg der Dosisleistung folgte dort in den frühen Morgenstunden des 1. 5. durch nasse Deposition.

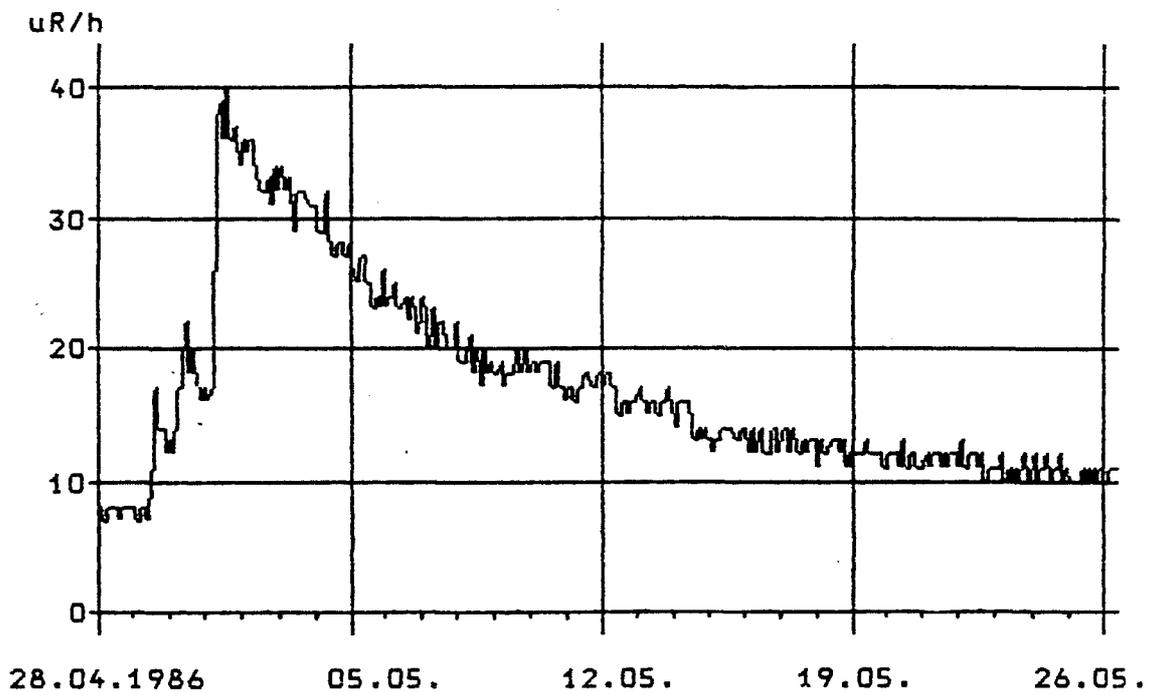


Abb. 6.1.3.: Verlauf der Dosisleistung: Wien

In der Steiermark (Graz, Abb. 6.1.4.), im Burgenland (Eisenstadt, Abb. 6.1.5.) und in den Hohen Tauern (Heiligenblut, Abb. 6.1.6.) fielen schon in der Nacht zum 30.4. Niederschläge, die mit Dosisleistungsanstiegen einhergingen. Der Anstieg war in Heiligenblut wesentlich höher und in Eisenstadt wesentlich niedriger als in Graz.

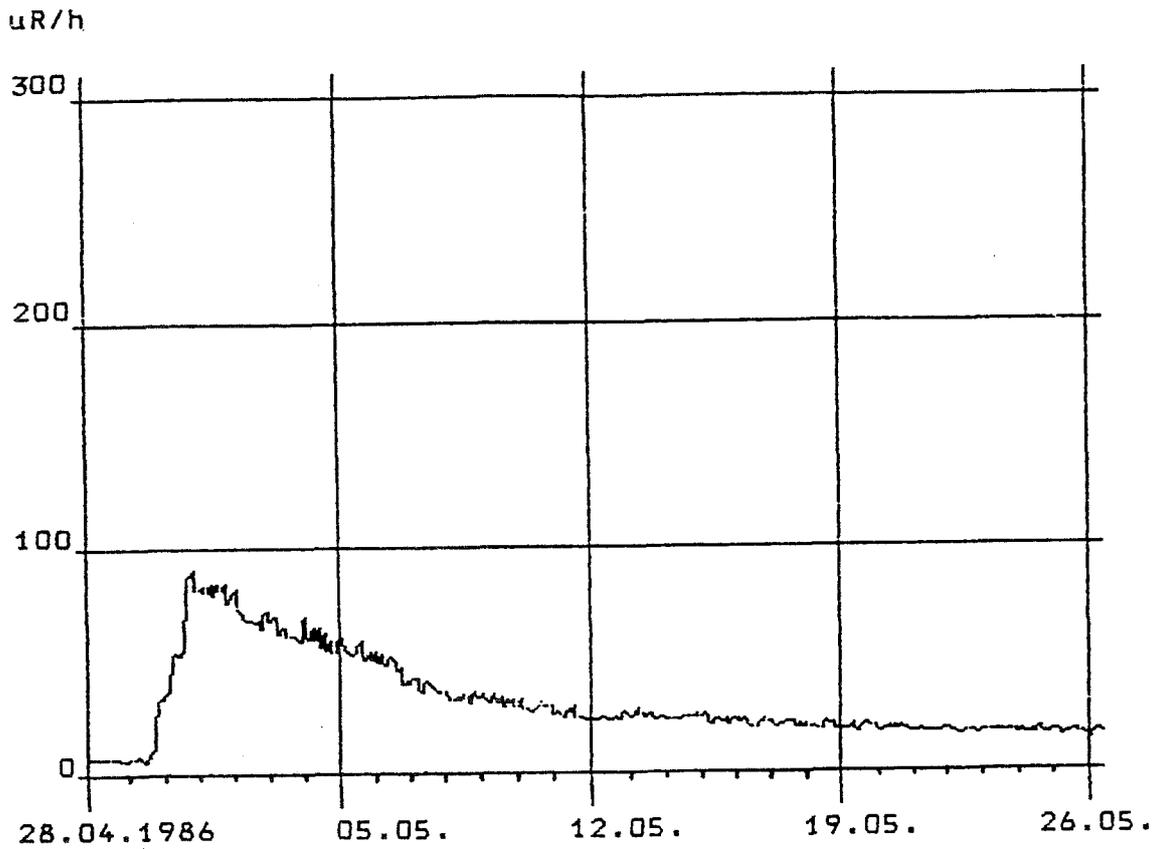


Abb. 6.1.4.: Verlauf der Dosisleistung: Graz

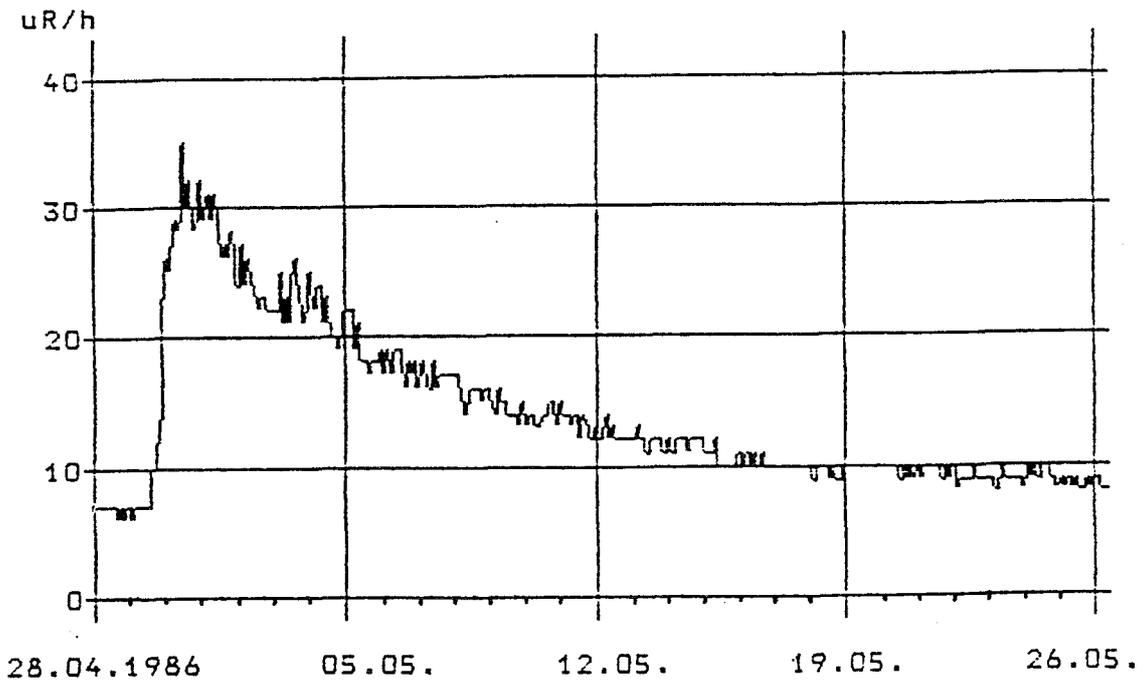


Abb. 6.1.5.: Verlauf der Dosisleistung: Eisenstadt

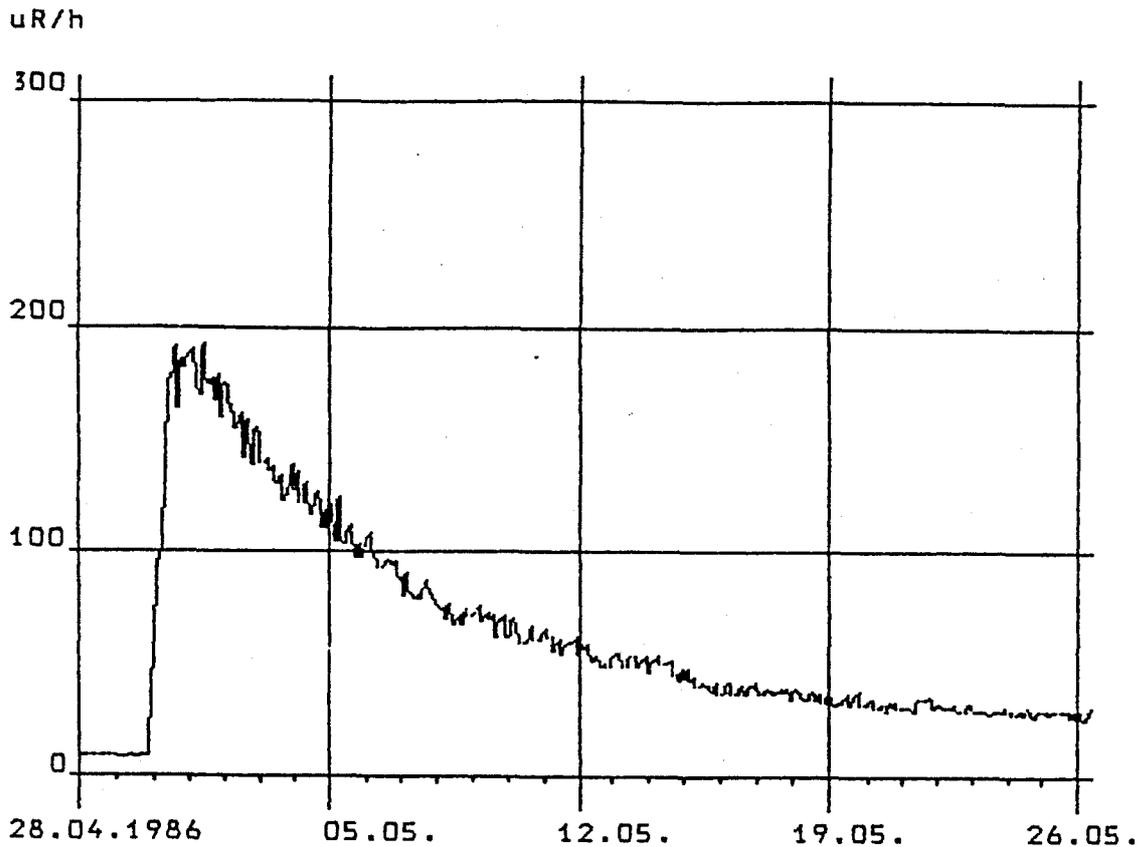


Abb. 6.1.6.: Verlauf der Dosisleistung: Heiligenblut

Mit geringen Zeitverschiebungen zeigt sich ein ähnliches Bild auch in Westösterreich (Innsbruck, Abb. 6.1.7. und Dornbirn, Abb. 6.1.8.). Im Bereich Salzburg, Oberösterreich, sowie im westlichen Niederösterreich (Salzburg Flughafen, Abb.6.1.9. und Pasching, Abb. 6.1.10.) blieb diese erste Belastungswelle ohne Niederschläge. Starke Regenfälle führten dann jedoch bis zum 2. Mai zu starken Dosisleistungserhöhungen in diesen Gebieten.

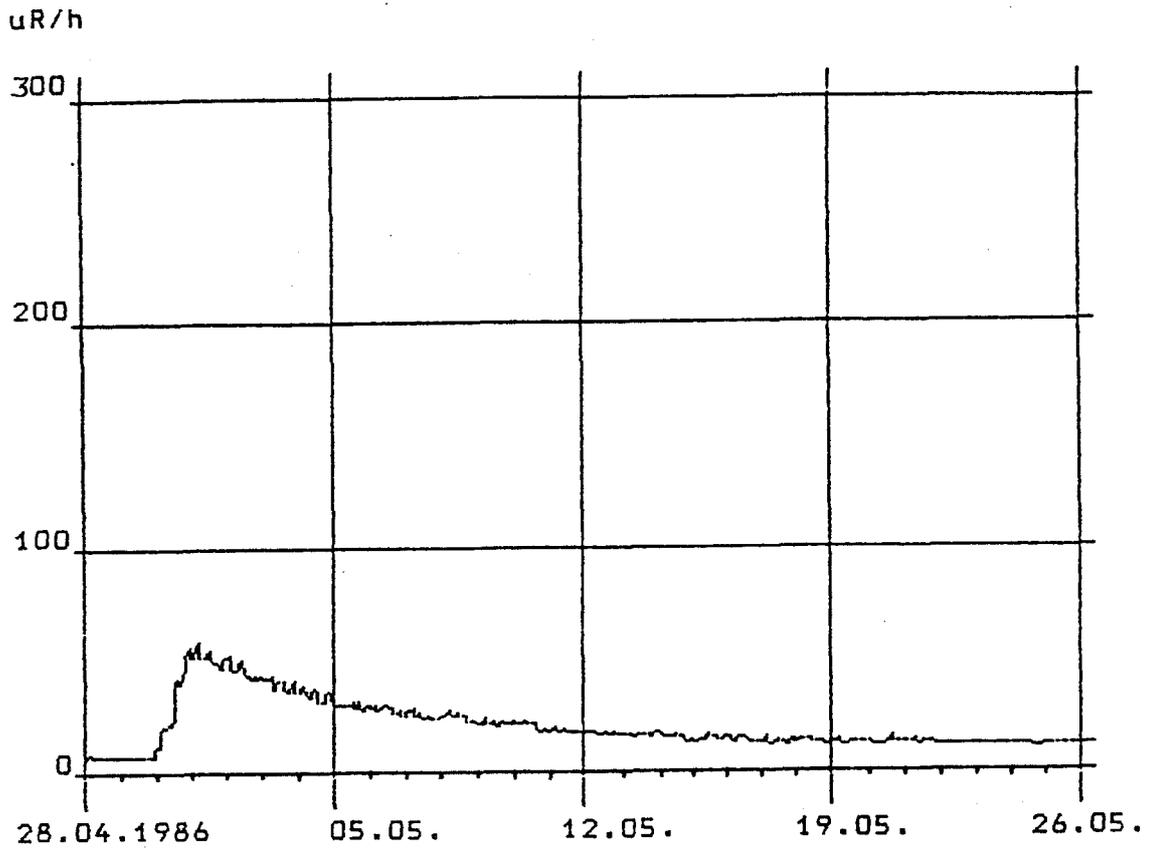


Abb. 6.1.7.: Verlauf der Dosisleistung: Innsbruck

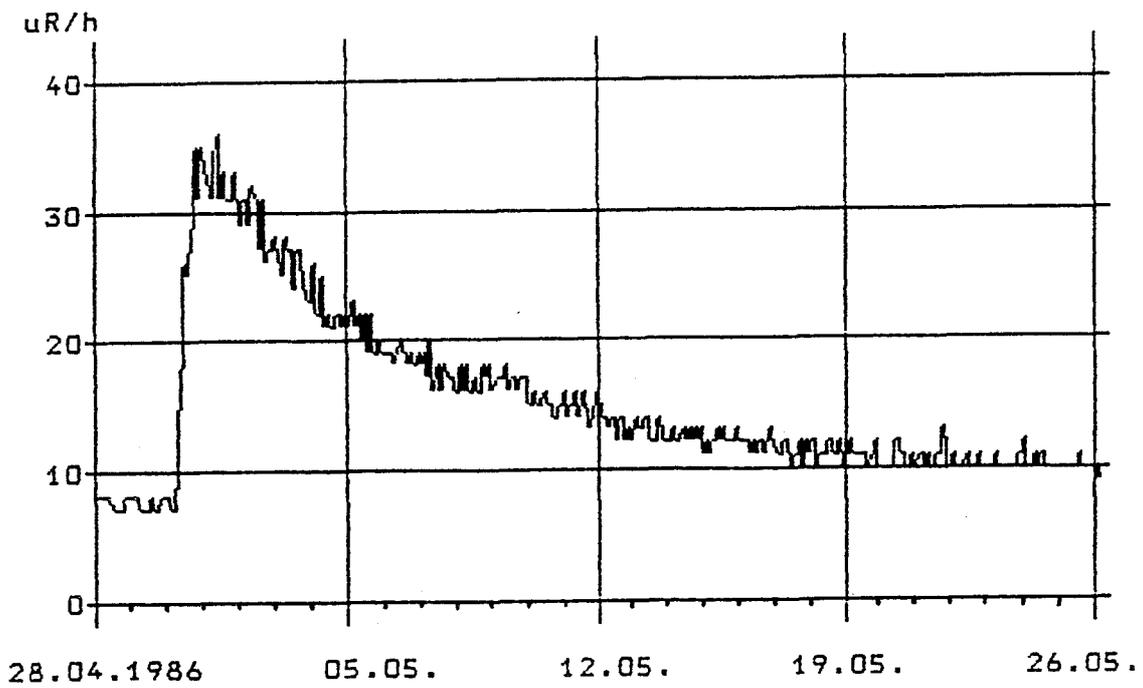


Abb. 6.1.8.: Verlauf der Dosisleistung: Dornbirn

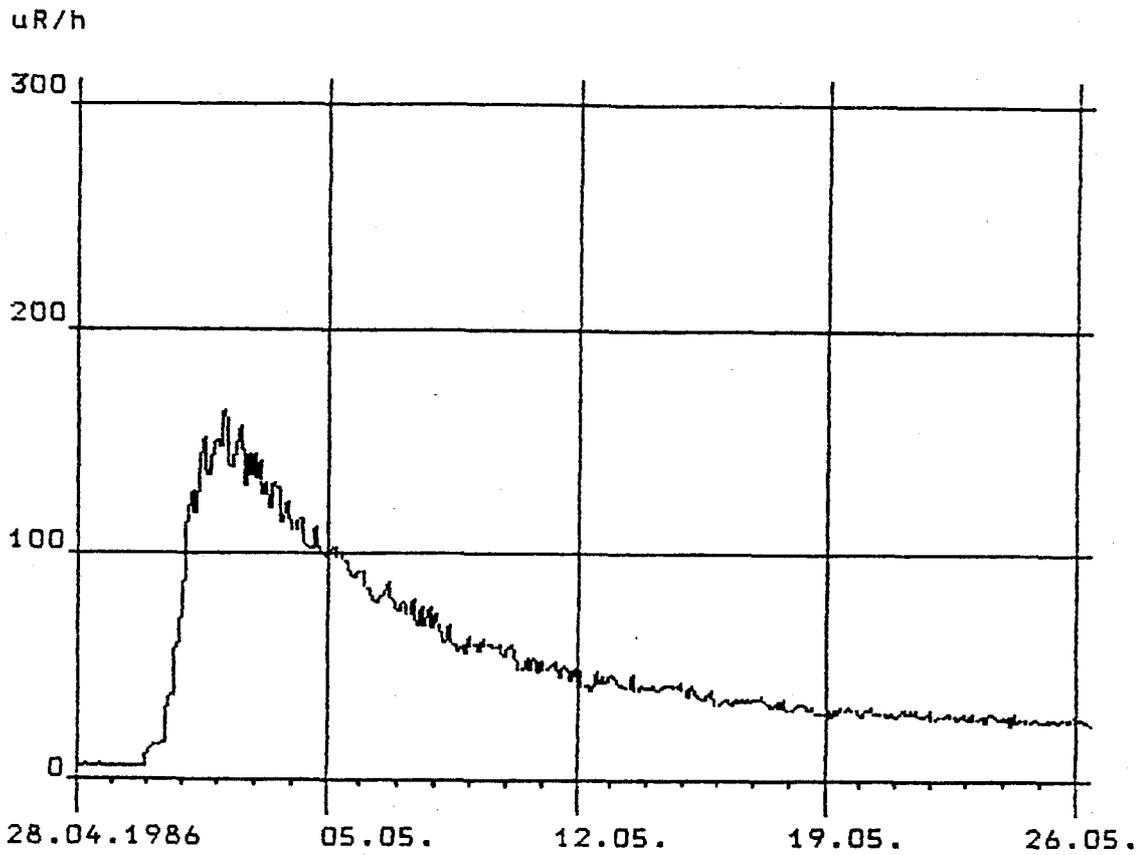


Abb. 6.1.9.: Verlauf der Dosisleistung: Salzburg

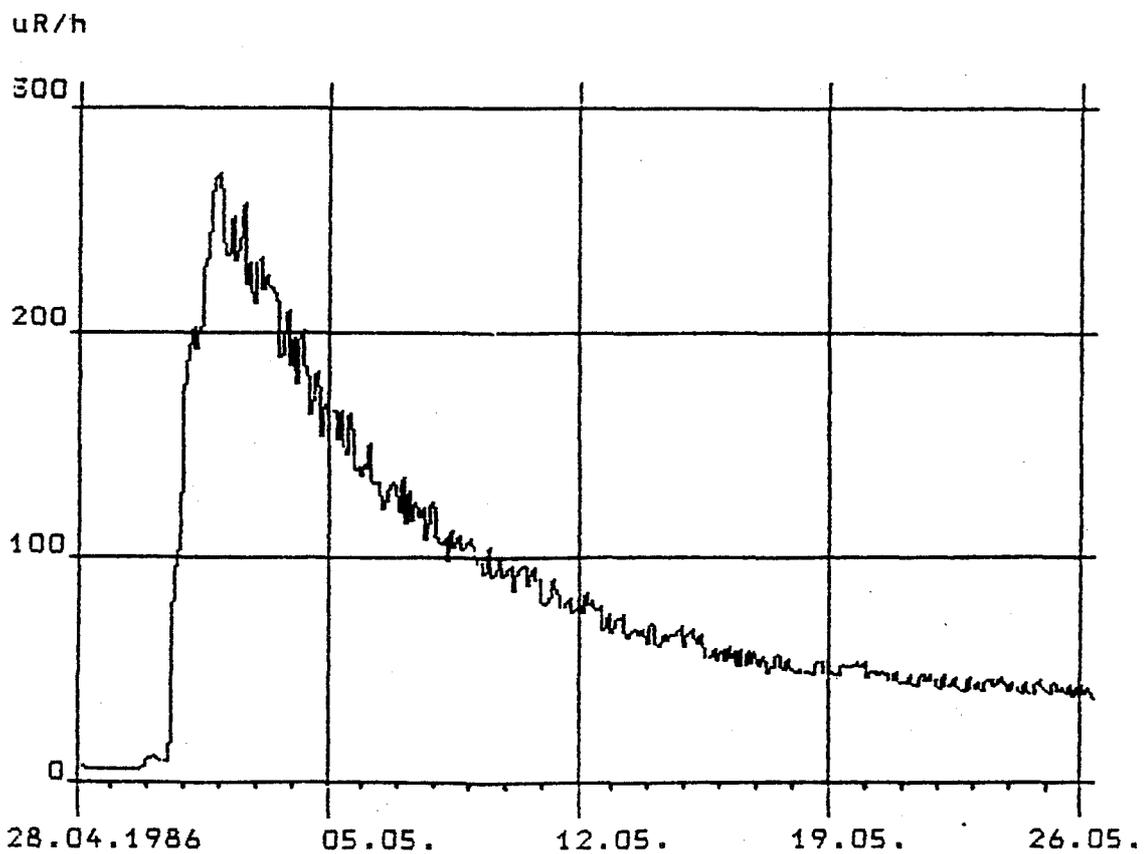


Abb. 6.1.10.: Verlauf der Dosisleistung: Pasching

Zu späteren Zeitpunkten kam es in Österreich nur noch zu geringen zusätzlichen Belastungen, die in manchen der geringer belasteten Gebieten an Unstetigkeiten im Abfall des Dosisleistungsverlaufs sichtbar sind, etwa in Lienz (Abb.6.1.11.) oder in Eisenstadt (Abb. 6.1.5.) um den 4. 5. und in Dornbirn (Abb. 6.1.8.) um den 7. 5. 1986.

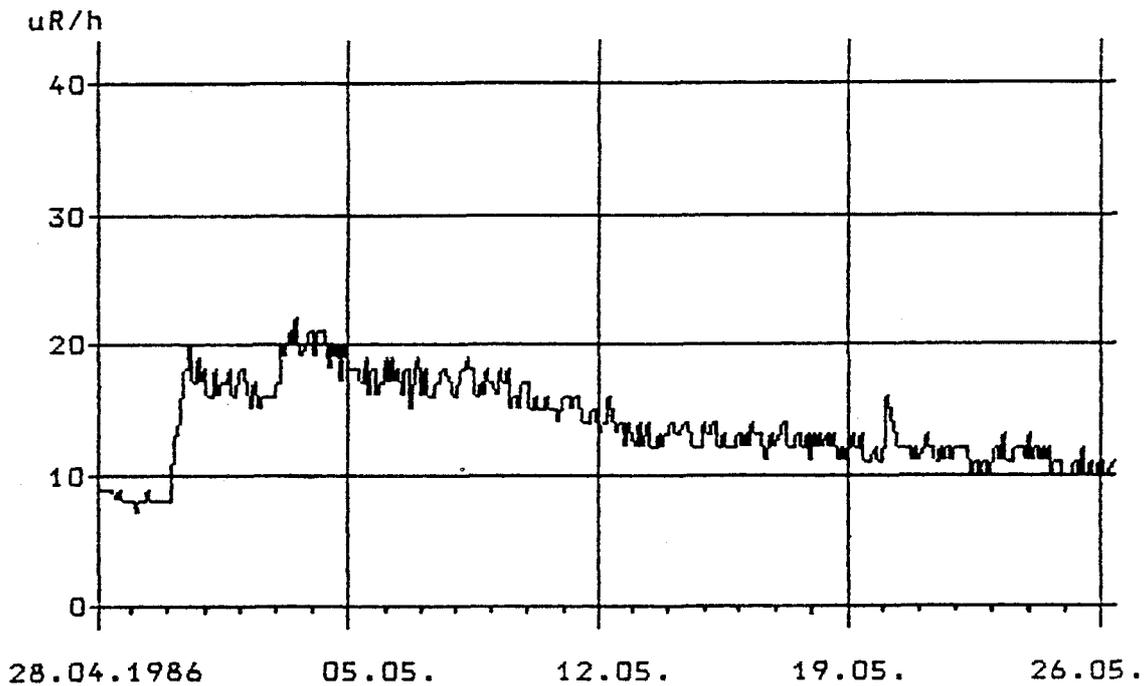


Abb. 6.1.11.: Verlauf der Dosisleistung: Lienz

Am Sonnblick (Abb. 6.1.12.) ist am 3.5. im Gegensatz zu allen anderen Stationen eine sehr deutliche Erhöhung zu sehen. Offensichtlich handelt es sich um eine in größerer Höhe über Österreich ziehende Wolke.

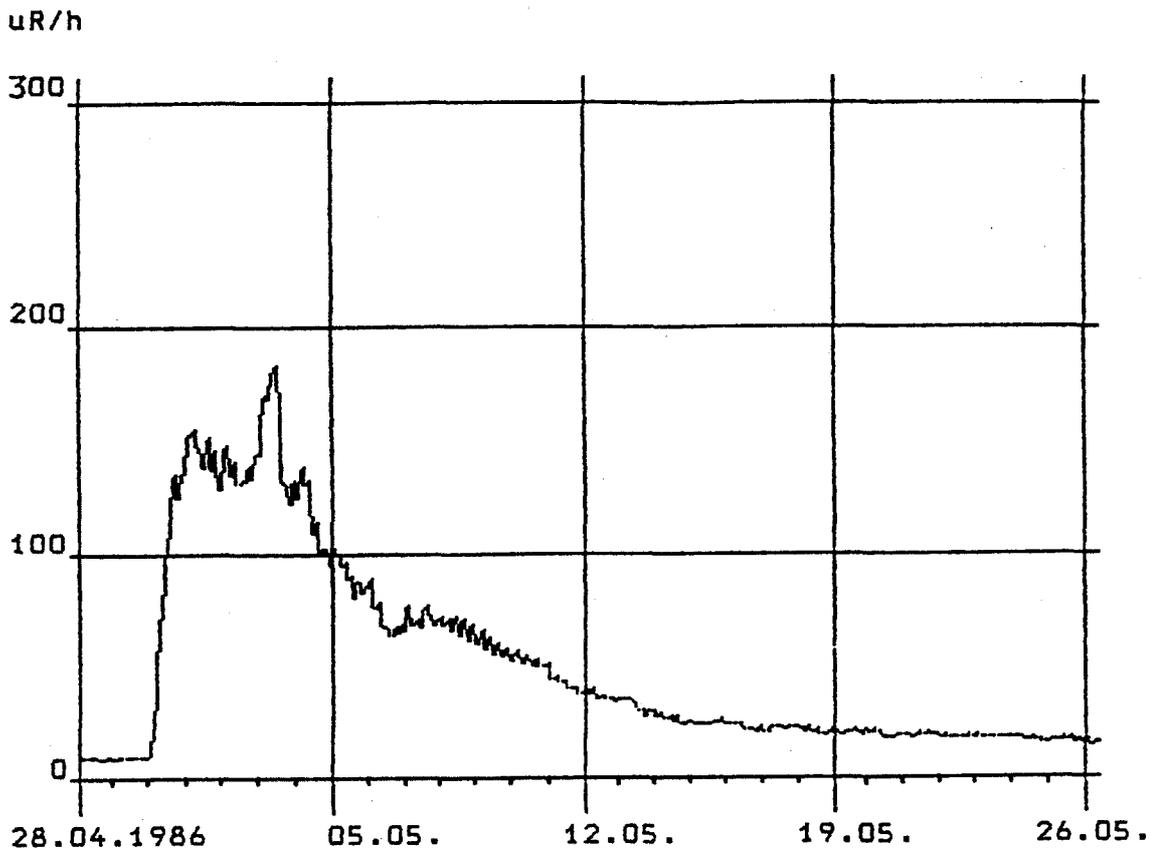


Abb. 6.1.12.: Verlauf der Dosisleistung: Sonnblick

Durch den radioaktiven Zerfall der kurzlebigen Radionuklide (vor allem Te-132 , J-131) und infolge von Auswaschungsvorgängen ist in der Folge ein stetes Absinken der Dosisleistungswerte zu beobachten. Vom Unfallort selbst wurde ab 8.5.1986 keine Radioaktivität mehr nach Österreich verfrachtet.

Das umfassende Datenmaterial aus dem Strahlenfrühwarnsystem über die Anfangsphase des Vorfalls wird noch im Detail unter Berücksichtigung der meteorologischen Gesichtspunkte und der Luftaktivitäten (Kap. 6.2.) wissenschaftlich aufgearbeitet werden.

6.1.2. Regionale Verteilung der Dosisleistung.

Aus den Daten des Frühwarnsystems wurden Verstrahlungskarten für Österreich erstellt.

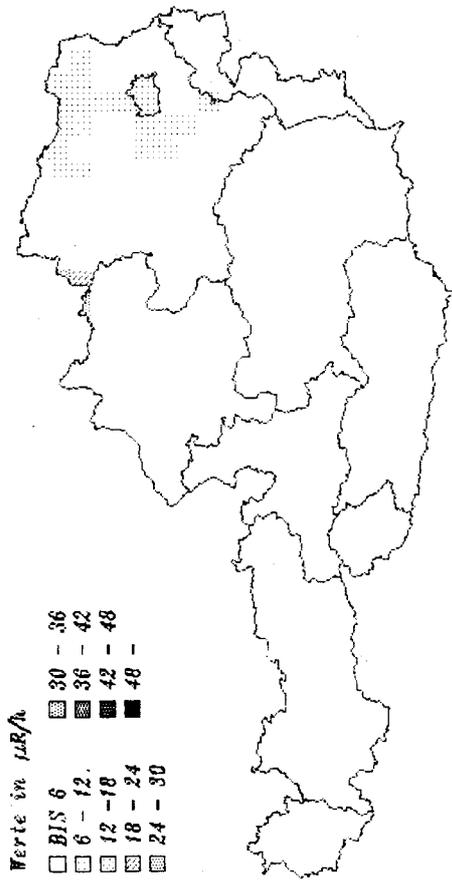
Die Meßsonden des Strahlenfrühwarnsystems sind nur in Tallagen installiert. Die Dosisleistung auf Bergen ist daher nicht erfaßt.

Die Abbildungen 6.1.13. bis 6.1.20. zeigen die Entwicklung der Dosisleistung in der Anfangsphase vom 29.4. 16 Uhr bis 30.4., 22. Uhr. Jede Karte berücksichtigt zwei Stundenmittelwerte und einen Zeitraum von vier Stunden, und zwar bis 48 uR/h in Schritten von 6 uR/h. Es läßt sich verfolgen, wie die Dosisleistung zuerst im Nordosten Österreichs steigt und anschließend die Steiermark und Kärnten, schließlich auch Salzburg, Tirol und Oberösterreich, von den Erhöhungen betroffen waren.

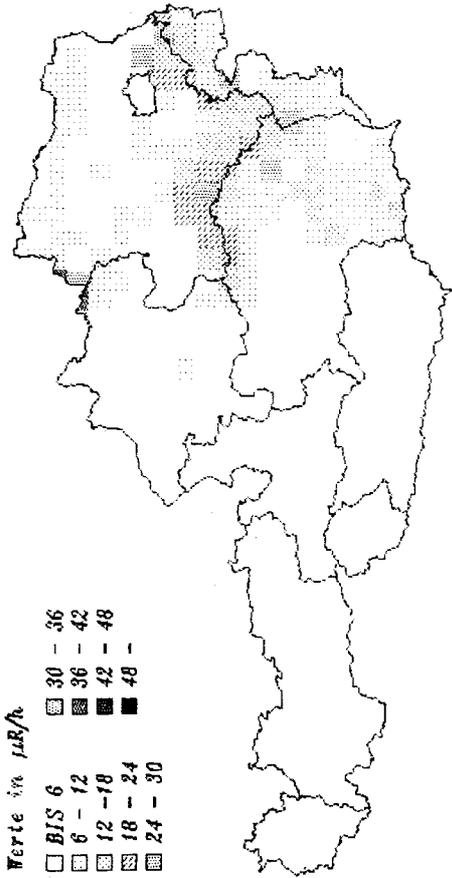
Die Abb. 6.1.21. bis 6.1.36. geben die Tagesmaxima vom 28.4. bis 10.5.1986, sowie die Tagesmaxima vom 15.5., 20.5. und 25.5. in Schritten von je 50 uR/h wieder.

Die Abbildungen zeigen, daß in Niederösterreich bereits am 29.4.1986 sehr vereinzelt Werte um 50uR/h registriert wurden (Abb. 6.1.22.) und die ersten stärkeren Kontaminationen am 30.4.1986 (Abb. 6.1.23.) in den Gebieten nordwestliches Niederösterreich, Deutschlandsberg, südliches Kärnten und Grenzgebiet Osttirol - Salzburg - Kärnten auftraten. Am 1.5.1986 (Abb. 6.1.24.) erzielte die Kontamination in Salzburg und Oberösterreich ihre Höchstwerte. Ab 2.5.1986 (Abb.6.1.25.) gingen sämtliche Werte im Bundesgebiet langsam wieder zurück, am 15.5.1986 (Abb. 6.1.28.) verzeichnete nur noch Pasching in Oberösterreich einen Wert über 50uR/h, der aber ab dem 25.5.1986 (Abb. 6.1.36) ebenfalls unter diese Marke gesunken war.

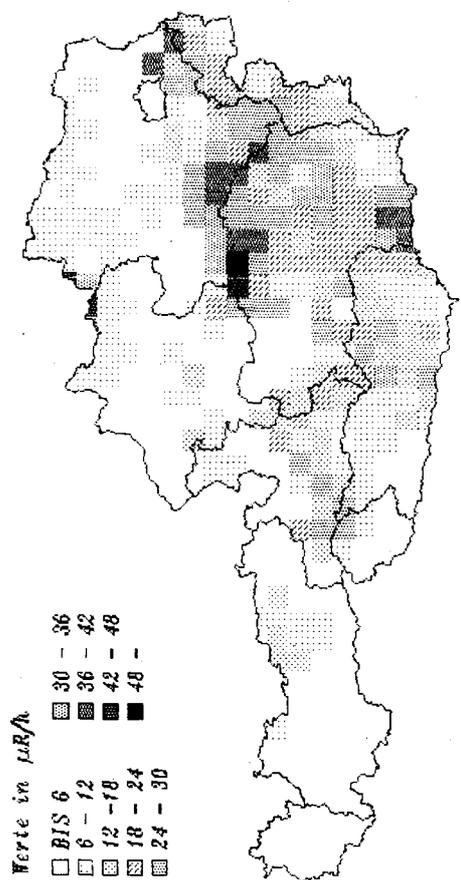
STUNDENMITTELWERTE AM 29 04 1986 (16-18H)



STUNDENMITTELWERTE AM 29 04 1986 (20-22H)



STUNDENMITTELWERTE AM 30 04 1986 (0-2H)



STUNDENMITTELWERTE AM 30 04 1986 (4-6H)

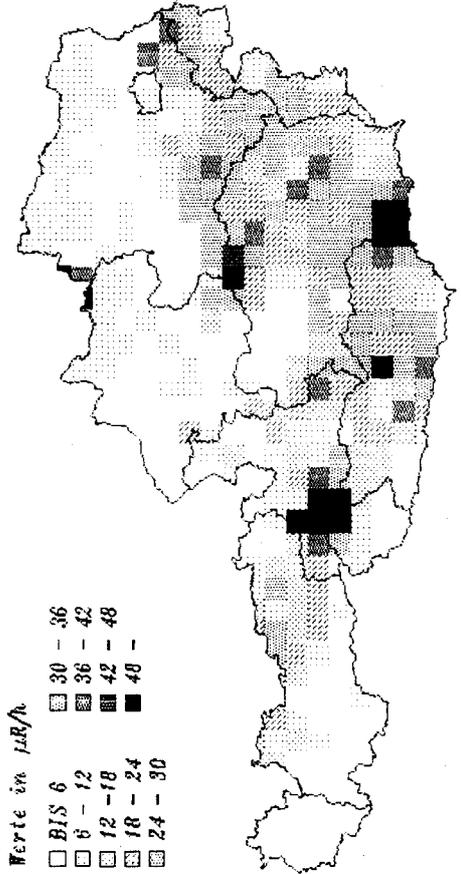
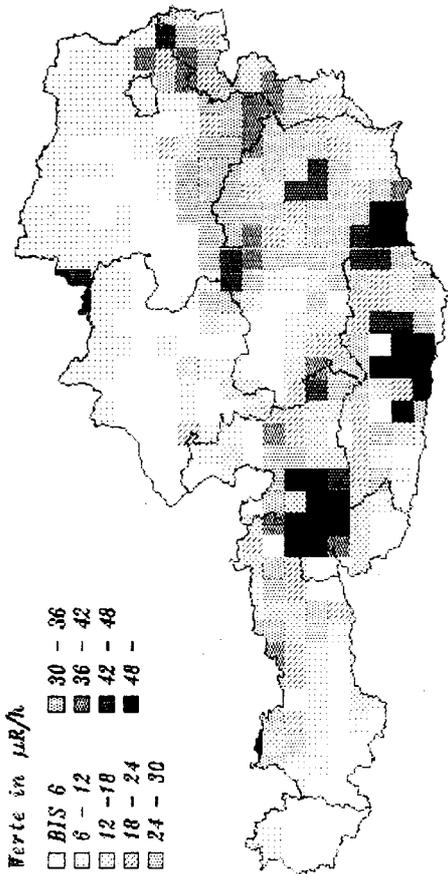
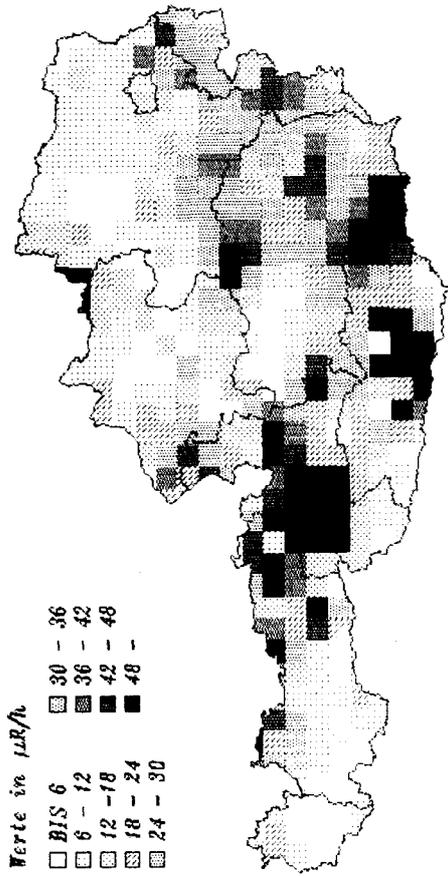


Abb.: 6.1.13. bis 6.1.16.: Gammadosisleistung aus dem Strahlenfrühwarnsystem (Anfangsphase), Stundenmittelwerte in Abstufungen von 6 $\mu\text{R/h}$.

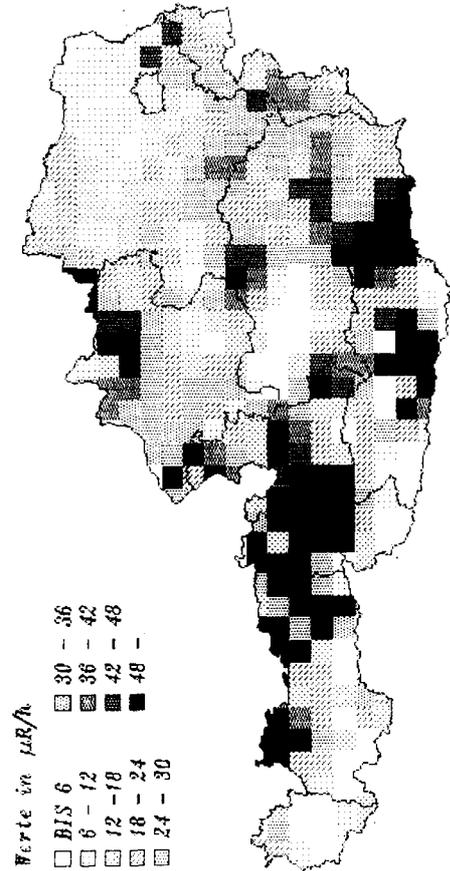
STUNDENMITTELWERTE AM 30 04 1986 (9-10H)



STUNDENMITTELWERTE AM 30 04 1986 (12-14H)



STUNDENMITTELWERTE AM 30 04 1986 (16-18H)



STUNDENMITTELWERTE AM 30 04 1986 (20-22H)

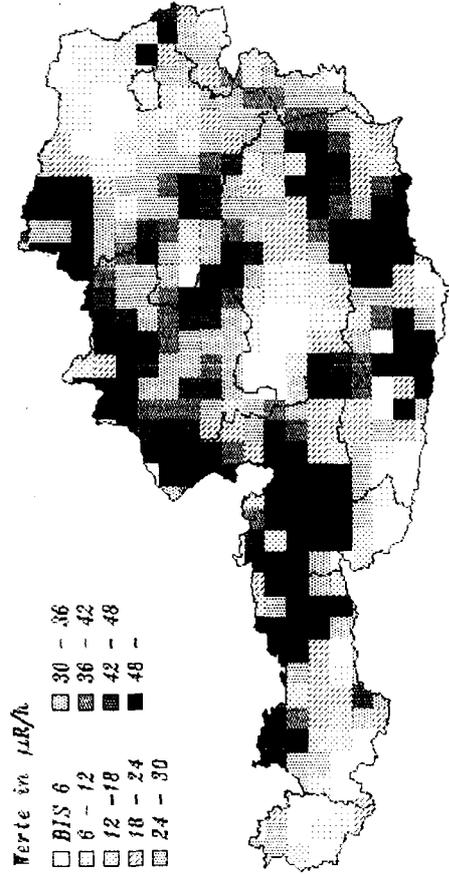
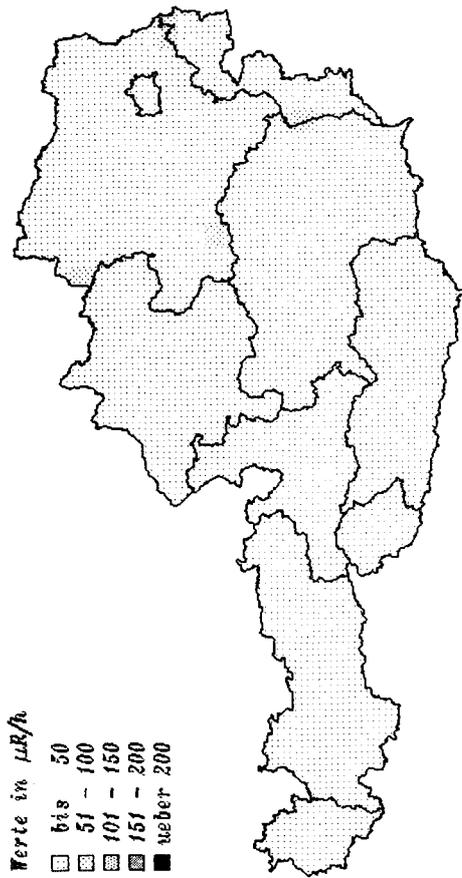
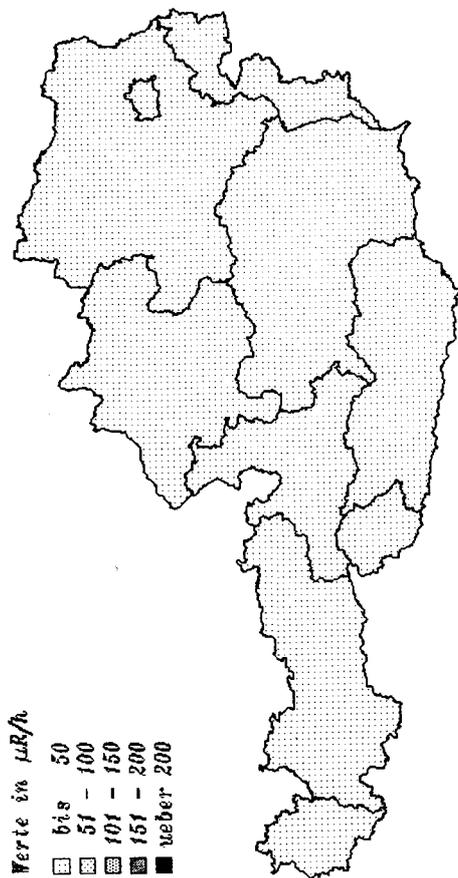


Abb.: 6.1.17. bis 6.1.20.: Gammadosisleistung aus dem Strahlenfrühwarnsystem (Anfangsphase), Stundenmittelwerte in Abstufungen von 6 $\mu\text{R/h}$.

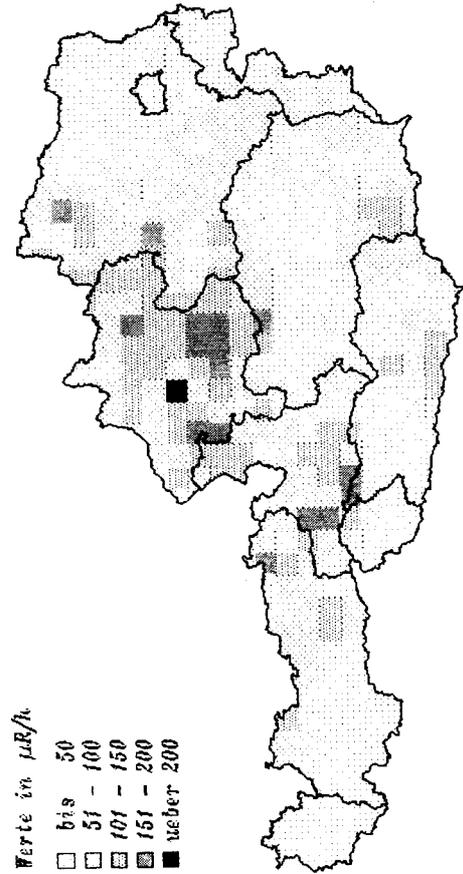
TAGESMAXIMA AM 29 04 1986



TAGESMAXIMA AM 28 04 1986



TAGESMAXIMA AM 01 05 1986



TAGESMAXIMA AM 30 04 1986

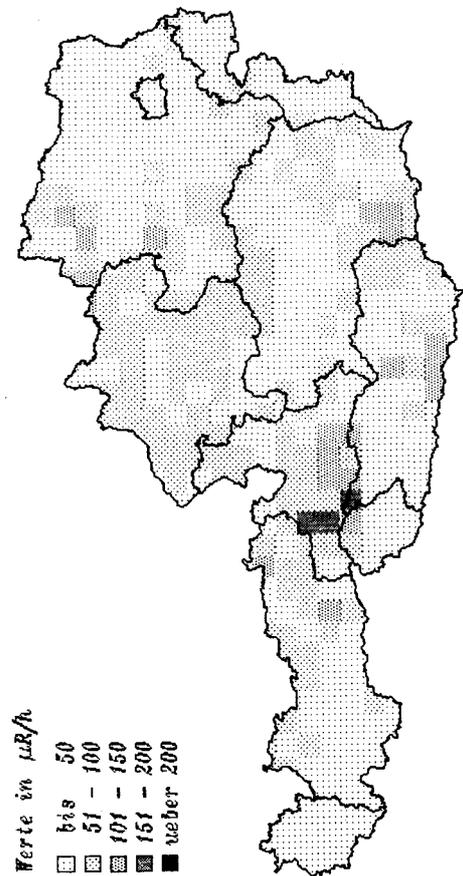
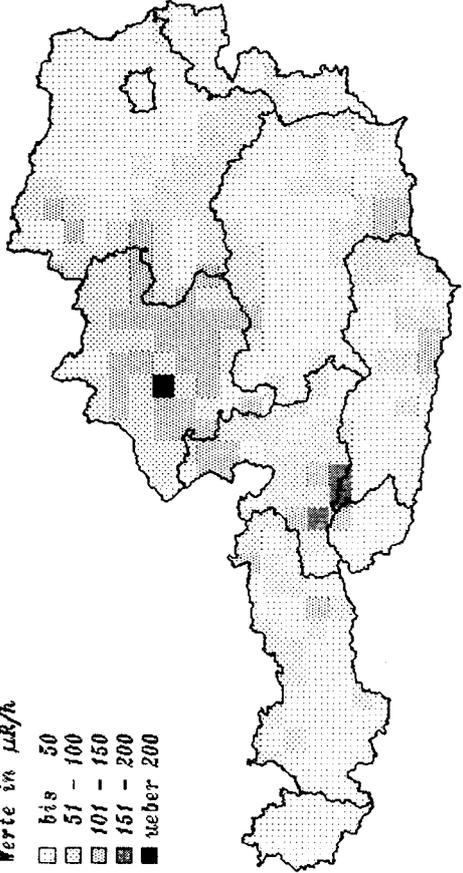


Abb.: 6.1.21. bis 6.1.24.: Gammadosisleistung aus dem Strahlenfrühwarnsystem. Tagesmaxima in Abstufungen von 50 $\mu\text{R/h}$.

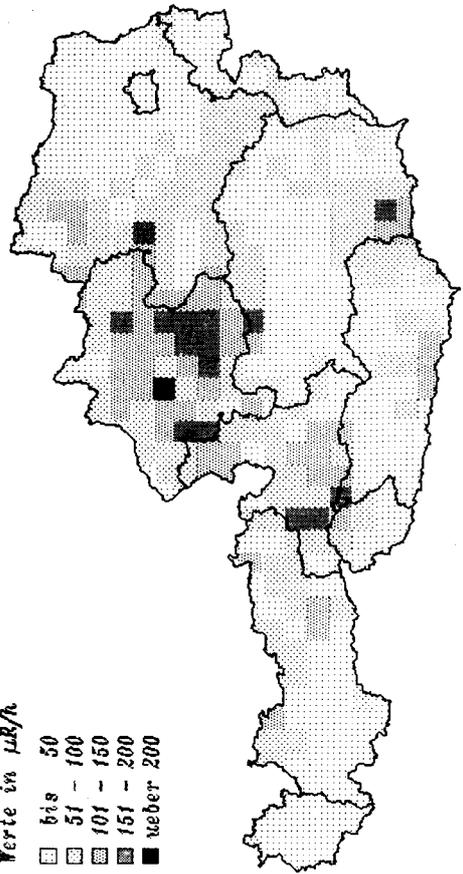
TAGESMAXIMA AM 03 05 1986

Werte in $\mu\text{R/h}$
■ bis 50
■ 51 - 100
■ 101 - 150
■ 151 - 200
■ ueber 200



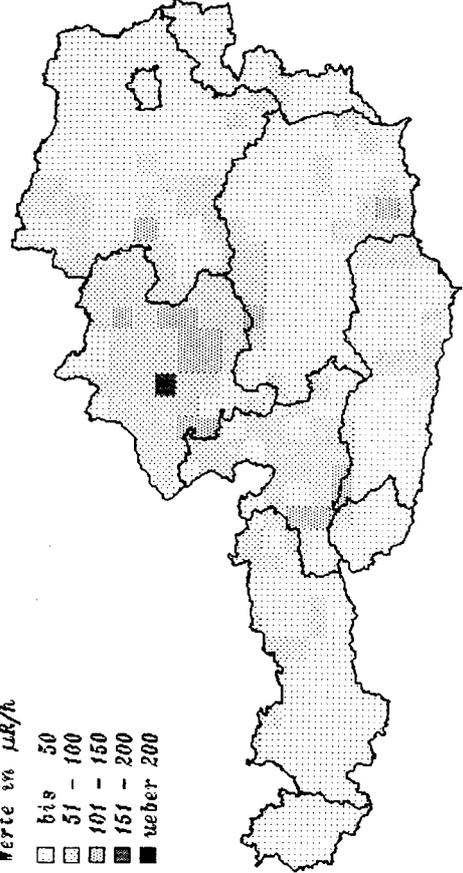
TAGESMAXIMA AM 02 05 1986

Werte in $\mu\text{R/h}$
■ bis 50
■ 51 - 100
■ 101 - 150
■ 151 - 200
■ ueber 200



TAGESMAXIMA AM 05 05 1986

Werte in $\mu\text{R/h}$
■ bis 50
■ 51 - 100
■ 101 - 150
■ 151 - 200
■ ueber 200



TAGESMAXIMA AM 04 05 1986

Werte in $\mu\text{R/h}$
■ bis 50
■ 51 - 100
■ 101 - 150
■ 151 - 200
■ ueber 200

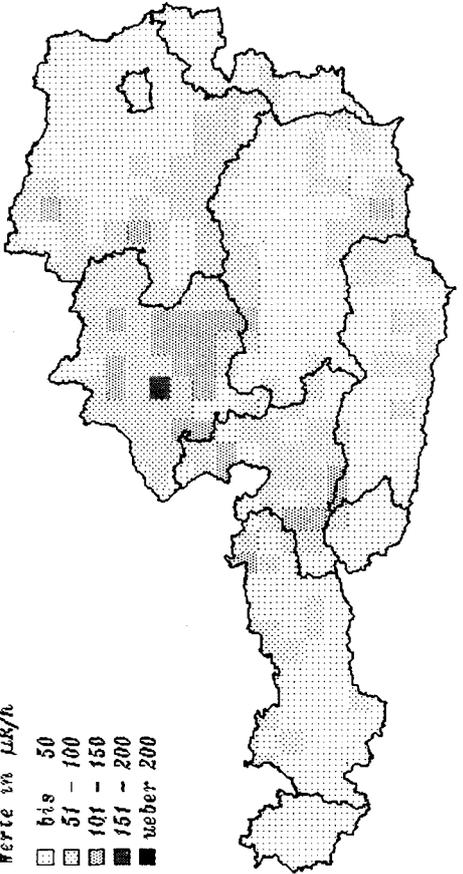
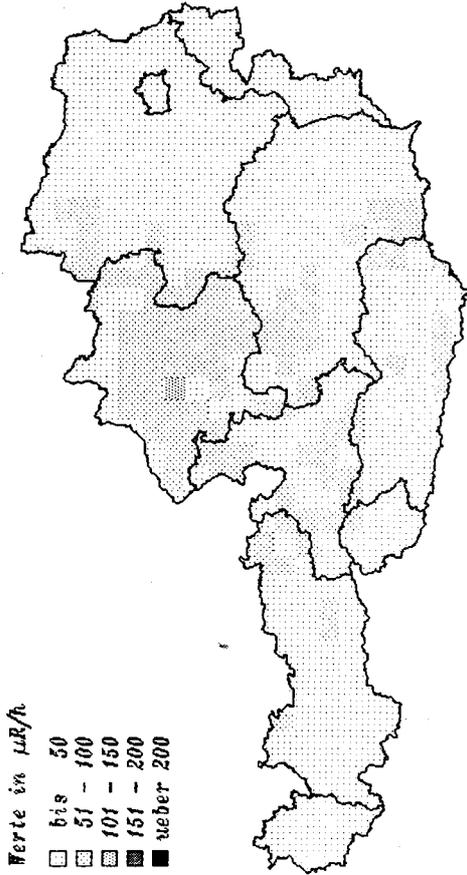
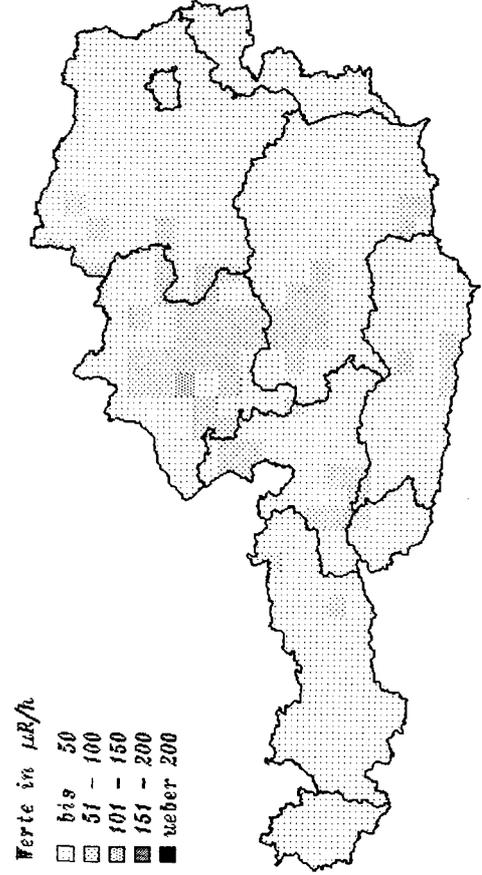


Abb.: 6.1.25. bis 6.1.28.: Gammadosisleistung aus dem Strahlenfrühwarnsystem. Tagesmaxima in Abstufungen von 50 $\mu\text{R/h}$.

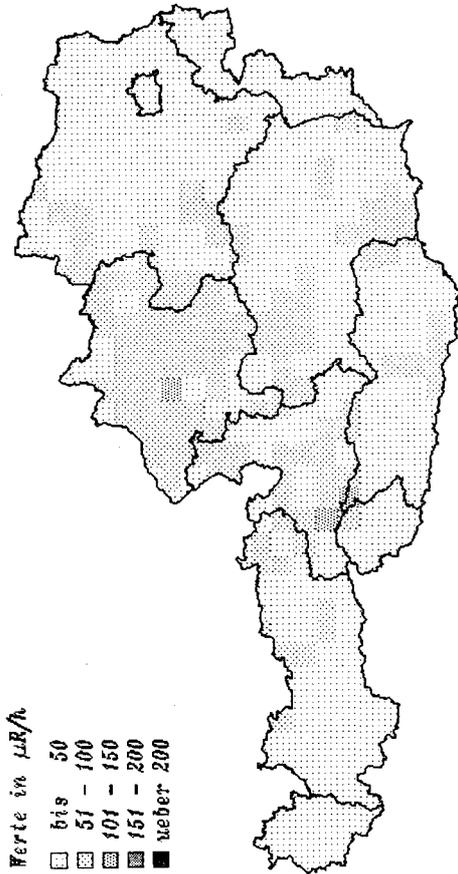
TAGESMAXIMA AM 07 05 1986



TAGESMAXIMA AM 09 05 1986



TAGESMAXIMA AM 06 05 1986



TAGESMAXIMA AM 08 05 1986

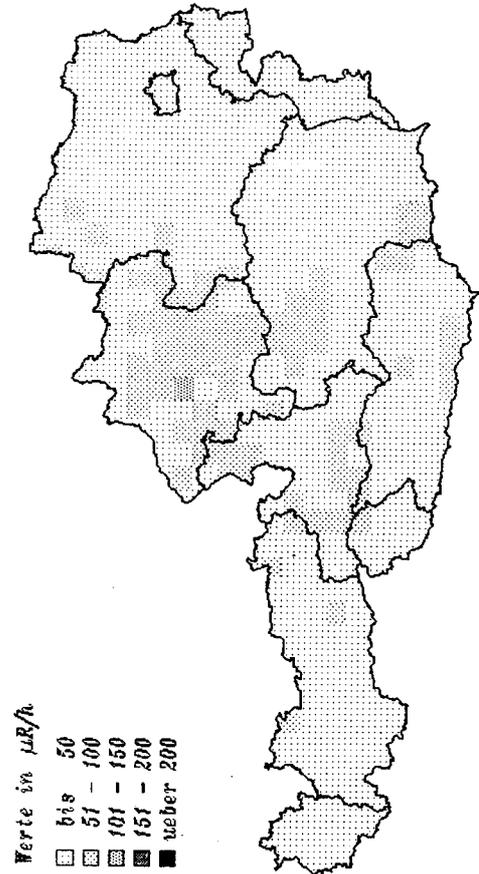
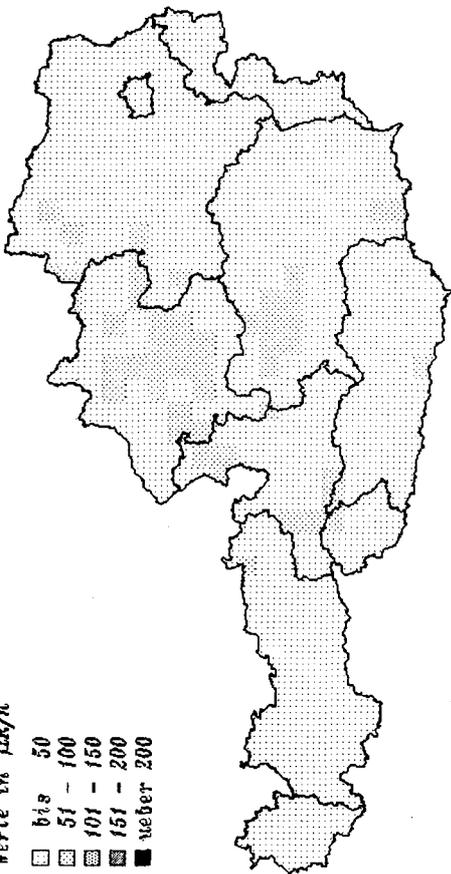


Abb.: 6.1.29. bis 6.1.32.: Gammadosisleistung aus dem Strahlenfrühwarnsystem. Tagesmaxima in Abstufungen von 50 $\mu\text{R/h}$.

TAGESMAXIMA AM 10 05 1986

Werte in $\mu\text{R/h}$

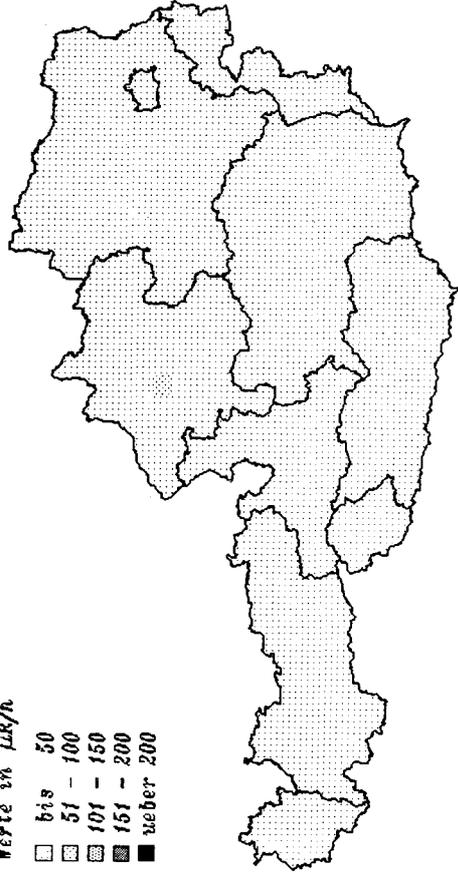
- bis 50
- ▒ 51 - 100
- ▓ 101 - 150
- 151 - 200
- ueber 200



TAGESMAXIMA AM 15 05 1986

Werte in $\mu\text{R/h}$

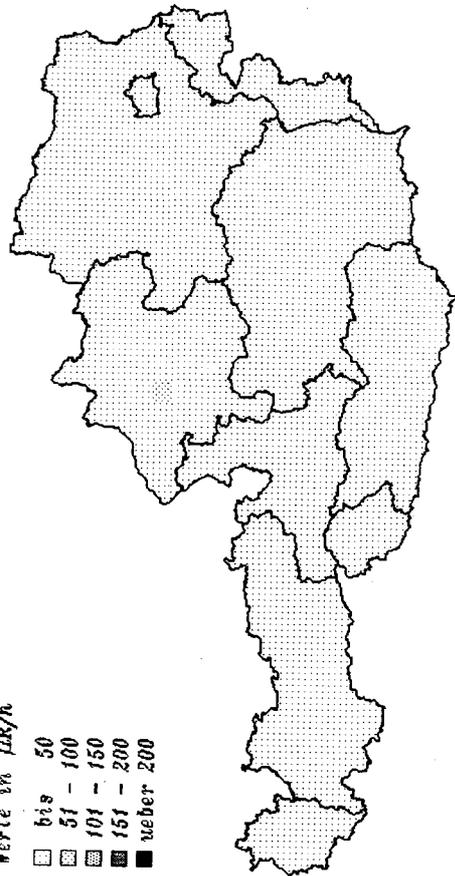
- bis 50
- ▒ 51 - 100
- ▓ 101 - 150
- 151 - 200
- ueber 200



TAGESMAXIMA AM 20 05 1986

Werte in $\mu\text{R/h}$

- bis 50
- ▒ 51 - 100
- ▓ 101 - 150
- 151 - 200
- ueber 200



TAGESMAXIMA AM 25 05 1986

Werte in $\mu\text{R/h}$

- bis 50
- ▒ 51 - 100
- ▓ 101 - 150
- 151 - 200
- ueber 200

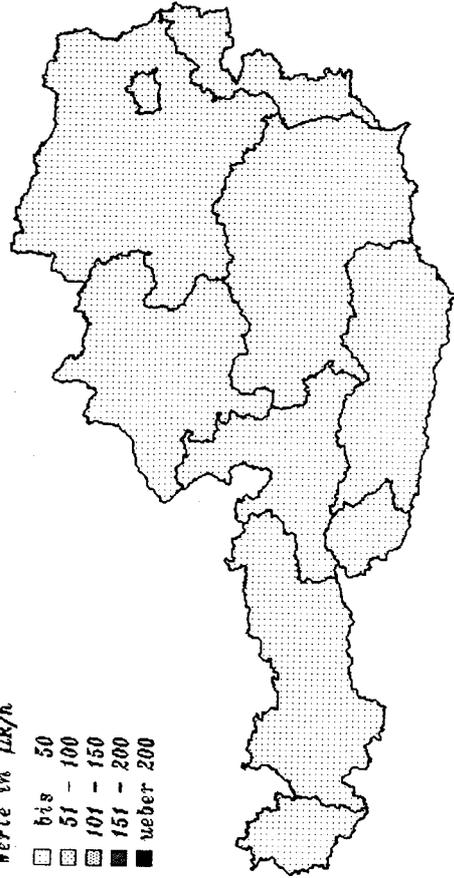


Abb.: 6.1.33. bis 6.1.36.: Gammadosisleistung aus dem Strahlenfrühwarnsystem. Tagesmaxima in Abstufungen von 50 $\mu\text{R/h}$.

6.2. Luft

Im Aerosolsammelnetz des Umweltbundesamtes (vgl. Kap. 3.1.) wurde die radioaktive Belastung der Luft an 8 Stellen in Österreich gamma-spektrometrisch verfolgt. Zusätzliche Messungen des Forschungszentrums Seibersdorf lieferten wichtige Informationen über den Gehalt von Sr-90 und Alpha-Strahlern, die zur Beurteilung der Situation von großer Bedeutung waren. Ebenso bestand im Forschungszentrum Seibersdorf die Möglichkeit zur Sammlung mit Kohlepatronen, sodaß neben Aerosolen an diesen Meßstellen auch gasförmige Jodverbindungen erfaßt werden konnten.

In Tab. 6.2.1. sind die Radionuklidkonzentrationen in Aerosolen an der Meßstelle Wien - Hohe Warte für verschiedene Sammelzeitpunkte angegeben.

Tab. 6.2.1.: Aktivität der Luft in Wien (Hohe Warte) vom 29. April bis 1. Mai 1986 in pCi/m³

Isotop	Halbwertszeit	29. April Uhrzeit 11:40-14:25	30. April Uhrzeit 11:59-12:27	30. April/1. Mai Uhrzeit 23:30-03:20
Mo-99	66,0 h	98,4	242	80
Ru-103	39,4 d	209	600	197
Te-129m	33,6 d	111	500	204
Te/J-132	78,0 h	1110	2990	1040
J-131	8,08d	549	1570	435
J-133	20,8 h	56,2	79	15
Cs-134	2,1 a	38,8	120	77
Cs-136	13,0 d	14,8	41	23
Cs-137	29,7 a	78,7	256	154
Ba/La-140	12,8 d	40,7	103	75

Zum Vergleich die Maximalwerte von 1983: Cs-137 0,0003 p Ci/m³

J-131 0,0008 p Ci/m³

(aus der Nuklearmedizin)

Nach Messungen am Forschungszentrum Seibersdorf betrug die Aktivität des gasförmigen Jods etwa das Doppelte der Jodaktivität der Aerosole (Abb. 6.2.1.). In Tab. 6.2.2. (Aktivität der Luft in Rauchenwarth / NÖ, vom 29.4. (Messung durch das Forschungszentrum Seibersdorf) sind unter anderem auch Werte für Sr-90, Sr-89, Np-239 und Pu-239(240) angegeben. Die Konzentration dieser Radionuklide ist sehr niedrig.

Tab. 6.2.2.: Aktivität der Luft in Rauchenwarth/NÖ vom 29.4. 1986, 13.45 - 16.15 Uhr. Luftvolumen 8360 m³

Isotop	Halbwertszeit	Aktivität (pCi/m ³)
Sr-89	51 d	16
Sr-90	28 a	3
Te-132	78 h	1113
J-131	8,08d	ca.1290 (430 aerosolgebunden ca. 860 gasförmig)
J-132	2,4 h	507
Cs-134	2,1 a	45
Cs-137	29,7 a	68
Np-239	2,3 d	16 +)
Pu-239(240)	2,4.10 ⁴ a	5,4.10 ⁻⁴ +)

+) experimentell bestimmtes Verhältnis Pu 239(240)/Np 239:
3,4.10⁻⁵

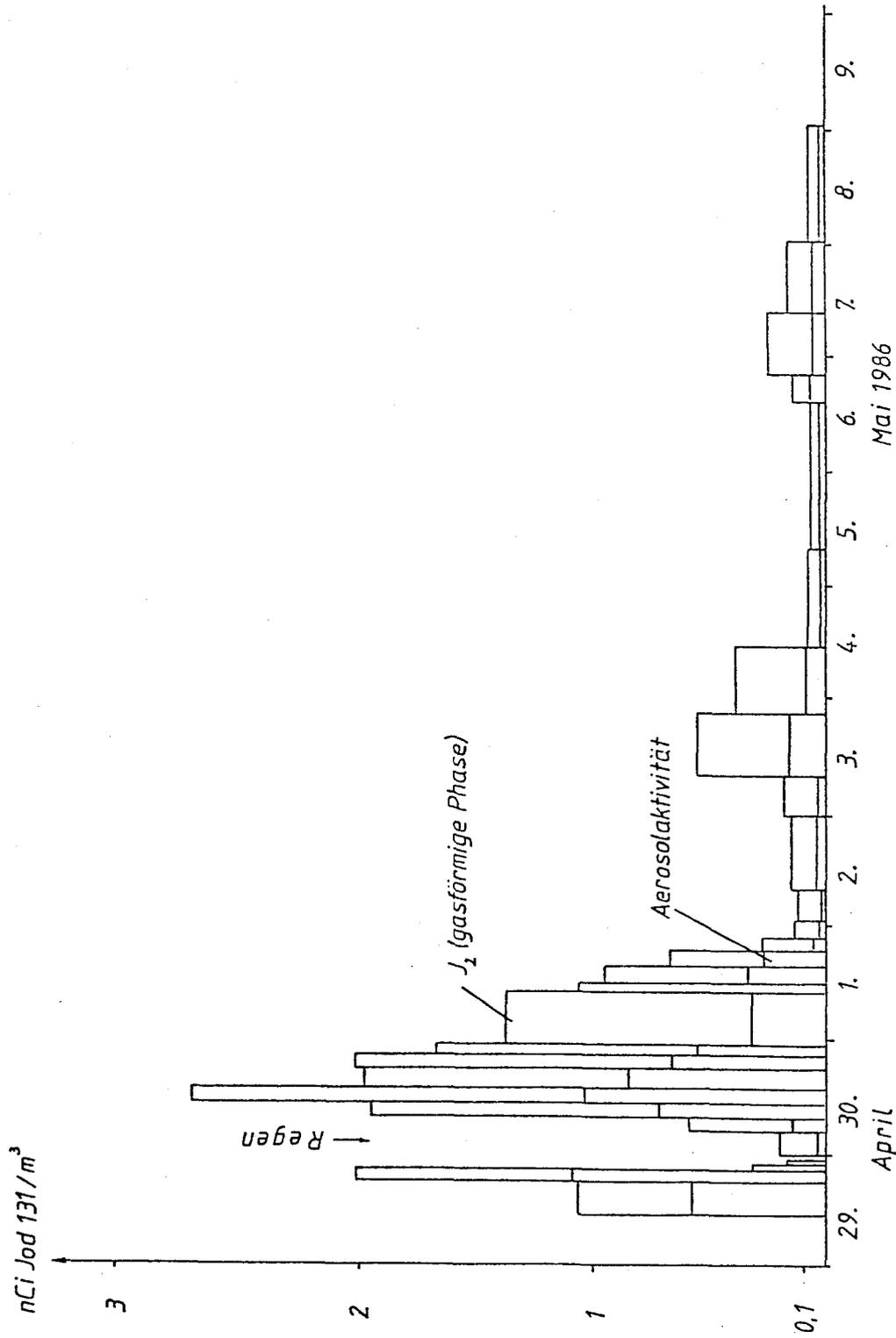


Abb.: 6.2.1.1.: Verlauf der Kontamination bodennaher Luft in Seibersdorf (NÖ). Gasförmiges und aerosolgebundenes Jod-131. (Quelle: ÖFZS)

Der Verlauf der Luftkontamination durch Jod-131 und Cs-137 für die einzelnen Meßstellen des Aerosolsammelnetzes ist in den Abb. 6.2.2. bis 6.2.7. ersichtlich. Die Werte für Jod-131 geben nur das aerosolgebundene Jod wieder.

In den Abb. 6.2.2. bis 6.2.7. sind deutlich die verschiedenen "Wolken", mit denen die Kontamination eintraf, zu erkennen. Auch die Unterschiede in den Eintreffzeiten an verschiedenen Orten in Österreich werden deutlich. Die Luftkontamination war in Wien am höchsten, doch infolge des sehr geringen Niederschlags am 1.5.1986 blieben die Aerosole zum Großteil in der Luft und wurden vom Wind wieder abtransportiert. Daher ist die Bodenkontamination in Wien im Vergleich zu Gebieten, in denen radioaktive Aerosole aus der Luft weitgehend ausgewaschen wurden, gering.

Die Luftkontamination ist im gesamten Bundesgebiet nicht mit der Bodenbelastung korreliert, was mit dem geringen Beitrag der trockenen gegenüber der nassen Deposition erklärt ist - er wird allgemein auf 10 - 20 % der Gesamtdosition geschätzt. Das Ausmaß der trockenen Deposition hängt jedoch stark vom Nuklid, von seiner chemischen Form und vor allem von der Teilchengröße der Aerosole ab.

Die radioaktiven Edelgase Xe-133 und Kr-85 wurden in Österreich nicht bestimmt. Messungen in der BRD (W. Weiss et al., Bundesamt für Zivilschutz, Freiburg im Breisgau) ergaben, daß die Xe-133-Konzentration in der Luft (gemittelt über die gesamte BRD) am 1.5.1986 um einen Faktor von 40 über der Cs-137-Konzentration lag und die Konzentration von Kr-85 etwa die Hälfte der Cs-137-Konzentration betrug. Die Werte für Österreich waren vermutlich etwa gleich hoch.

Jod-129, das die sehr lange Halbwertszeit von etwa 16 Millionen Jahren hat, wurde ebenfalls noch nicht in Österreich gemessen. Es ist sicherlich vom Strahlenschutzstandpunkt weniger bedeutsam als vom wissenschaftlichen. Es könnte freilich langfristig von Bedeutung werden. Dasselbe gilt für Tc-99. Eine spätere Messung von vorhandenen Aerosolfiltern ist jedoch möglich.

Über den Tritiumgehalt der Luft sind einige Messungen durchgeführt worden, die noch überprüft werden müssen. Messungen von C-14 sind nicht bekannt.

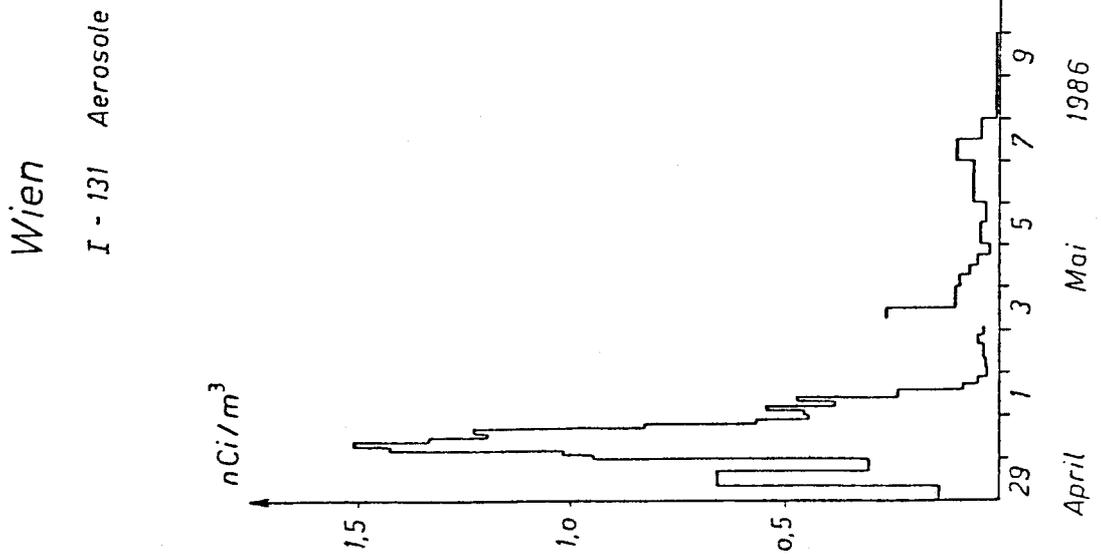
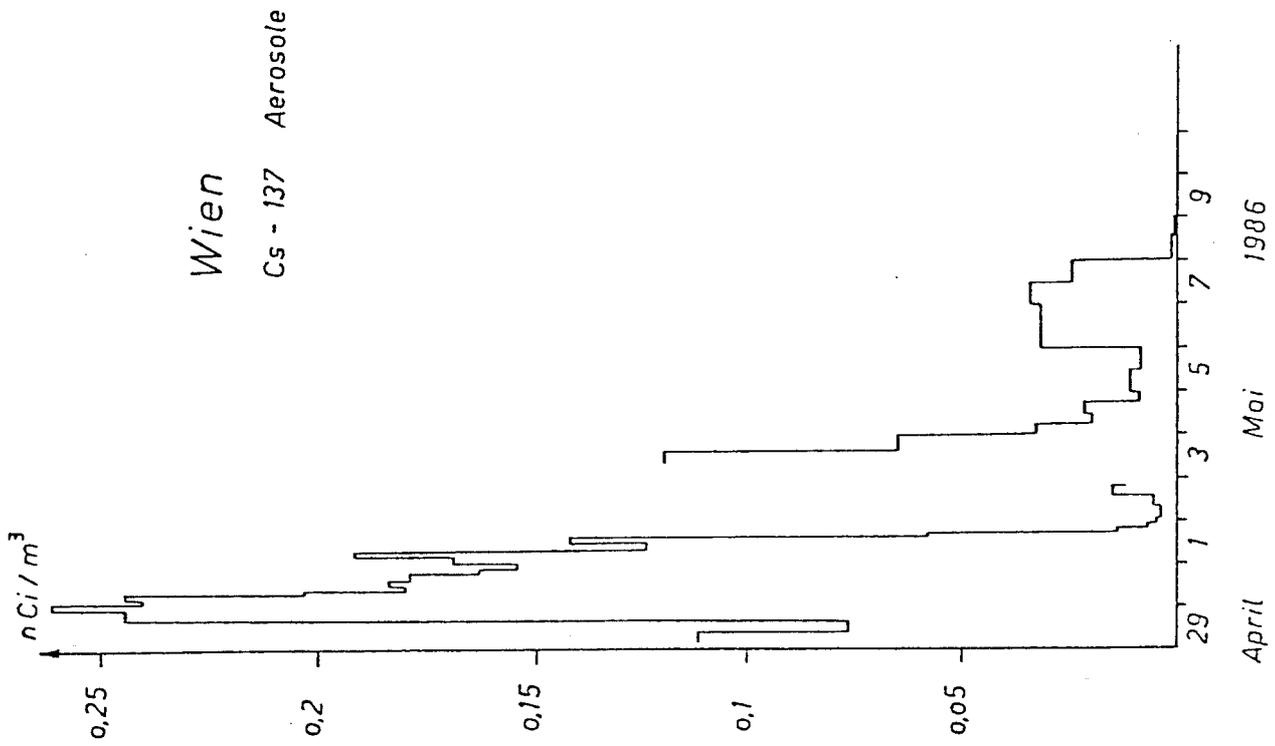


Abb. 6.2.2.: Verlauf der Luftkontamination in Wien (J-131 und Cs-137)

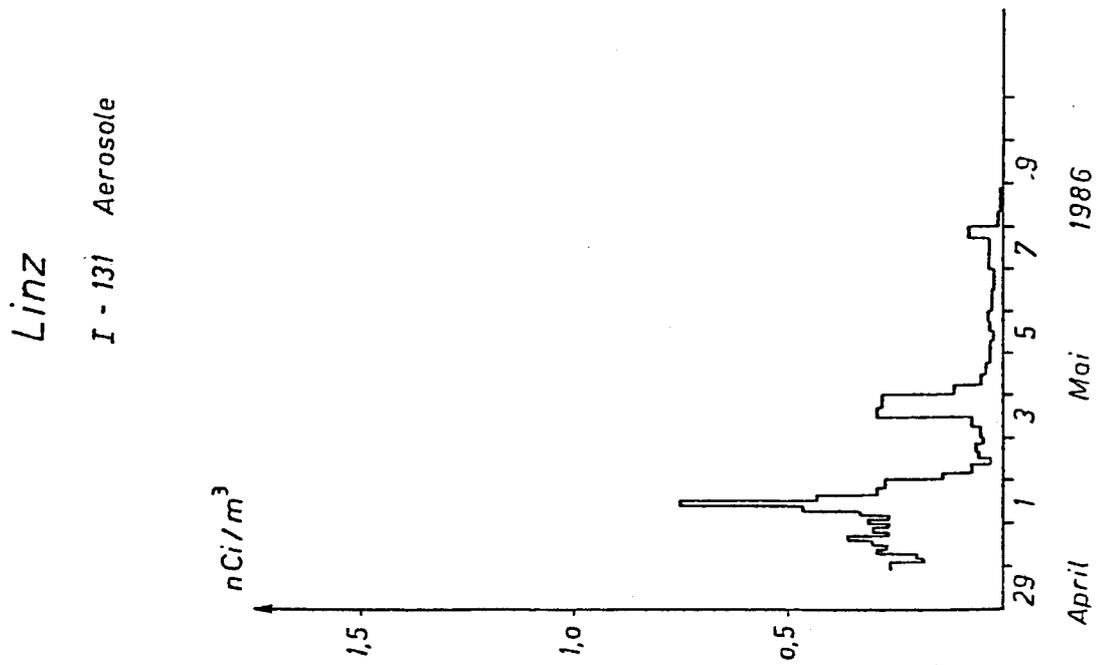
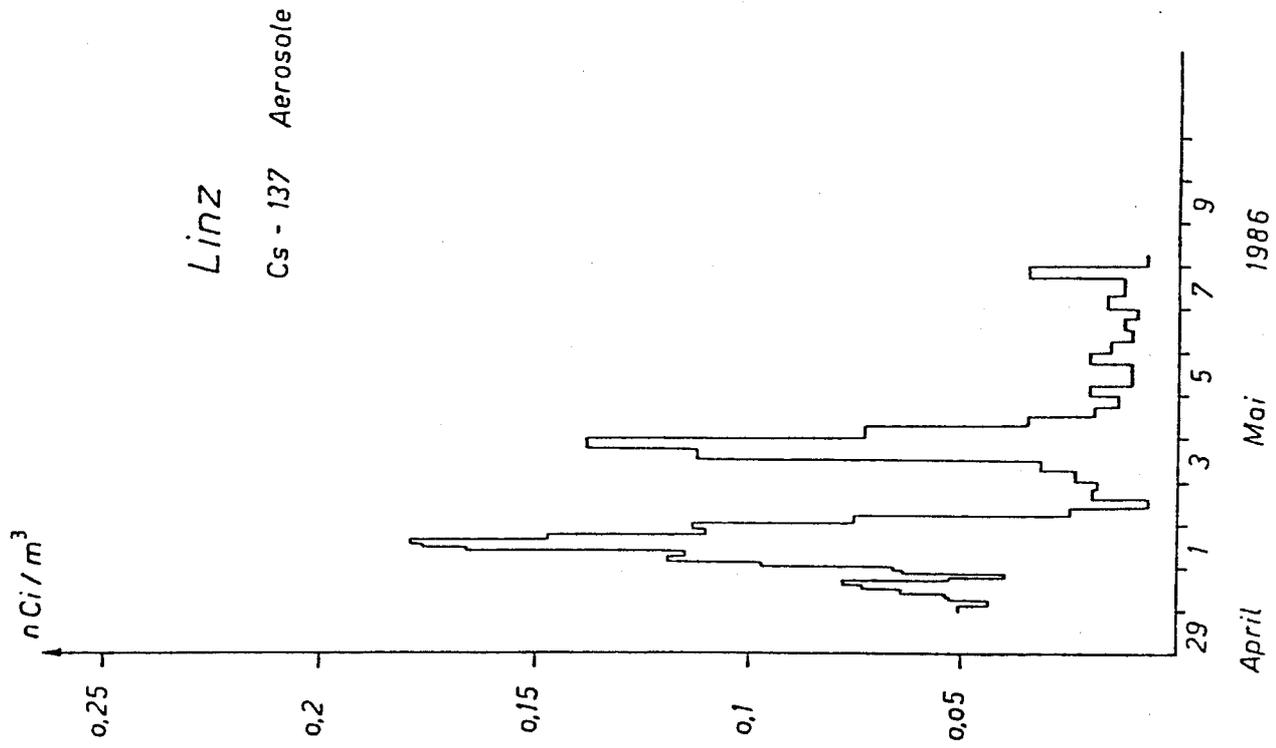


Abb. 6.2.3.: Verlauf der Luftkontamination in Linz (J-131 und Cs-137)

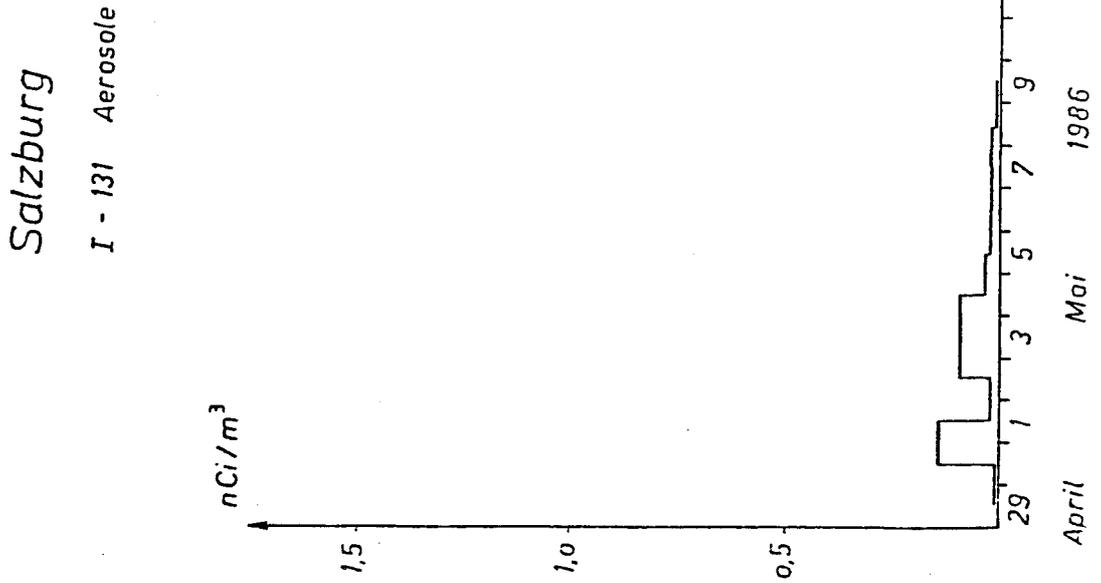
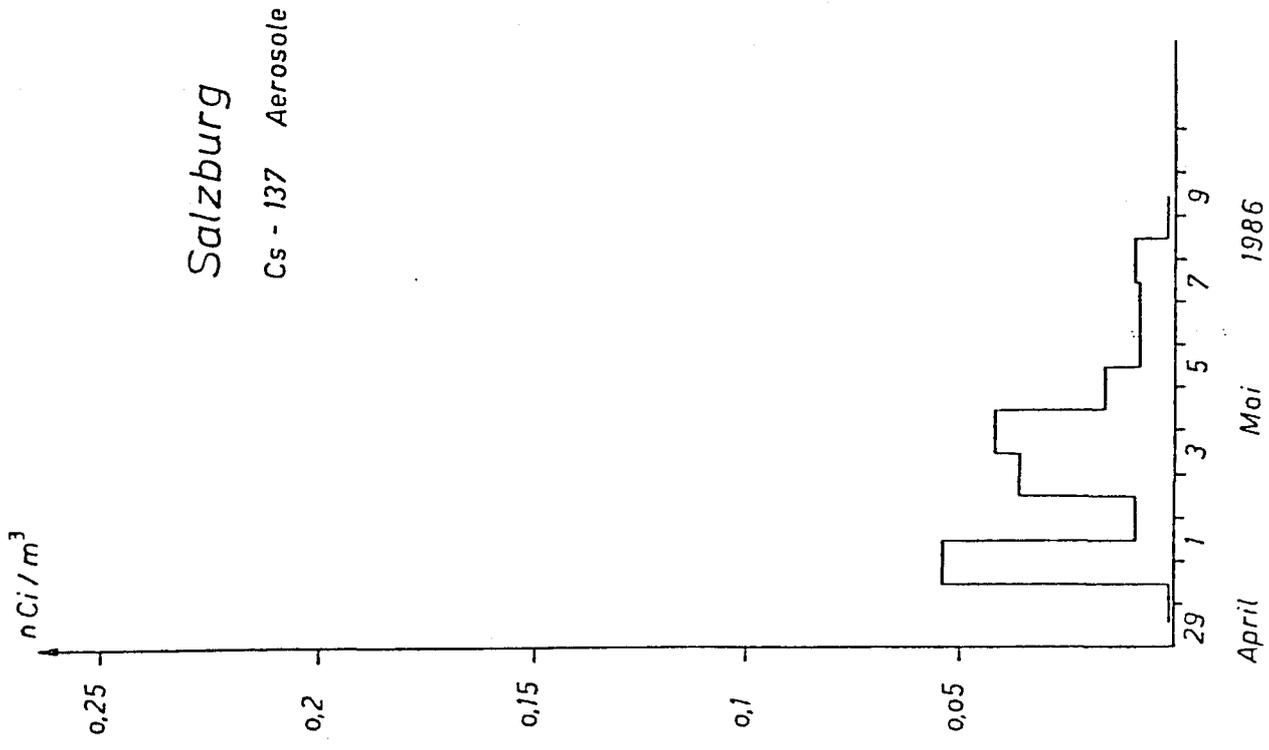


Abb. 6.2.4.: Verlauf der Luftkontamination in Salzburg (J-131 und Cs-137)

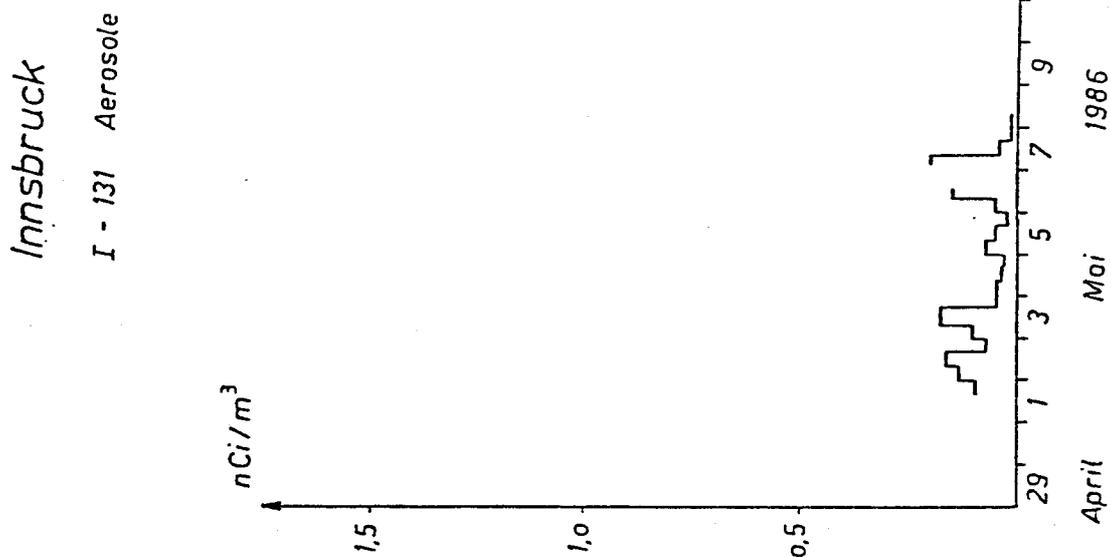
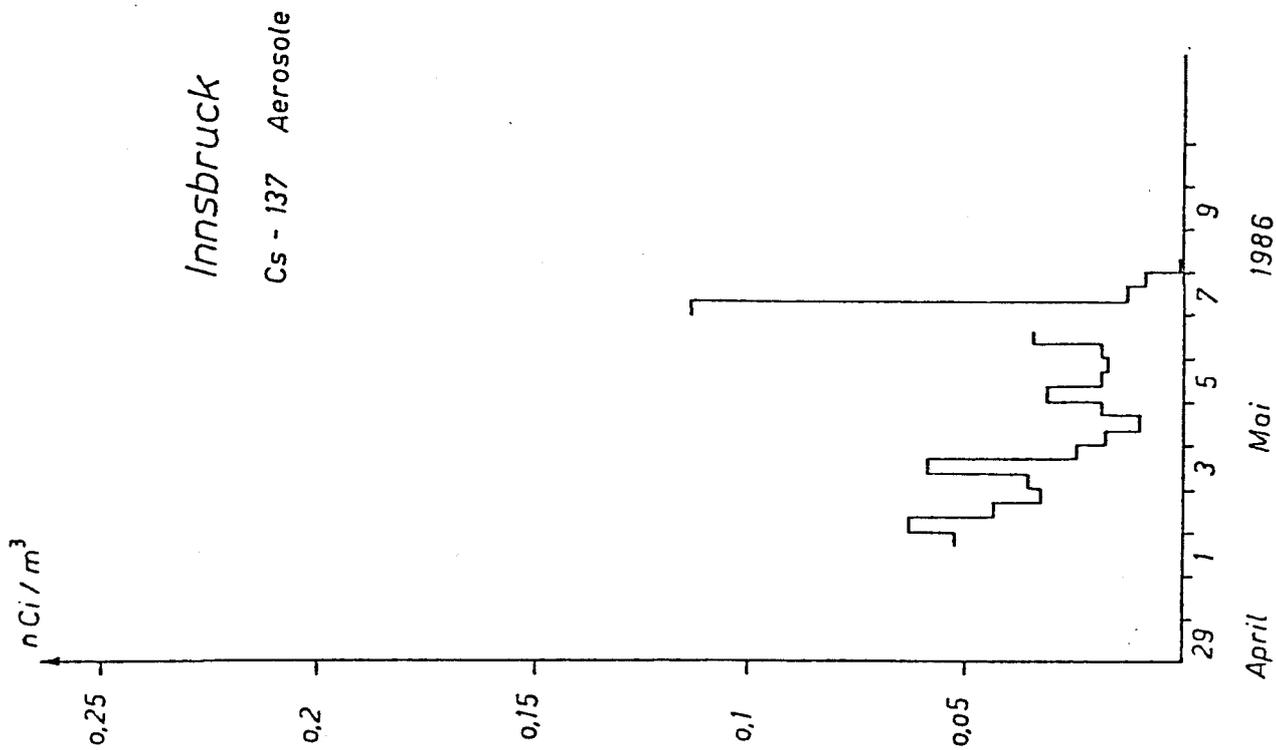


Abb. 6.2.5.: Verlauf der Luftkontamination in Innsbruck (J-131 und Cs-137)

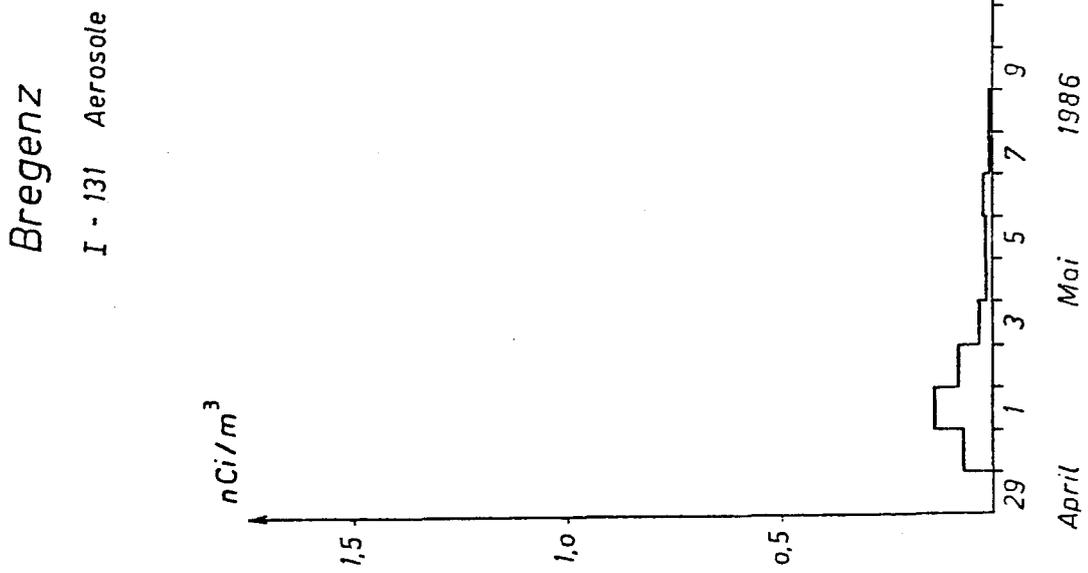
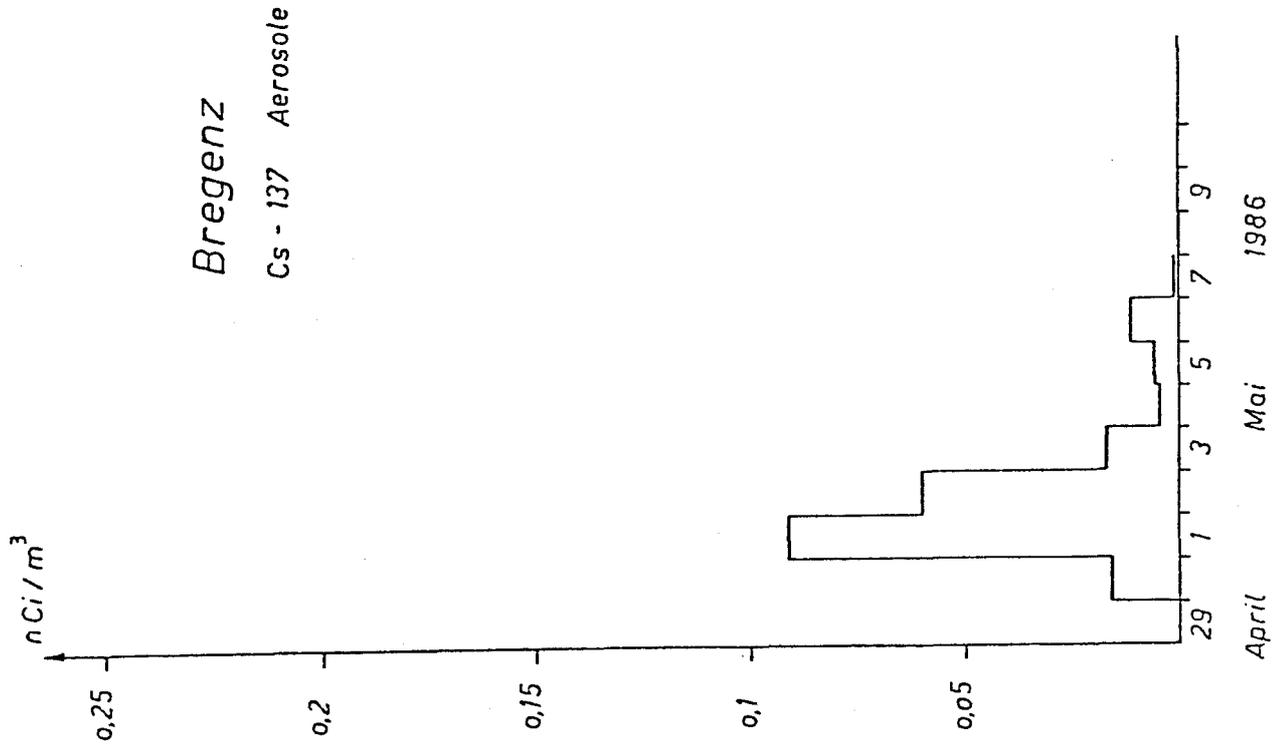


Abb. 6.2.6.: Verlauf der Luftkontamination in Bregenz (J-131 und Cs-137)

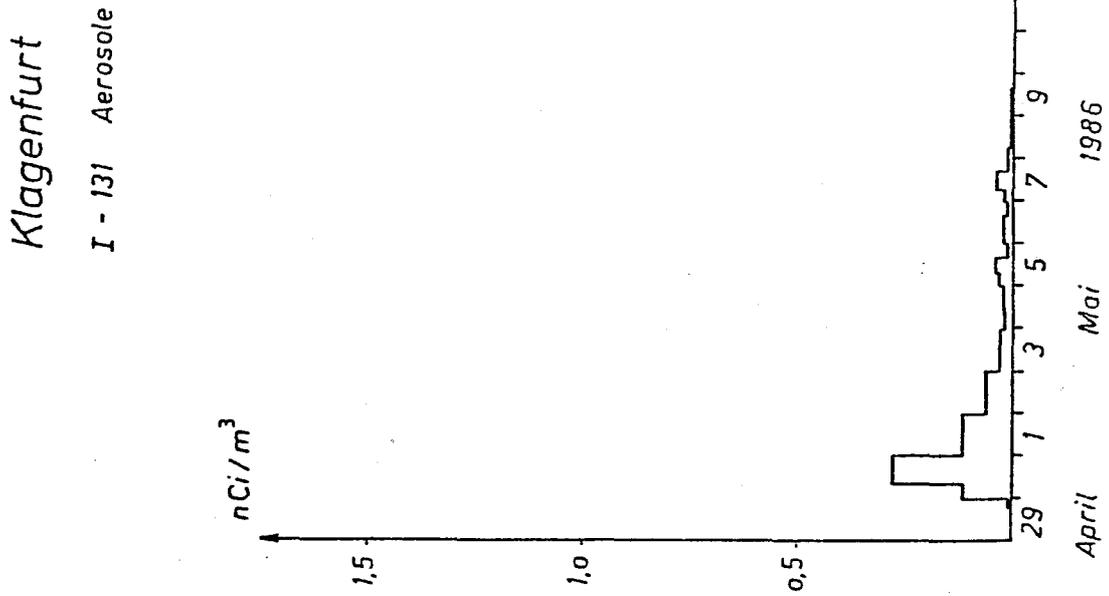
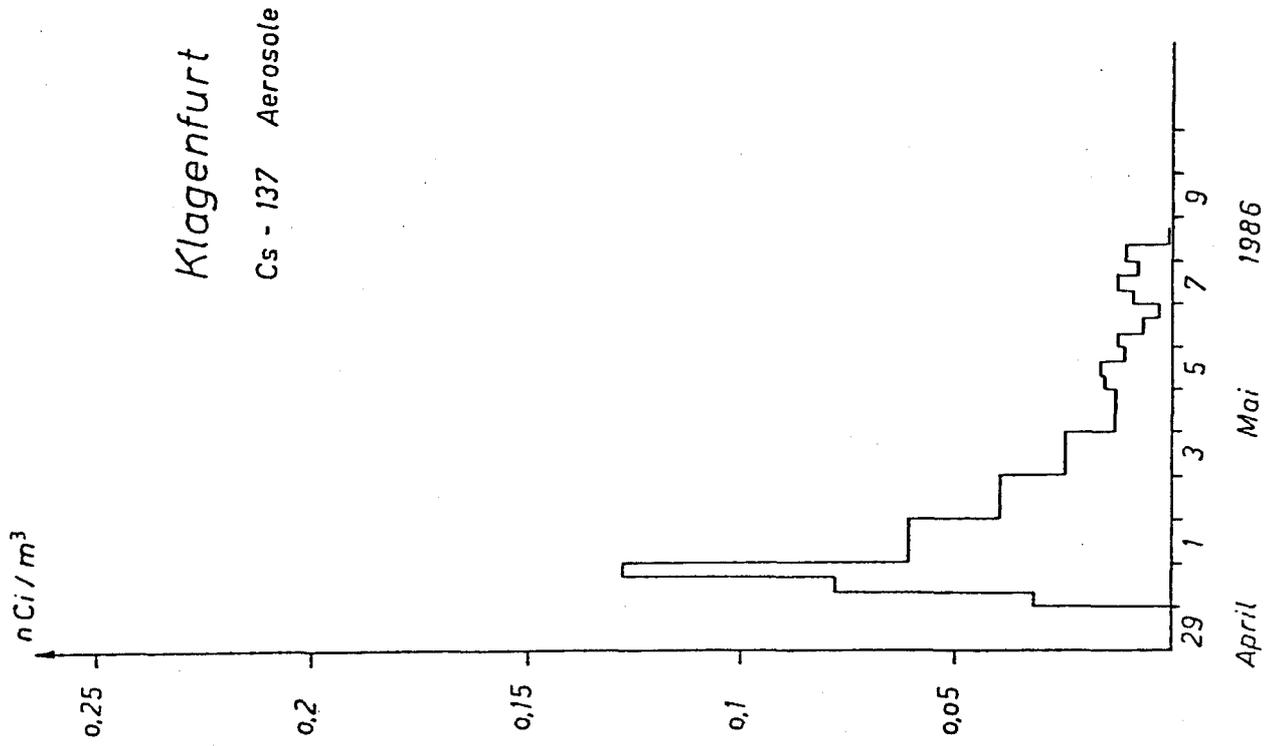


Abb. 6.2.7.: Verlauf der Luftkontamination in Klagenfurt (J-131 und Cs-137)

6.3. Niederschlag

Das Niederschlagssammelnetz wurde bereits in Kap. 3.1. vorgestellt, die Lage der Sammelstellen ist aus Abb. 3.1.1 ersichtlich. Die Sammlung des Niederschlags in der Station des Überwachungsnetzes geschieht während eines Monats mit Wechsel am jeweiligen Monatsersten.

Abb. 6.3.1. zeigt die Aktivitäten von Jod-131 und Cs-137 im Niederschlag. Werte aus Salzburg fehlen, da der entsprechende Behälter infolge zu starker Niederschläge überlief. Die Werte geben die Summe der Aktivitäten aus den Niederschlägen vom April und Mai an. Weil die Hauptmenge der Radionuklide um den 1. Mai deponiert wurde, wurden die Meßwerte auf den 1. Mai umgerechnet.

Für unmittelbare Aussagen über die regionale Verteilung der deponierten radioaktiven Nuklide reicht die Zahl der Niederschlagsmeßstellen nicht aus. Aus der Messung der Belastung von Gras können allerdings Rückschlüsse auf die Gesamtdeposition gezogen werden, da etwa 10 - 20 % des Niederschlags am Gras abgelagert werden. Daher zeigt auch die Karte der Niederschläge vom 29. April bis 9. Mai der Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik (Abb. 6.3.2.) eine relativ gute Korrelation mit der Aktivitätsverteilung im Gras. (vgl. Graskarte, Abb. 6.5.1.).

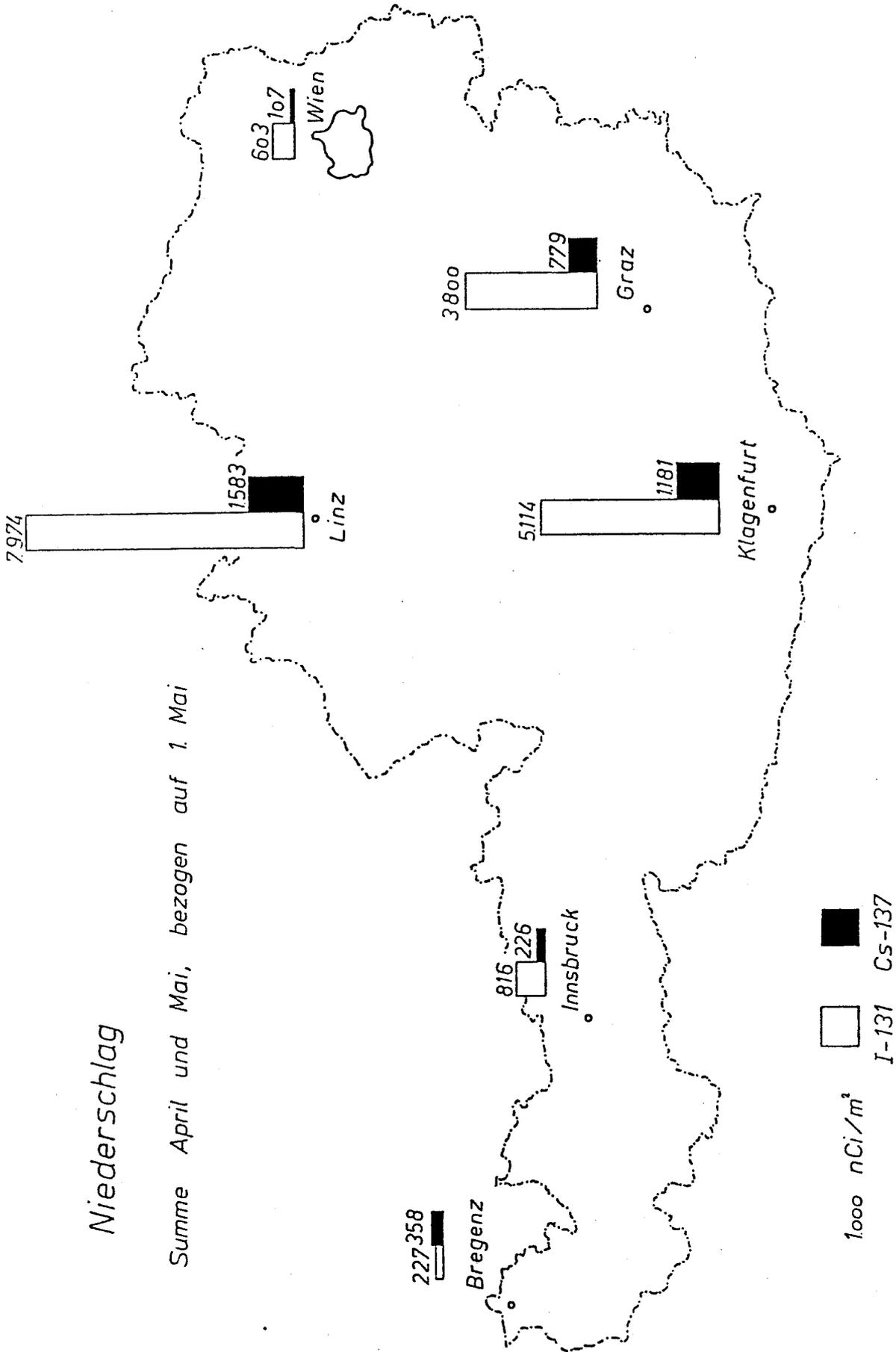


Abb. 6.3.1.1.: Aktivität im Niederschlag in Österreich; J-131 und Cs-137, Summe von April und Mai (bezogen auf den 1. Mai).

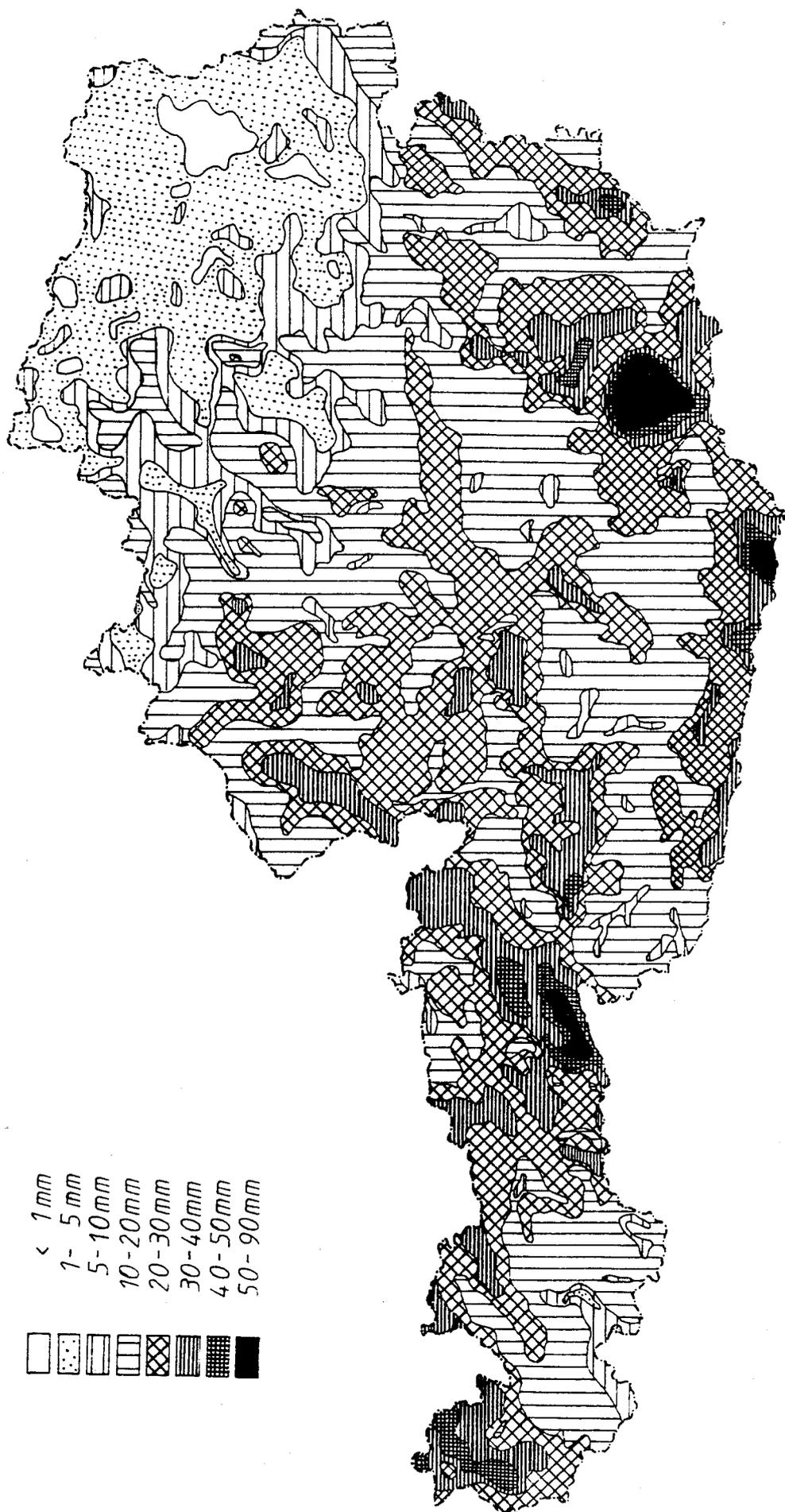


Abb. 6.3.2.: Niederschlagskarte von Österreich vom 29. April
7 Uhr bis 9. Mai 7 Uhr (Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik, Wien)

Der zeitliche Verlauf der Kontamination des Niederschlags in Linz ist für die Nuklide Cs-137, J-131, Ru-103 und J-132 (Abb. 6.3.3. bis 6.3.6.) dargestellt.

Die Isotopenzusammensetzung des Niederschlags von Wien vom 30. April bis 1. Mai ist aus der Tab. 6.3.1. ersichtlich.

Am Niederschlag zwischen dem 30. April bis 1. Mai wurde vom Atominstytut der Österreichischen Hochschulen (F. Grass, Wien, Abb. 6.3.7.) neben der ursprünglichen Isotopenzusammensetzung auch das Abklingen der einzelnen Radionuklide mit der Zeit bestimmt.

Tabelle 6.3.1.: Aktivität im Niederschlag Wien, 30. 4.
bis 1.5.1986

Isotop	Halbwertszeit	nCi/l
Sr-89	51 d	3,75*)
Sr-90	28 a	0,95*)
Mo-99	66 h	215
Ru-103	39,4 d	437
Ru-106	368 d	255
Te-132	78 h	1160
J-131	8,08d	2410
J-132	2,3 h	1040
J-133	20,8 h	66,9
Cs-134	2,1 a	34,8
Cs-137	29,7 a	45,4

*) Messung von K. Buchtela (Atominstytut)

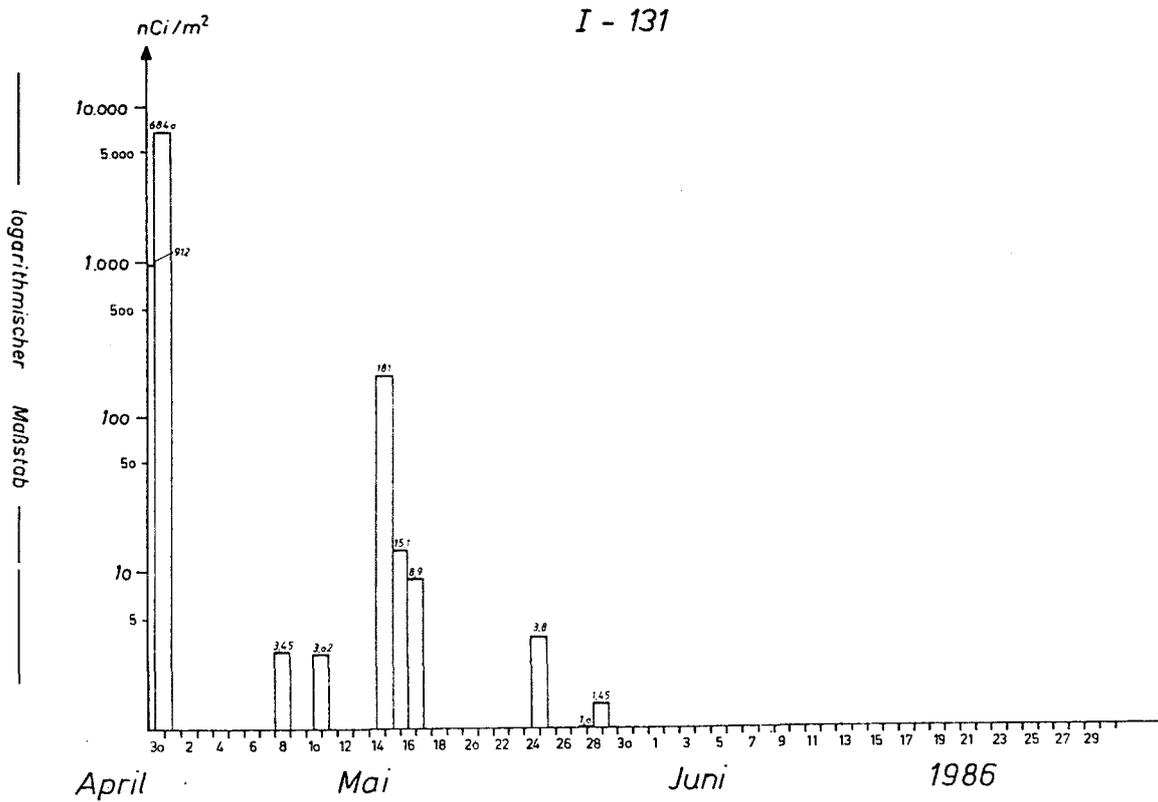


Abb. 6.3.3.: Verlauf der J-131-Aktivität im Niederschlag von Linz.

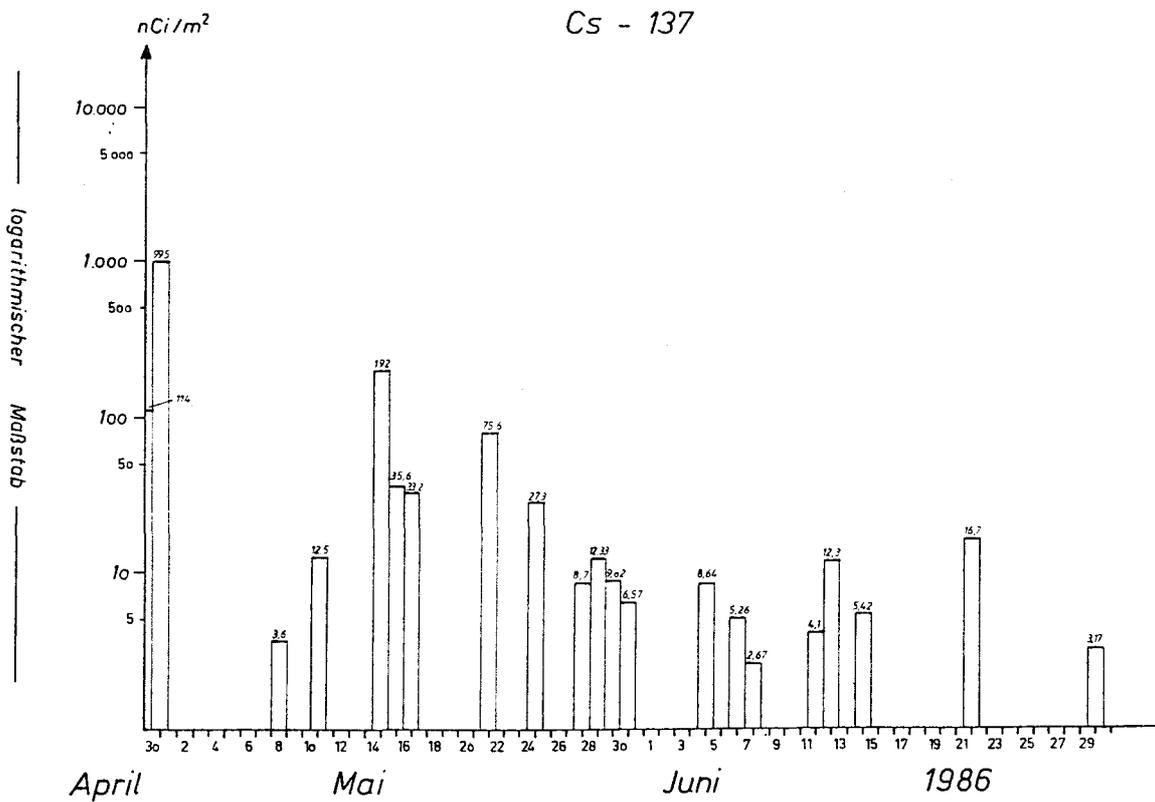


Abb. 6.3.4.: Verlauf der Cs-137-Aktivität im Niederschlag von Linz.

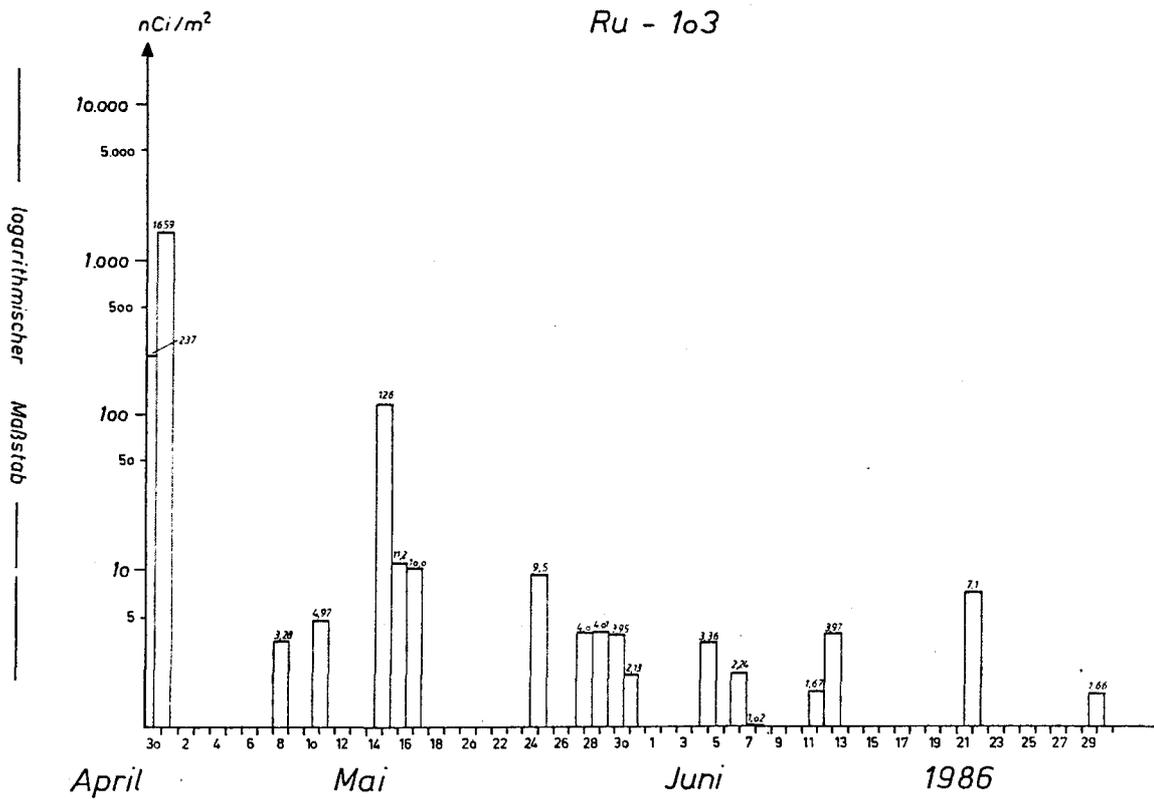


Abb. 6.3.5.: Verlauf der Ru-103-Aktivität im Niederschlag von Linz.

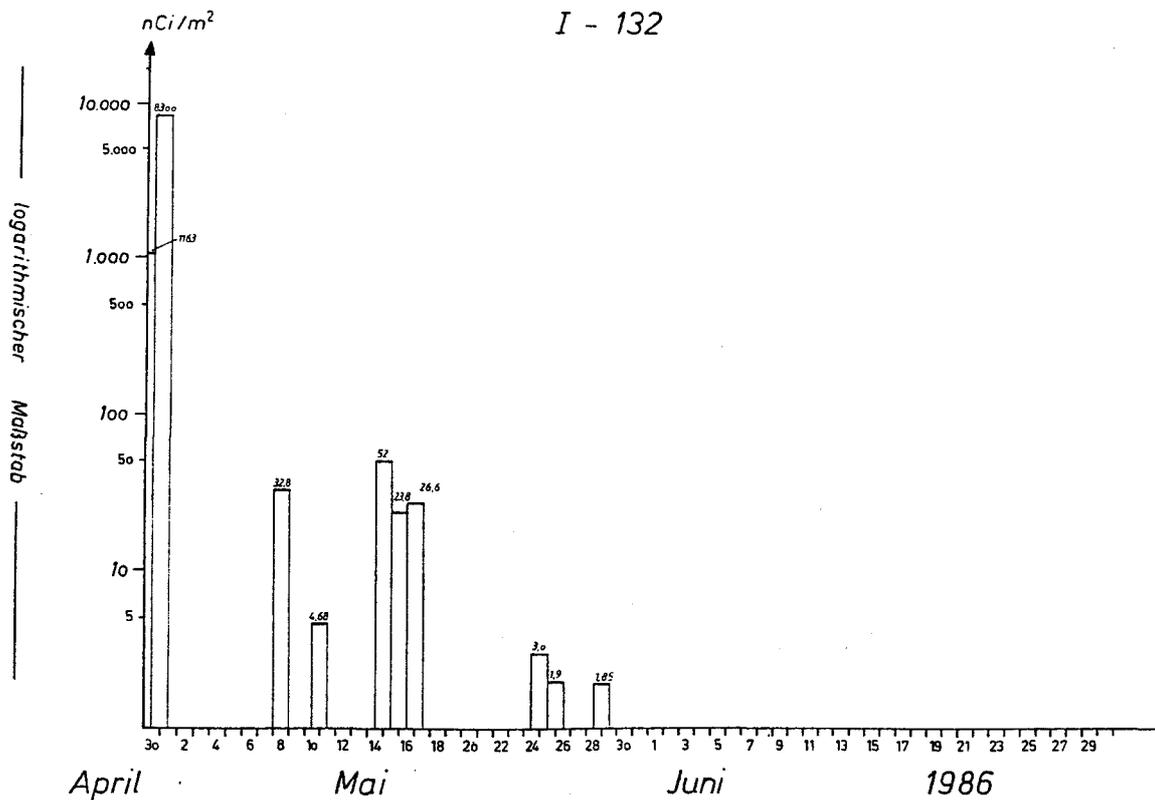


Abb. 6.3.6.: Verlauf der J-132-Aktivität im Niederschlag von Linz.

Regen vom 30. April bis 1. Mai
(~ 79% des Fallouts bis 31. Mai)

Atominstitut - Wien

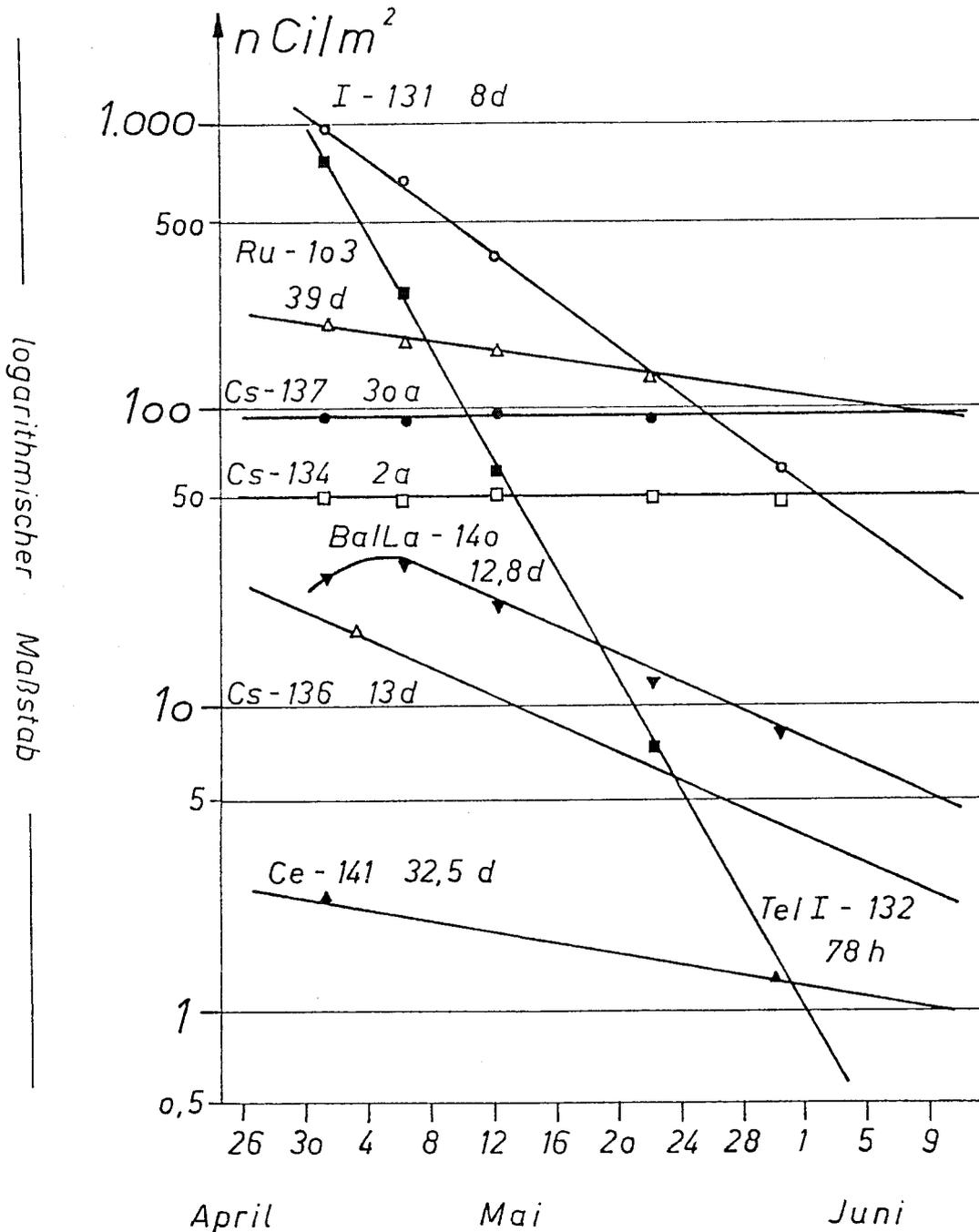


Abb. 6.3.7.: Abnahme der Aktivität im Niederschlag von Wien (30. April). Die Abnahme ist vor allem auf die kurzlebigen Nuklide Te/J-132 und J-131 zurückzuführen.

Die Abbildung verdeutlicht, daß das rasche Abklingen der Gesamtaktivität auf die kurze Halbwertszeit von Te/J-132 und J-131 zurückzuführen ist.

Die Abhängigkeit der Kontamination von der Seehöhe ist am Beispiel Rax (E. Hedrich; Abb. 6.3.8.) wiedergegeben. Es ergibt sich eine annähernd logarithmische Abhängigkeit der Cäsium-Konzentration von der Höhe, wobei die Belastung mit zunehmender Höhe sehr stark ansteigt.

*Aktivität von Schnee und Regen
Rax, NÖ 4. Mai 1986*

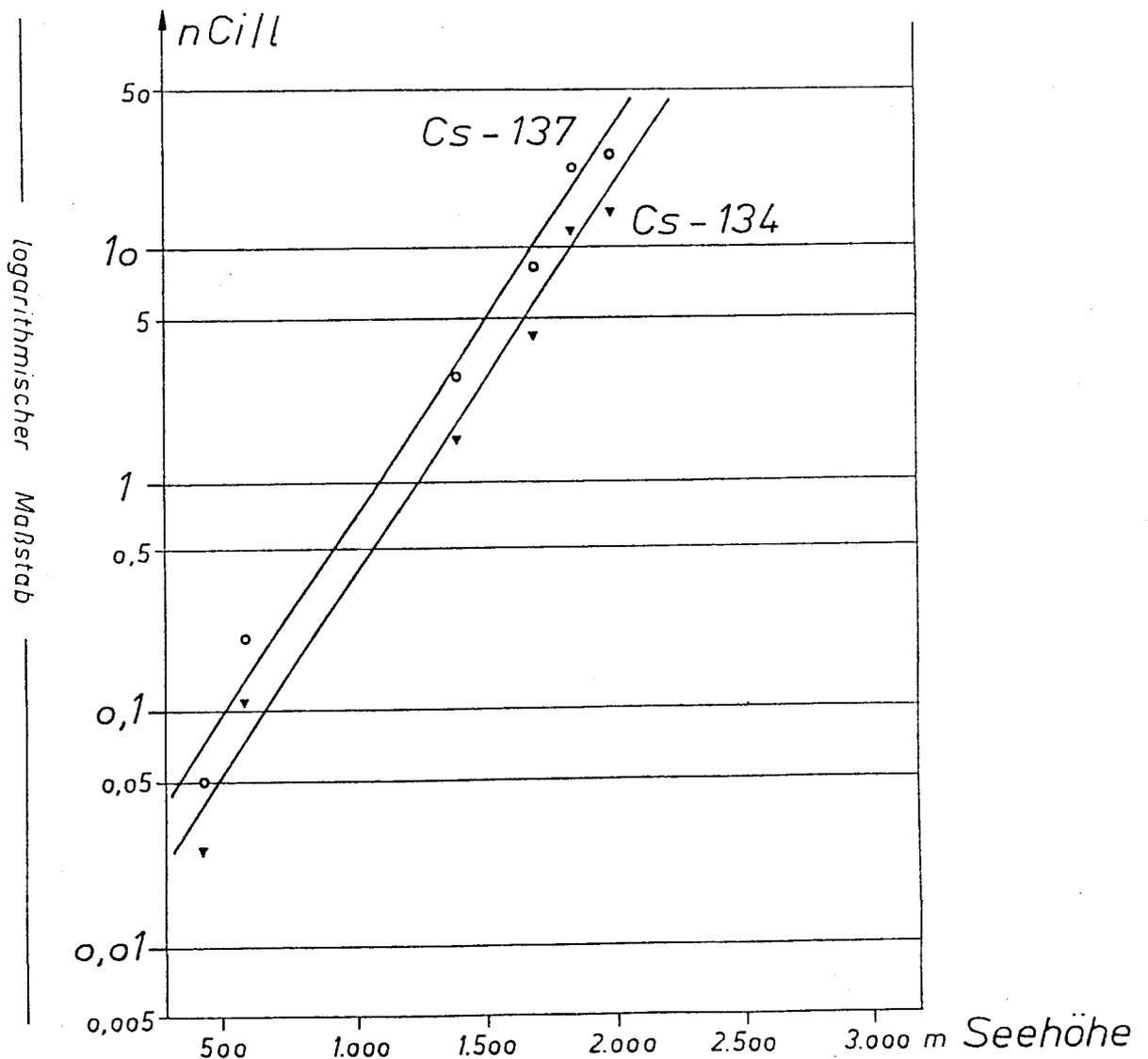


Abb. 6.3.8.: Zunahme der Aktivität von Cäsium im Niederschlag mit der Seehöhe auf der Rax (NÖ) am 4. Mai 1986

Bei der Bestimmung von Tritium in Niederschlägen wurde festgestellt, daß die Erhöhungen in den meisten Fällen nicht signifikant waren. Erfahrungsgemäß tritt jedes Jahr im April und Mai ein leichter Anstieg, wie er auch 1986 in Wien festgestellt wurde (Abb. 6.3.9.), auf. Die stärkste Erhöhung war in Bregenz mit ca. 0,43 nCi/l (ca. 130 Tritium units) zu verzeichnen. (Abb. 6.3.9.)

Seltenere Radionuklide wie J-129 und Tc-99 wurden nicht bestimmt. Die Messung ist aber noch aus vorhandenen Proben möglich.

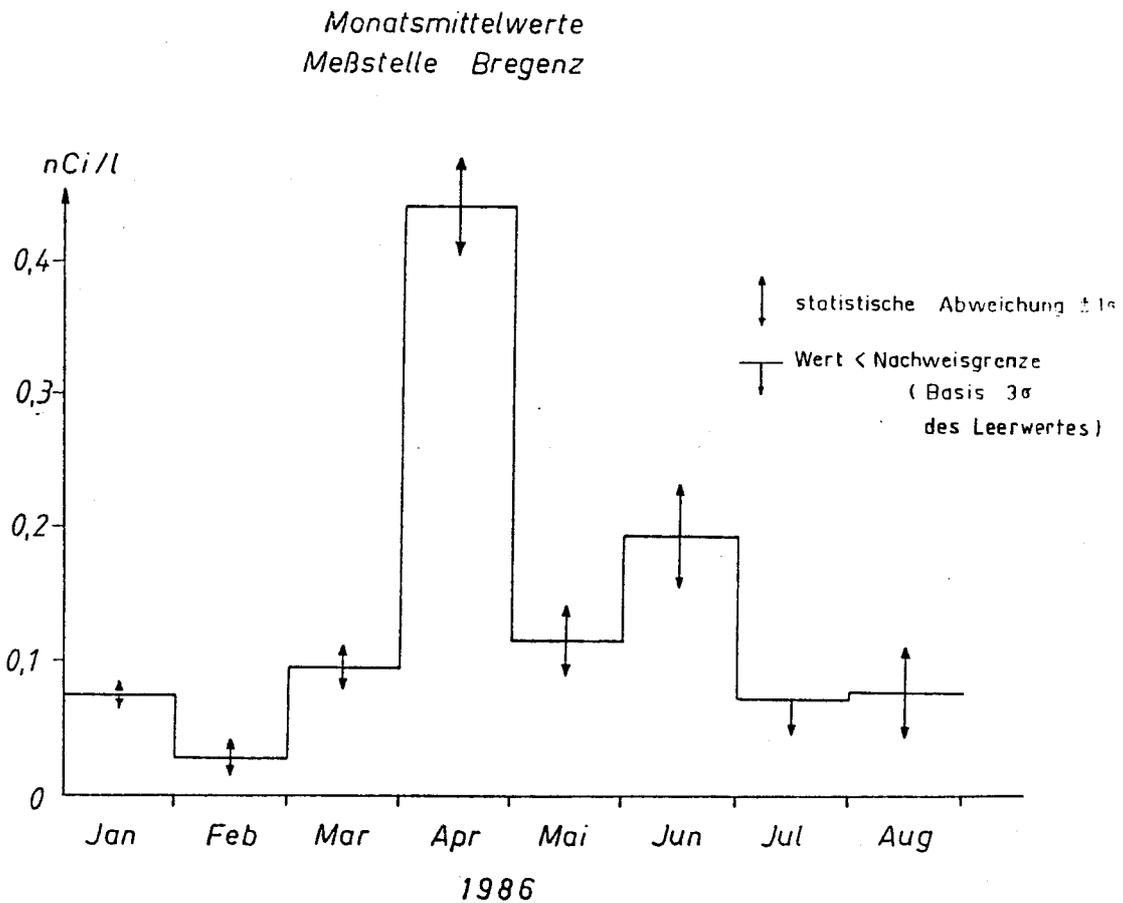
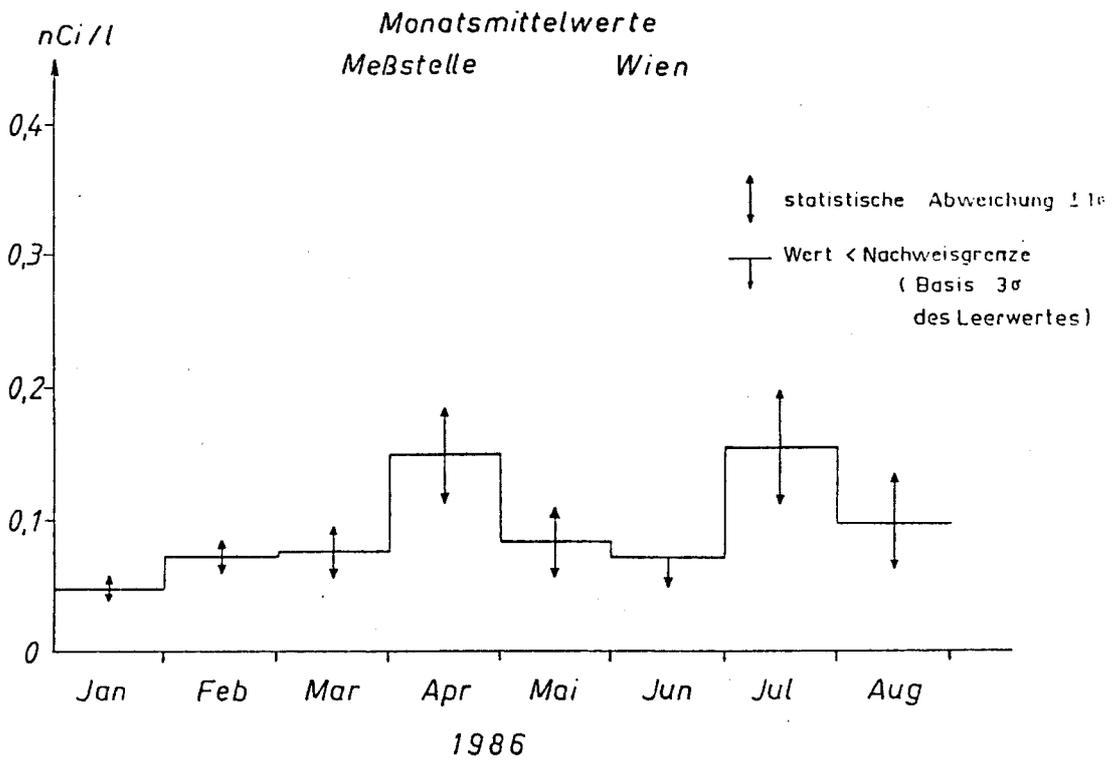


Abb. 6.3.9.: Tritium im Niederschlag. Monatsmittelwerte von Jänner bis August 1986 in Wien und Bregenz.

6.4. Oberflächenwasser

Die radioaktive Belastung von Oberflächenwässern ist aus verschiedenen Gründen von Interesse. Wichtige Belastungspfade, die von Oberflächenwässern ausgehen können, sind die Kontamination von Trinkwasser, die Anreicherung in Fischen und die Kontamination von Boden und Lebensmitteln über die künstliche Beregnung mit Oberflächenwasser. Die Strahlenbelastung durch Baden in Seen oder Flüssen war wegen des Verdünnungseffektes und der niedrigen Außentemperaturen vernachlässigbar klein.

In Österreich wird Oberflächenwasser nur in sehr beschränktem Umfang als Trinkwasser verwendet. Abgesehen davon, daß bei den untersuchten Seen innerhalb weniger Tage die Aktivität des Oberflächenwassers wegen der Durchmischung auf sehr niedrige Werte gesunken war, wird bei der Aufbereitung der überwiegende Anteil (ca. 3/4) der Kontamination zurückgehalten (vgl. Kap. 7.9., Abb. 7.9.4).

In der Zeit der höheren Belastung der Oberflächenwässer wurde in Österreich kein Oberflächenwasser zur künstlichen Beregnung von Kulturen verwendet, womit dieser Kontaminationspfad praktisch ausfiel. Die Kontamination von Fischen wird in Kap.6.8. behandelt.

Abb. 6.4.1. zeigt den Verlauf der Konzentration von J-131, Ru-103 und Cs-137 in der Donau in Wien. Da in der Zeit zwischen dem 4.5. und 12.5. wegen der Konzentration der österreichischen Meßkapazitäten auf die Lebensmittelüberwachung keine Proben genommen werden konnten, kann ein exakter Aktivitätsverlauf in dieser Zeit nicht rekonstruiert werden. Bei Regensburg zeigte die Donau am 3.5.1986 ein Maximum an Aktivität von 6 nCi J-131 und 0,18 nCi Cs-137 pro Liter.

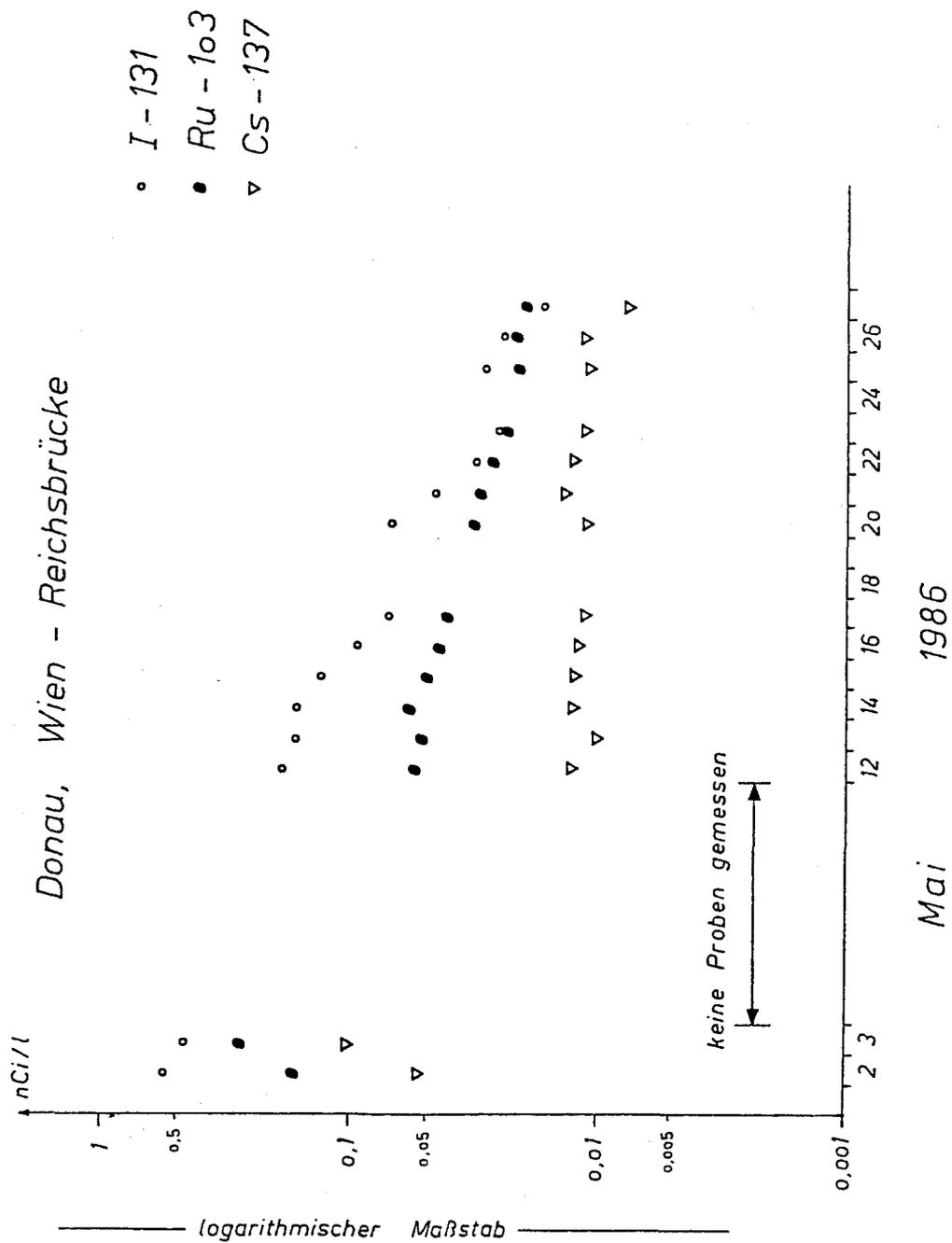


Abb. 6.4.1.1.: Aktivitätsverlauf von J-131, Cs-137 und Ru-103 in der Donau bei Wien.

Für die Bestimmung der Aktivität anderer Oberflächenwässer wurde weitgehend die Flüssigszintillationsmessung verwendet.

Aus den gamma-spektrometrischen Werten konnte abgeschätzt werden, daß in den ersten Tagen das Isotopenverhältnis von J-131 : J-132 : Te-132 sich etwa wie 3 : 1 : 1 verhielt, mit geringen Beiträgen der anderen längerlebenden Radionuklide. Damit war auch eine grobe Abschätzung der jeweiligen Gehalte der Radioisotope möglich.

Der Verlauf der Aktivität in einem Badeteich in Uttendorf und im Zeller See (beide Pinzgau/Salzburg) sind in Abb. 6.4.2. dargestellt. Es ist ersichtlich, daß die Aktivitätskonzentration innerhalb weniger Tage auf sehr geringe Werte abgesunken war.

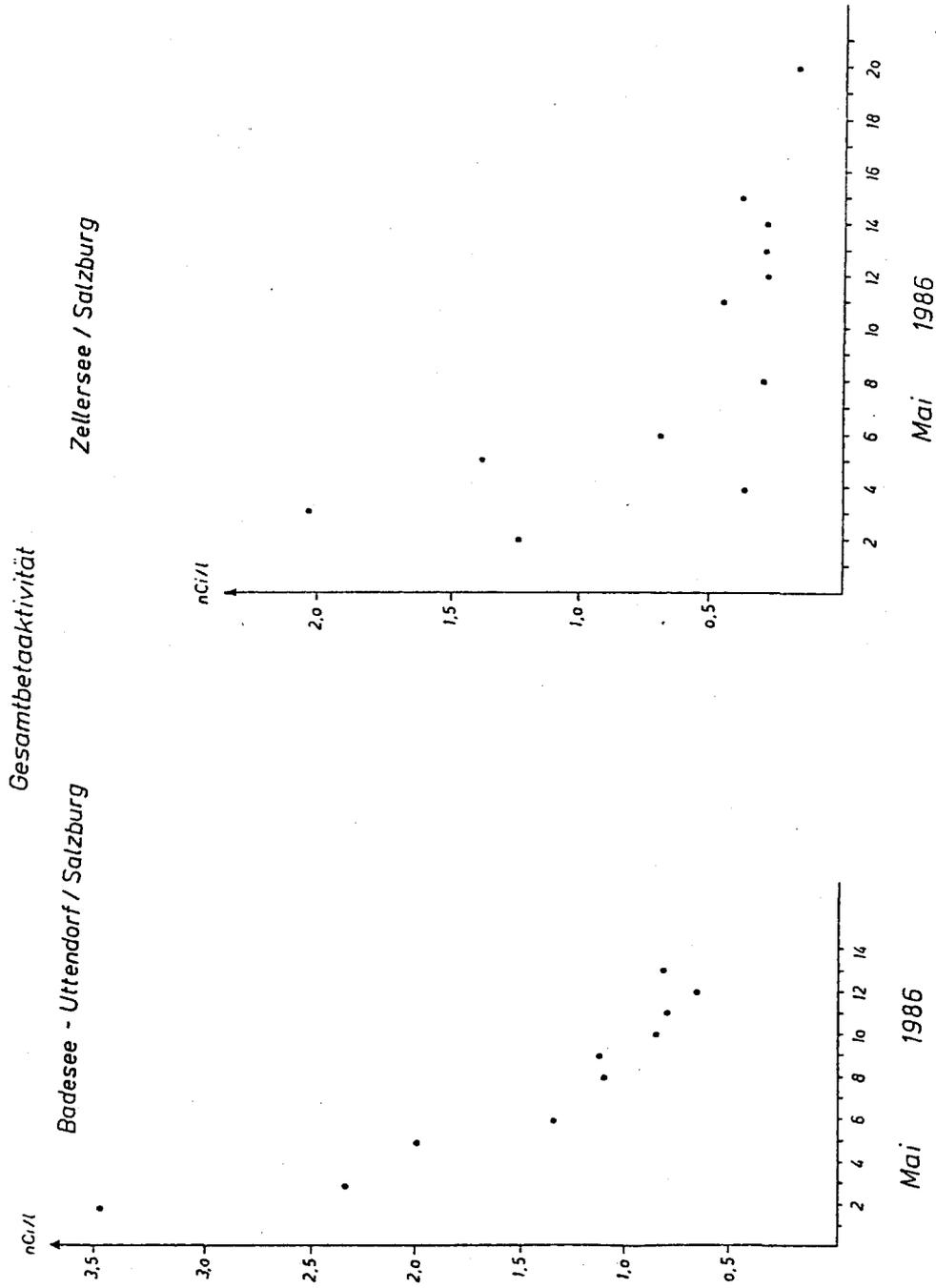


Abb. 6.4.2.: Aktivitätsverlauf (Gesamt-Beta-Aktivität) in einem Badeseer in Uttendorf und im Zellersee (beide Pinzgau, Bundesland Salzburg)

6.5. Gras

Die Kontamination von Gras führt über die Verwendung als Futtermittel zur Belastung von Milch und Fleisch mit radioaktivem Jod und Cäsium. Eine eingehende Untersuchung der Cäsiumbelastung von Gras lieferte nicht nur Grundlagen für Fütterungsstrategien in der Viehwirtschaft, sondern gab auch Aufschlüsse über die regionale Verteilung der Kontamination.

Die Weidewirtschaft und die Gewinnung von Heu aus dem ersten Schnitt waren von der direkten Kontamination besonders betroffen. Im alpinen Raum kam die Seehöhe als unbekannter Faktor dazu, da das Strahlenfrühwarnsystem nur über eine Station in größerer Höhe verfügt (Sonnblick, 3105 m). Hinweise über die Zunahme der radioaktiven Belastung mit der Seehöhe waren bald verfügbar. (vgl. Kap. 6.3., Abb. 6.3.8.) Zur Erfassung der regionalen Verteilung der Belastung des Grünlandes wurden daher verstärkt in den bereits bekannten höher kontaminierten Regionen Grasproben genommen und Höhenbelastungsprofile in fast allen Bundesländern ermittelt.

Aus diesen Daten wurde eine Karte der Grasbelastung durch Cs-137 erstellt und mit der Bodennutzung kombiniert (Abb. 6.5.1.). Die Karte ist daher nicht flächendeckend.

Im Osten Österreichs weisen bei allgemein geringer Belastung nur das steirisch-niederösterreichische Grenzgebiet (Schneealpe) mit 67,0 nCi/kg und das südwestliche Waldviertel (Raum Ottenschlag - Jauerling) mit 44,2 nCi/kg höhere Kontaminationswerte auf.

In Oberösterreich und Salzburg zeichnen sich deutlich regionale Belastungszentren um Steyr (64,0 nCi/kg), Attersee - Traunsee (46,5 nCi/kg) und im Gebiet südlich von Salzburg (53,0 nCi/kg) ab. Hohe Grascäsiumwerte liegen für das Ennstal (132,0 nCi/kg), den Radstädter Raum (404,0 nCi/kg) und Zell am See (110,0 nCi/kg) vor.

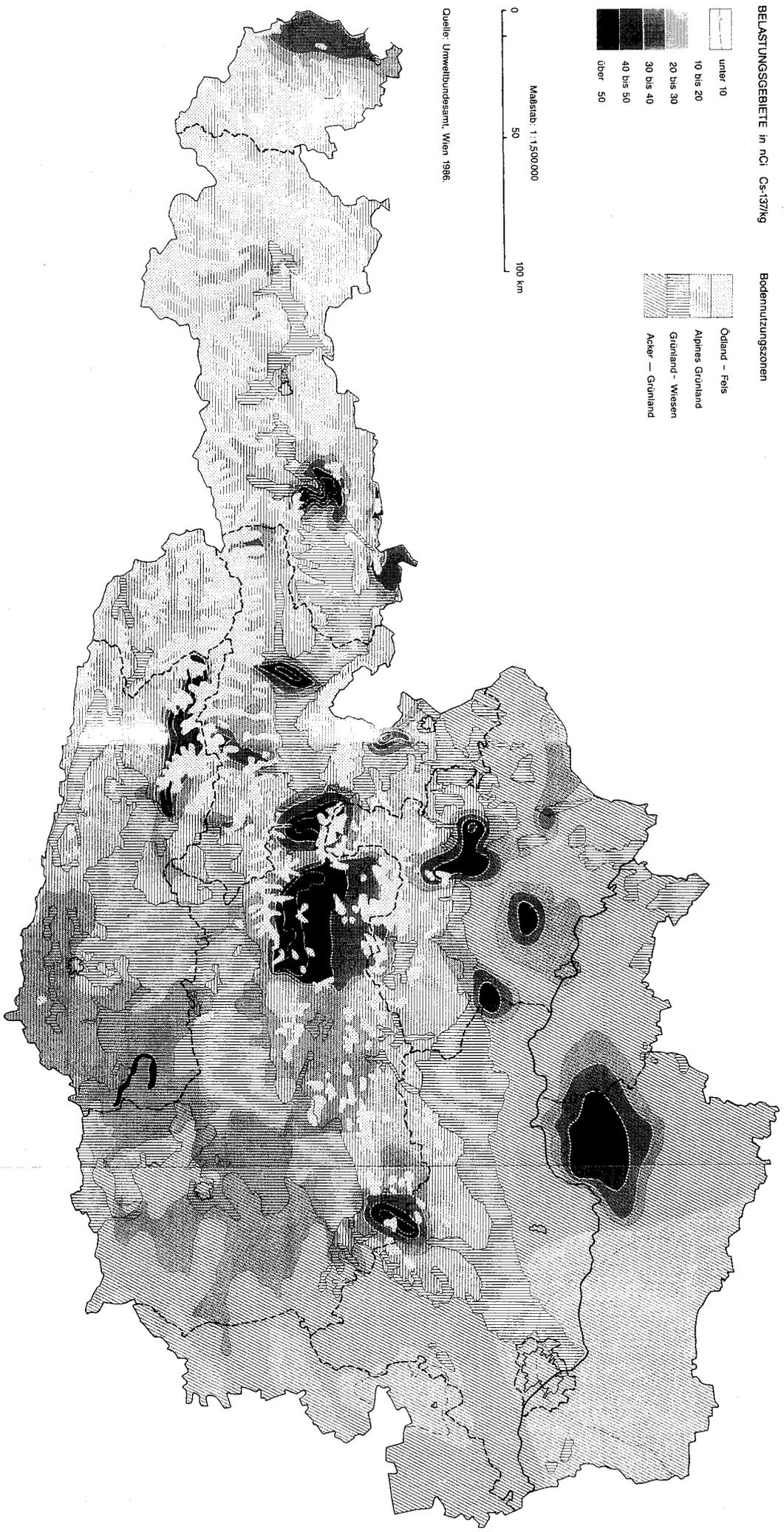
In Kärnten sind das Obere Mölltal mit 193,0 nCi/kg und das Koralpengebiet mit 134,0 nCi/kg relativ stark belastet.

In Westösterreich liegen infolge starker Reliefgliederung des Alpenhauptkammgebietes und der zahlreichen Seitentäler lokale Belastungsgebiete um Jenbach (105,0 nCi/kg) und westlich von Kufstein (51,0 nCi/kg) vor. In Vorarlberg hingegen weist das Gebiet um Dornbirn Werte von lediglich 37,0 nCi/kg auf.

Mittlere Belastungsräume sind somit in Ostösterreich das südwestliche Waldviertel und das südliche Niederösterreich. Starke lokale Belastungsgebiete liegen in Oberösterreich im Innviertel und dem oberösterreichischen Seengebiet (zwischen Wallersee und Attersee). In Salzburg finden sich regionale Belastungszentren südlich der Stadt Salzburg, im Lungau sowie im Raum Zell am See. In Tirol ist es vor allem das Unterinntal und in Vorarlberg sind das Rheintal und der Vordere Bregenzerwald lokal stärker belastet.

Abb. 6.5.1.: Karte der Grasbelastungen durch Cs-137 in Tal- und Beckenlagen (Mai - Juli 1986)

BELASTUNG VON GRAS DURCH Cs-137 IN TAL- UND BECKENLAGEN (MAI BIS JULI 1986)



6.6. Boden

Cäsium wird von den Tonmineralen im Boden adsorbiert und in der obersten Bodenschicht (wenige cm) festgehalten. Die Verfügbarkeit für Pflanzen ist deshalb vor allem auf Böden mit hohem Humusgehalt und hohem Tonmineralgehalt gering. Durch die Bodenbearbeitung werden die Radionuklide in tiefere Bodenschichten verteilt.

Die Schwarzerdeböden in Ostösterreich haben einen ausreichenden Tongehalt und hohen Humusgehalt, wodurch die Verlagerung von Cäsium und Strontium im Bodenprofil erschwert wird. Die Bodentypen im kalkalpinen Bereich Österreichs (Rendsina) und der Flyschzone (Podsol) begünstigen infolge leichter Bodenarten und geringerer Profilmächtigkeit eine Auswaschung dieser Radionuklide. Regionale Vorkommen von Pseudogley- und Gleyböden gehen infolge hoher Tongehalte eine feste Bindung mit kationischen Radionukliden ein.

Braunerden sind in ihrer Zusammensetzung unterschiedlich. Eine ausreichende Kalzium-Sättigung hat eine geringe Beweglichkeit von Cäsium und Strontium zur Folge, während bei versauerten bzw. podsolierten Braunerden (z.B. Waldviertel, Mühlviertel) eine größere Beweglichkeit dieser Kationen zu erwarten ist.

Entsprechend der Niederschlagsverteilung zwischen dem 29. 4. und 9.5. 1986 zeichnet sich eine regional sehr unterschiedliche Cs-137 Belastung des Bodens ab. Ein umfangreiches Probenahmeprogramm wird zur Zeit vom Umweltbundesamt durchgeführt, doch lassen auch die Grasbelastungen (Kap. 6.5.) Rückschlüsse auf die regionale Verteilung zu.

Abb. 6.6.1. zeigt eine Tiefenverteilung von Cs-137. Bei offenen Gartenböden ist, wie am Beispiel Wiener Neustadt zu sehen ist, das Cäsium innerhalb von 0,5 cm an der Bodenoberfläche konzentriert, bei Bodenvegetationsbedeckung wie Futterwiesen (Krimml) oder Waldböden mit Moosauflagen (Gesäuse) reicht die Belastung bis in 1 bis 2 cm Bodentiefe.

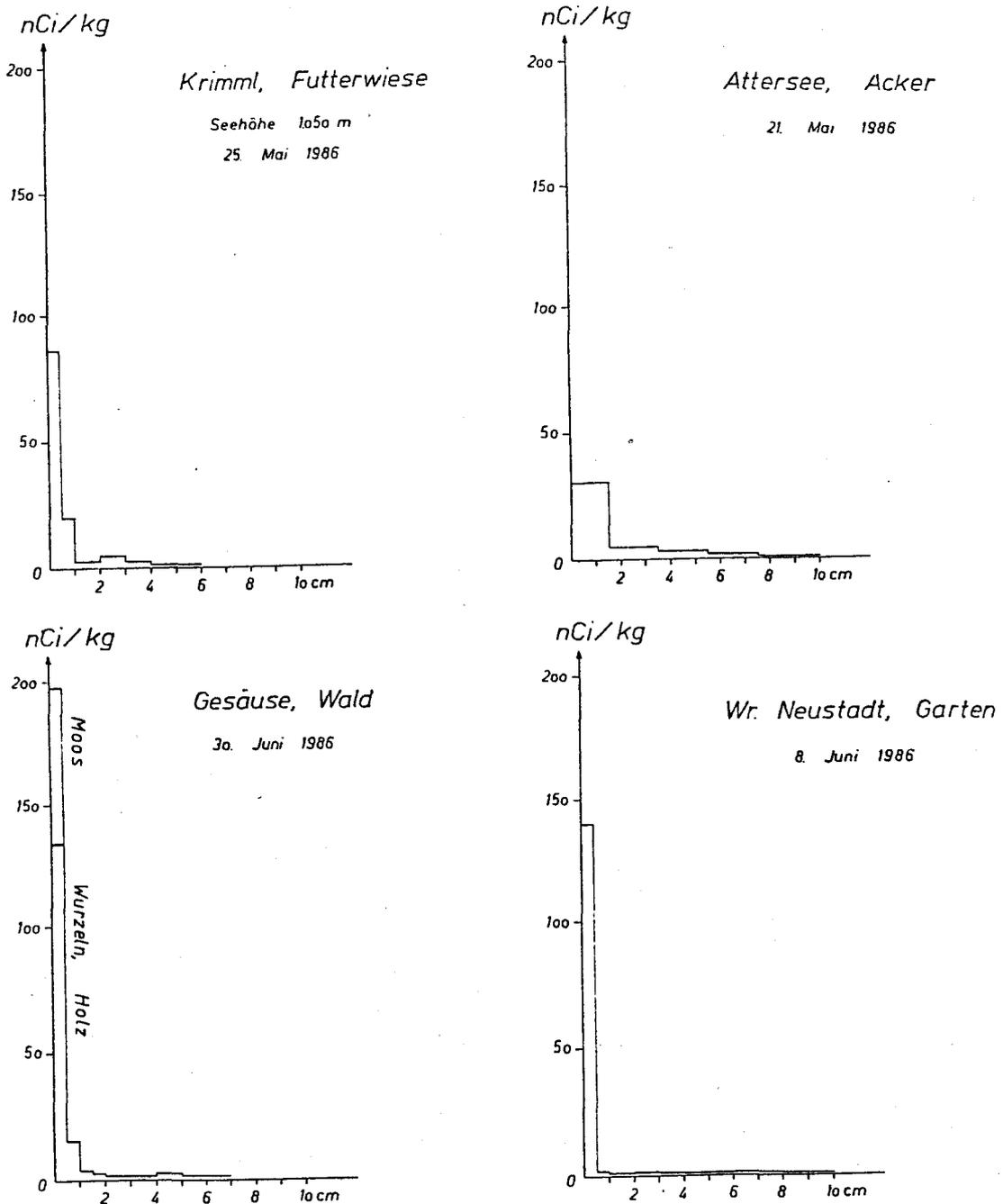


Abb. 6.6.1.: Tiefenverteilung der Cs-137-Aktivität im Boden auf verschiedenen Standorten: Futterwiese (Krimml, Sbg), Acker (Attersee, OÖ), Wald (Gesäuse, Stmk), Garten (Wiener-Neustadt, NÖ).

Zur Bestimmung der regionalen Bodenbelastung in Österreich wurden in mehreren Bundesländern Bodenprofile entnommen und auf den Gehalt an Cs-137 untersucht. Die Messungen ergeben folgendes Bild:

In den fruchtbaren Schwarzerde- und Braunerdegebieten Ostösterreichs liegt die Bodenbelastung (Berechnungsannahme: 1mm Boden = 1,5 kg/m²) zwischen 160 nCi Cs-137/m² im Seewinkel und 232 nCi Cs-137/m² im Raum St. Pölten. Höher gelegene Teile des Waldviertels (östlich von Gutenbrunn) weisen in 800 m Seehöhe mit 904 nCi Cs-137/m² etwas stärkere Belastungen auf.

Der Oberösterreichische Zentralraum zeigt zwischen Steyr (offener Ackerboden 941 - 1121 nCi Cs-137/m², Grünland 3 2 9 2 nCi Cs-137/m²) und Wolfsegg (2018 nCi Cs-137/m²) hohe Werte und eine Belastungsverteilung analog der Niederschläge auf.

Im Gebiet östlich von Salzburg (Wallersee) wurde eine Flächenbelastung des Bodens von 907 nCi Cs-137/m² gemessen. In Radstadt ergibt sich eine Bodenbelastung von 1425 nCi Cs-137/m².

Im Raum östlich von Dornbirn zeigt sich eine zunehmende Höhenbelastung von 293 nCi Cs-137/m² (400 m Seehöhe) bis 993 nCi Cs-137/m² (1300 m Seehöhe).

Die Probenahmestellen werden in den kommenden Jahren weiterhin auf Belastungen durch Cs-137 untersucht werden.

6.7. Wild

Rotwild, Rehwild und Gamswild bezieht sein Futter von größeren Flächen, die zumindest in den meisten Fällen direkt dem radioaktiven Niederschlag ausgesetzt gewesen sind. Die Belastung des Wildes mit Radiocäsium gibt daher auch ein gutes Bild von der regionalen Belastung durch den radioaktiven Niederschlag. Auch der Zusammenhang mit der Seehöhe spiegelt sich in den Aktivitätskonzentrationen des Wildes wider. In diesem Sinne kann Wild als Bioindikator für die radioaktive Belastung angesehen werden.

Für die Erstellung der Wildkarte (Abb. 6.7.1.) wurden die Meßwerte (in nCi Cs-137/kg Muskelfleisch) von Rotwild, Rehwild und Gamswild zusammengefaßt und in der Karte aufgetragen. Schwarzwild und Niederwild, das gänzlich unterschiedliche Ernährungsgewohnheiten besitzt und wesentlich geringer belastet war, ist hier nicht angeführt. Als Meßgröße wurde Cs-137 verwendet, um den Vergleich mit der Graskarte (Abb. 6.5.1.) zu ermöglichen.

Die Gebiete im Osten Österreichs, die insgesamt am wenigsten von den Auswirkungen des Reaktorunfalls betroffen waren, spiegeln sich beim Wild in den durchschnittlichen regionalen Belastungswerten wider. Während im östlichen Weinviertel, Steinfeld und Burgenland im Zeitraum vom 29.4.1986 (6h MESZ) bis 9.5.1986 (6h MESZ) nur durchschnittlich 10 mm Niederschlag fielen, waren es z.B. im Gebiet um die Koralpe bis zu 90 mm und in der Umgebung der Stadt Salzburg bis zu 40 mm. Dementsprechend ist damit die Belastung von Boden und Gras mit der Wildkontamination korreliert.

**BELASTUNG VON WILD
DURCH CS - 137 IN TAL-UND BERGLAGEN**

(Mai - Juli 1986)

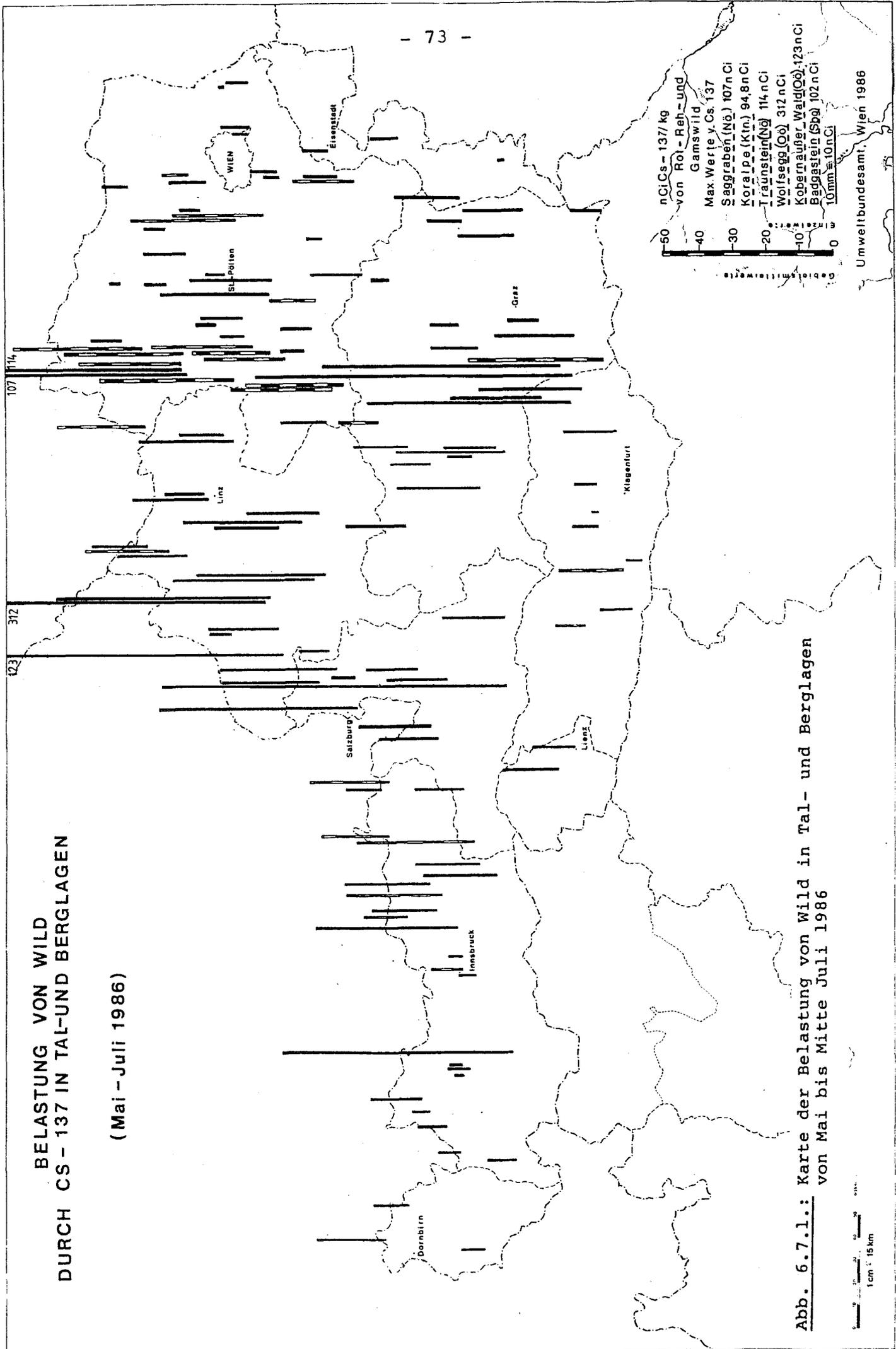


Abb. 6.7.1.1.: Karte der Belastung von Wild in Tal- und Berglagen von Mai bis Mitte Juli 1986

Die Belastung von Wild durch Cs-137 weist eine Abhängigkeit von der Seehöhe auf. Reviere zwischen 700 - 1300 m Seehöhe dürften im allgemeinen eine höhere Strahlenbelastung aufweisen als Reviere, die tiefer gelegen sind. Die Meßwerte aus dem Waldviertel, dem oberösterreichischen Alpenvorland und dem Kor-Packalpe-Gebiet bekräftigen diese Aussage.

Alle zitierten Meßwerte beziehen sich auf die Muskulatur. Untersuchungen über Organe wie Herz, Leber, Nieren, Milz und Schilddrüsen wurden ebenfalls durchgeführt, müssen aber erst ausgewertet werden.

Die Messungen ergaben folgendes Bild der Belastung von Wild durch Cs-137 in den einzelnen Bundesländern (Abb. 6.7.1.), wobei die Werte mit dem bis zum 15.7.1986 gültigen Grenzwert von 16 nCi Cs-137+ Cs-134/kg (entsprechend etwa 10,5 nCi Cs-137/kg) verglichen werden müssen:

Niederösterreich: Im Westen des Bundeslandes sind relativ hohe Werte (Waldviertel) zu finden, während im Osten niedrige Werte vorgefunden wurden (Weinviertel, Steinfeld). Spitzenwerte: Saggraben, Ostrong, Waldviertel 107,0 nCi/kg und Traunstein (Waldviertel) 114,0 nCi/kg. Diese Werte stammen vom Rehwild.

Oberösterreich: In Oberösterreich stellt sich die Situation ähnlich wie im Waldviertel dar, es herrscht eine durchschnittliche Belastung des Wildes von ca. 30 nCi/kg. Die Umgebung von Ried im Traunkreis liegt etwas niedriger. Spitzenwert: Wolfsegg 312 nCi/kg (Reh), Kobernausser Wald 123 nCi/kg (Reh), Gmunden 42,0 nCi/kg (Rotwild).

Salzburg: Die durchschnittliche Belastung im Bundesland Salzburg erreicht 23,6 nCi/kg. Spitzenwert: Bad Gastein 102 nCi/kg (Reh).

Tirol: In Tirol ist ein Ost-West-Gefälle festzustellen, das freilich nicht allzu ausgeprägt ist, da die Signifikanz durch die unterschiedliche Höhenlage der Meßpunkte getrübt ist. Durchschnittlich war das Wild in Tirol mit 14,8 nCi/kg belastet. Spitzenwert: Kolsass 42,8 nCi/kg (Reh).

Kärnten:

In Kärnten finden sich besonders große Schwankungen, wobei jedoch das Gebiet um die Koralpe aufgrund ihrer Höhenlage und wegen reichlicher Niederschläge am meisten in Mitleidenschaft gezogen wurde. Die Durchschnittsbelastung des Wildes in Kärnten kann mit 26,6 nCi/kg angegeben werden. Spitzenwerte: Wolfsberg 60,1 nCi/kg, Koralpe 94,8 nCi/kg. Diese Werte stammen vom Rotwild.

Steiermark:

Besonders deutlich ausgeprägte erhöhte Werte sind rund um die Pack- und Koralpe zu finden. Im Raum Judenburg ist die Belastung ebenfalls etwas höher als im Durchschnittswert des Landes, der bei 21,4 nCi/kg liegt. Spitzenwert: Glashütten 71,9 nCi/kg. Auch dieser Wert stammt vom Rotwild.

Burgenland:

Es trat keine nennenswerte Belastung aufgrund geringerer Niederschlagsmenge und niedriger Seehöhe auf.

Vorarlberg:

Es liegen nur drei Meßergebnisse vor, die zwischen 10 und 30 nCi/kg liegen.

6.8. Fische

Seit August 1986 wird im Rahmen einer bundesweiten Untersuchung in Zusammenarbeit mit der Bundesanstalt für Fischereiwirtschaft (Scharfling) versucht, die radioaktive Belastung von Fischen intensiver als früher zu erfassen, wobei auch Planktonproben untersucht werden. Dabei wird besonderes Augenmerk auf die Ökologie dieser Tiere und die regionale Verteilung der Belastung gelegt.

Bisher wurde die Radionuklidkonzentration in ca. 200 Proben bestimmt. Die angeführten Werte beziehen sich auf die Summe von Cs-137 und Cs-134 in der Muskulatur bzw. Fisch gesamt. Die gemessenen Werte variieren zwischen 0,1 nCi/kg und Spitzenwerten von ca. 100 nCi/kg. Für Fische wurde kein Grenzwert festgesetzt. Teilweise wurde auch die Radioaktivität in einzelnen Organen gemessen, aber in dieser ersten Auswertung der Ergebnisse nicht berücksichtigt. In der Leber einiger Fische wurde eine Anreicherung von Ag-110m festgestellt. Eine Erklärung dafür steht noch aus.

Aus den bisher erhobenen Daten läßt sich schließen, daß die Ernährungsweise der Fische einerseits und die Höhe der regionalen Belastung durch radioaktiven Niederschlag bzw. die Durchströmungsgeschwindigkeit der Gewässer andererseits von entscheidender Bedeutung für das Ausmaß der in den Fischen gefundenen Aktivitäten sind. Stärker belastete Fische sind generell in schwächer durchströmten Seen zu erwarten, da die geringe Durchströmung einen nährstoffreichen Zustand bedingt. Dadurch ist auch mehr Plankton vorhanden, das Radionuklide stark akkumuliert.

Deshalb sind Planktonfresser zunächst allgemein stärker belastet als Pflanzenfresser, Raubfische oder Benthosfresser. Planktonfressende Fische (Reinanken, Seesaiblinge) weisen während des gleichen Zeitraumes besonders im Attersee (Werte bis über 90 nCi/kg) und im Wörthersee (bis über 30 nCi/kg) eine höhere radioaktive Belastung auf. Die Werte von Proben der anderen Seen (Bodensee, 2,0 - 19 nCi/kg; Mondsee, Traunsee, Achensee, Zellersee, Mattsee) liegen etwas bzw. deutlich (Millstättersee, 0,9 - 3,6 nCi/kg; Hallstätter See, Grundlsee) niedriger.

Dagegen weisen die in Netzkäfigen gehaltenen und gefütterten Forellen aus dem Attersee nur eine Belastung von 0,9 nCi/kg (2 Proben) auf.

Ein Zander (Raubfisch) aus dem Bodensee war mit 2,4 nCi/kg belastet, während in einem Zander aus dem Obertrumersee (Sbg.) 36,5 nCi/kg gemessen wurden. Dieser Unterschied könnte auch durch unterschiedliche Ernährungsgewohnheiten und Größe der einzelnen Tiere bedingt sein.

Karpfen (Benthosfresser) weisen im allgemeinen weniger als 1 nCi/kg auf. Von 29 untersuchten Proben liegen 9 Proben zwischen 1 und 10 nCi/kg und eine bei 22 nCi/kg. Auch hier könnte der Unterschied durch verschiedene Ernährungsweise zwischen Zucht bzw. Freiland gegeben sein. Die Werte von Fischen aus Waldviertler Zuchtteichen liegen sämtlich unter 1 nCi/kg.

Forellen (Kleintierfresser) aus Fließgewässern sind ebenfalls gering belastet. Der Durchschnitt von 38 Proben liegt bei 1,5 nCi/kg. Die am höchsten belastete Forelle wurde im Lunzer See (NÖ) gefangen (11,6nCi/kg).

Durch die komplexen Anreicherungs Vorgänge über die einzelnen Nahrungsketten in Gewässern werden sich im Laufe der Zeit Verschiebungen in der Belastung der einzelnen Fischarten ergeben. Abgesehen von der unterschiedlichen Höhe der regionalen Belastung durch den radioaktiven Niederschlag spielt auch die Hydrologie des Gewässers eine Rolle. Die Untersuchung von Fischen und Plankton muß weitergeführt werden, da in den Folgejahren mit stärkeren Anreicherungen vor allem in Raubfischen gerechnet werden muß.

6.9. Klärschlamm

In die kommunalen Kläranlagen werden mit den Abwässern radioaktive Nuklide eingebracht. Durch den Klärprozeß bleiben diese Nuklide teilweise in konzentrierter Form im Klärschlamm zurück.

Die Höhe der radioaktiven Belastung der Klärschlämme variiert stark mit der regionalen Belastung durch den radioaktiven Niederschlag, mit der Zusammensetzung der Abwässer und mit dem Trockensubstanzgehalt des Klärschlammes.

Die Belastung der Klärschlämme stammt aus der Abschwemmung von Oberflächen. Deshalb konnte angenommen werden, daß Klärschlämme aus Abwässern der Monate Mai, Juni und Juli höher belastet sind als Schlämme aus Abwässern späterer Zeit.

Im österreichischen Durchschnitt wird ungefähr ein Drittel der anfallenden Klärschlämme auf landwirtschaftliche Nutzflächen ausgebracht, wobei große regionale Unterschiede bestehen. Um eine zusätzliche radioaktive Belastung dieser Flächen zu vermeiden, wurde die Ausbringung von radioaktiv kontaminiertem Klärschlamm auf landwirtschaftlich genutzte Flächen am 17. Juli vom Bundesministerium für Gesundheit und Umweltschutz verboten, wobei als "kontaminierter Klärschlamm" solcher aus den Abwässern der Monate Mai bis Juli definiert wurde.

Aus den vorliegenden Daten kann allgemein gesagt werden, daß die radioaktive Belastung von Klärschlämmen langsam anstieg und die höchsten Werte im Zeitraum Juli-August gemessen wurden. Der Grund dafür lag in der zeitlichen Verzögerung zwischen dem Abwasseranfall und dem Anfall des Klärschlammes.

In Niederösterreich, woher die meisten Meßwerte stammen, betrug der Mittelwert in der 23. Kalenderwoche (1. Juniwoche) 4,5 nCi Cs-137/kg Frischsubstanz, stieg in der 34. Kalenderwoche (Mitte August) auf 22 nCi/kg und fiel im September auf ca. 13 nCi/kg.

In Oberösterreich lag der Mittelwert im Juni bei ca. 100 nCi Cs-137/kg, sank im Juli auf 45 nCi und lag Anfang September noch über 20 nCi/kg.

Faulschlamm aus Kufstein war Anfang Juni mit 58 nCi Cs-137/kg belastet und lag in der ersten Septemberhälfte noch über 20 nCi/kg.

Aus Tabelle 6.9.1. ist ersichtlich, wie landwirtschaftliche Nutzflächen bei einer Ausbringung von Klärschlamm mit 5 % Trockensubstanzgehalt zusätzlich belastet werden würden. Dabei wurde mit der empfohlenen Menge von 0,5 kg Trockensubstanz Klärschlamm pro m² Ackerland und 0,25 kg Trockensubstanz pro m² Grünland gerechnet.

Tabelle 6.9.1.: Radioaktive Belastung durch Klärschlammausbringung

Aktivität im Klärschlamm (nCi Cs-137/kg Frischsubstanz)	Belastung in nCi Cs-137/m ²	
	Ackerland (0,5 kg Trockensubstanz pro m ²)	Grünland (0,25 kg Trockensubstanz pro m ²)
10	100	50
50	500	250
100	1000	500

Im Vergleich dazu beträgt die direkte Belastung des Bodens mit Cs-137 durch den Reaktorunfall in Tschernobyl zwischen 25 bis über 2000 nCi pro m².

Die Aufnahme radioaktiver Nuklide durch Pflanzen aus dem Boden ist wesentlich geringer als die Aufnahme über die Blätter. Eine Düngung während der Vegetationsperiode von Feldfrüchten mit belastetem Klärschlamm oder die Ausbringung auf Grünland (auch nach der letzten Nutzung) erscheint deshalb problematischer als eine Düngung vor dem Anbau.

Zur Vermeidung jeder zusätzlichen radioaktiven Belastung muß aber generell auf die Ausbringung von radioaktiv belastetem Klärschlamm auf landwirtschaftliche Nutzflächen im Sinne des Verbots des Bundesministeriums für Gesundheit und Umweltschutz verzichtet werden.

7. Lebensmittelkontrolle

7.1. Aufnahme und Verhalten von Radionukliden in Pflanzen

Der Großteil der radioaktiven Belastung der Bevölkerung infolge des Reaktorunfalls erfolgte über die Lebensmittel. Deshalb zielten die meisten Maßnahmen der Behörden darauf ab, die radioaktive Belastung der Bevölkerung durch Lebensmittel so gering wie möglich zu halten. Lebensmittel, die in größeren Mengen verzehrt werden, gehen entsprechend stärker in die Dosisberechnung ein (vgl. Kap. 11., Dosisabschätzung).

Grundlage aller Lebensmittel sind Pflanzen. Auch Lebensmittel tierischen Ursprungs gehen letztlich über die Nahrungskette auf Pflanzen zurück. Die beim Reaktorunfall von Tschernobyl freigesetzten und mit den Luftmassen herangetragenen radioaktiven Partikel gelangten größtenteils zwischen dem 29. April und 2. Mai durch Niederschläge und teilweise auch durch trockene Deposition in regional sehr unterschiedlichem Ausmaß auf die Pflanzen und die Bodenoberfläche.

Grundsätzlich erfolgt die Aufnahme von Radionukliden durch die Pflanze auf zwei verschiedenen Wegen (Abb. 7.1.1.): Einerseits lagern sich Falloutpartikel auf der Pflanzenoberfläche ab, wobei die Teilchengröße und die morphologische Beschaffenheit der Pflanze von maßgebendem Einfluß für die Aufnahme sind; andererseits nimmt die Pflanze Nuklide über das Wurzelsystem aus dem Boden auf, was im allgemeinen zu wesentlich geringeren Belastungen führt.

Radioaktive Belastung von Pflanzen

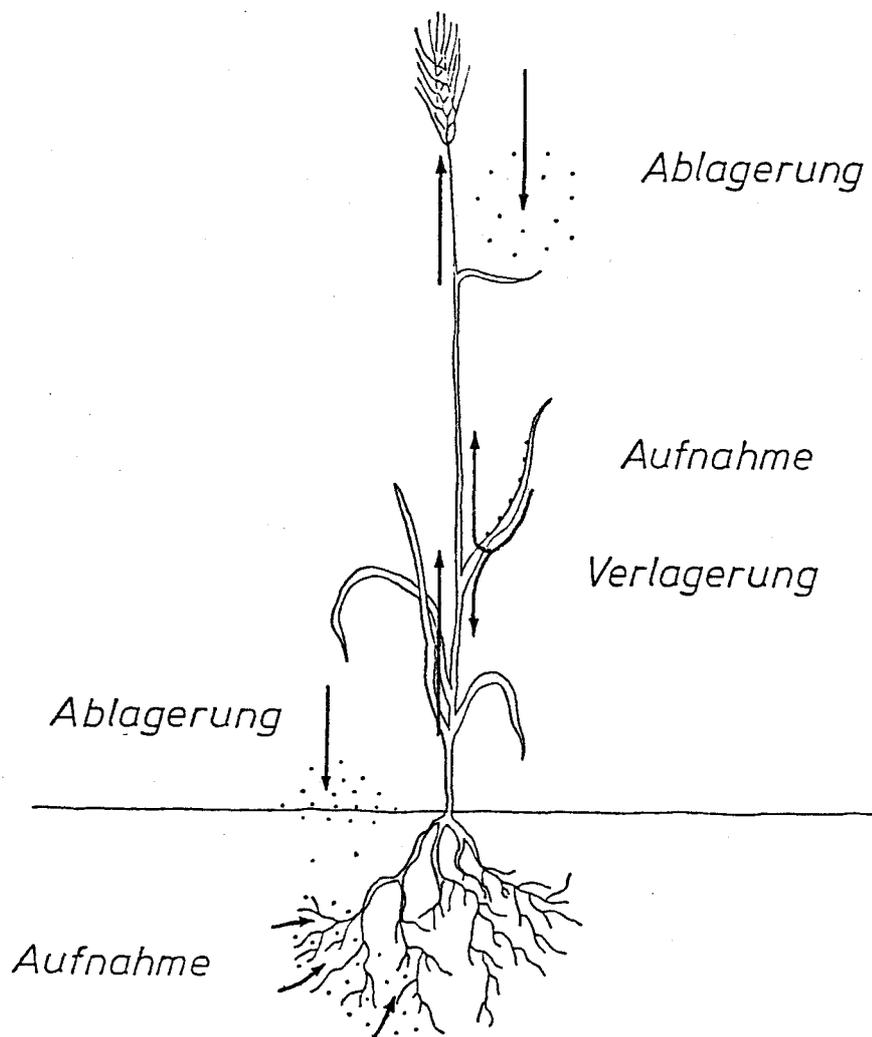


Abb. 7.1.1.: Aufnahme und Verhalten von Radionukliden in Pflanzen

Unmittelbar nach der Reaktorkatastrophe erfolgte die Aufnahme von Radionukliden ausschließlich über die oberirdischen Pflanzenteile, vor allem über die Blätter. Dichte Pflanzenbestände binden wesentlich mehr radioaktive Stoffe als wenig entwickelte junge Pflanzen, was vor allem bei Dauerwiesen und Wintergetreide zu höheren Belastungen führte. Blätter von Obstbäumen waren ebenfalls hoch kontaminiert.

Die ersten Wochen nach dem Reaktorunfall waren vor allem durch die Belastung mit dem relativ kurzlebigen Jod-131 (Halbwertszeit 8 Tage) gekennzeichnet. Die Aufnahme des Jodes erfolgte besonders effektiv, da einerseits Jodpartikel leicht löslich sind und die Aufnahme durch Feuchtigkeit gefördert, andererseits gasförmiges Jod direkt durch die Spaltöffnungen eintritt und gebunden wird. Die Gefährlichkeit des Jod-131 ist vor allem durch seinen außerordentlich raschen Transport in der Nahrungskette über den Weg Gras - Kuh - Milch zum Menschen und durch seine Anreicherungstendenz in der Schilddrüse gekennzeichnet. Innerhalb der Pflanze ist Jod nur wenig mobil. Es wird nicht in geschützt wachsende Pflanzenteile (Früchte, Samen, Knollen) verlagert. Durch seine relativ kurze Lebensdauer verursacht Jod-131 keine Langzeitprobleme.

Cäsium wird, im Gegensatz zu anderen Nukliden, in der Pflanze rasch und intensiv verlagert. Durch die Blattflächen wird es leicht und in großen Mengen aufgenommen. Dadurch kam es zu höheren Belastungen von Wintergetreide, das Anfang Mai 30 cm hoch war. Die höheren Werte im Obst von Bäumen, die bereits voll ausgebildete Blätter hatten, kamen ebenfalls durch die Verlagerung von den Blättern in die Früchte zustande.

Besonders hohe Belastungen ergaben sich im Bereich der Grünlandwirtschaft. Bei dichtem Grasbewuchs, vermischt mit mehrjährigen Kräutern, die trichterartige Ausbildungen wie Blattachseln und Rosetten aufweisen, ist eine besonders intensive Radionuklidaufnahme gegeben. Jener Anteil, der nicht auf der Blattfläche verbleibt, sondern in den Boden eindringt, wird von einem dichten Wurzelfilz filterartig festgehalten. Die dort fehlenden Tonminerale können Cäsium nicht in dem Maß fixieren, wie dies in Ackerböden geschieht. Somit kommt es zu einer Kombination von Pflanzenoberflächen- und Wurzelaufnahme. Das im Wurzelfilz festgehaltene Cäsium bleibt einige Jahre für Pflanzen leicht verfügbar. Die Belastung wird 1987 zwar meßbar, aber wesentlich geringer sein als 1986. Cäsium gelangt ebenfalls über den Weg Gras - Kuh in Milch und Milchprodukte.

Gering belastet sind Pflanzen, die Anfang Mai noch keine ausgebildeten Blätter hatten, wie Sommergetreide und Weintrauben, sowie Gemüse, das nach dem Ende des radioaktiven Niederschlags angebaut wurde.

Strontium wird über die Blattfläche in relativ großer Menge aufgenommen. Die Verlagerung in den Pflanzen ist jedoch gering und es bleibt in den Blättern. Messungen von Strontium in Pflanzen liegen derzeit noch nicht vor. In der Milch fand sich nach bisherigen Meßergebnissen eine niedrige Belastung von Strontium-90 (5 - 7 Promille des Cs-137-Wertes).

Ruthenium zählt ebenfalls zu den Elementen, die in der Pflanze nur zu einem geringen Teil verlagert werden.

Die Aufnahme der Radionuklide aus dem Boden über die Wurzeln führt zu wesentlich geringeren Belastungen der Lebensmittel als die Aufnahme über die Pflanzenoberfläche. Cäsium wird im Boden stark gebunden. Die Lebensmittel werden daher in den kommenden Jahren wesentlich weniger mit Cäsium belastet sein als in der Saison nach dem Reaktorunfall.

Strontium ist im Boden wesentlich besser pflanzenverfügbar als Cäsium. Die Belastung mit Strontium wird daher in den kommenden Jahren nicht in dem Maß abnehmen wie die durch Cäsium. Durch den geringen Anteil an radioaktivem Strontium im Fallout leistet sie aber schon in dieser Saison nur einen kleinen Beitrag zur Gesamtbelastung. Unter ungünstigen Bedingungen können allerdings im nächsten Jahr auch höhere Strontiumwerte durch Aufnahme aus dem Boden zustandekommen. Problembereiche könnten die Grünlandwirtschaft und der Futterleguminosenanbau in hochbelasteten Gebieten sein.

7.2. Festsetzung der Lebensmittelgrenzwerte

Das Strahlenschutzgesetz enthält die Bestimmung, daß jede Einwirkung ionisierender Strahlen auf den menschlichen Körper so niedrig wie möglich zu halten ist.

Die nach dem Reaktorunfall von Tschernobyl aufgetretenen radioaktiven Belastungen stellen eine nicht unbeträchtliche zusätzliche Strahlenbelastung dar, auf die die Bestimmungen der Strahlenschutzverordnung (StSchVO) primär nicht anzuwenden sind, da sie lediglich die Errichtung und den Betrieb von Anlagen für den Umgang mit radioaktiven Stoffen und von Anlagen für Strahleneinrichtungen regelt. Sie ist primär auf Belange des Arbeitnehmerschutzes ausgerichtet, berücksichtigt aber auch den Schutz von Einzelpersonen der Gesamtbevölkerung, die einer derartigen Strahleneinwirkung ausgesetzt sind, selbst jedoch nicht beruflich mit Strahlung zu tun haben.

Als Richtwerte für Schutz- und Sicherungsmaßnahmen nach dem Strahlenschutzgesetz wurden die in der Strahlenschutzverordnung für Einzelpersonen der Gesamtbevölkerung vorgesehenen Dosisgrenzwerte herangezogen. Dabei waren kritische Bevölkerungsgruppen (Säuglinge, Kinder, werdende und stillende Mütter) besonders zu berücksichtigen.

Für Einzelpersonen der Gesamtbevölkerung sind laut StSchVO innerhalb eines Jahres maximal zulässig: 167 mrem für Ganzkörper, Keimdrüsen, rotes Knochenmark; 1000 mrem für Haut, Schilddrüse, Knochen; 2500 mrem für Hände, Unterarme, Füße und Knöchel, 300 mrem für alle übrigen Organe. Natürliche Strahlenbelastungen sowie medizinische Anwendungen sind dabei nicht zu berücksichtigen. Für beruflich strahlenexponierte Personen gilt das Dreißigfache dieser Grenzwerte.

Der Gesamtkörpergrenzwert der österreichischen Strahlenschutzverordnung (167 mrem/Jahr) liegt bei einem Drittel des von der Internationalen Strahlenschutzkommission (ICRP) angegebenen Wertes (500 mrem/Jahr). Der Grenzwert von 500 mrem/Jahr wird allerdings von der ICRP nur dann empfohlen, wenn der Durchschnittswert für die Gesamtbevölkerung 50 mrem/Jahr nicht übersteigt.

Für den vorliegenden Fall waren aufgrund des großräumigen Ausmaßes der Verstrahlung jedenfalls strenge Maßstäbe anzulegen. Da schon die ersten Beurteilungen der Situation zeigten, daß die Belastungen hauptsächlich über die Nahrungsmittel erfolgen würden, konzentrierten sich die Maßnahmen vor allem auf diesen Bereich.

Es war daher die Absicht, durch entsprechende Begrenzungen der Jahresaktivitätszufuhr der einzelnen Nuklide die Organdosisgrenzwerte der Strahlenschutzverordnung einzuhalten, wobei auch die externe Strahlenbelastung zu berücksichtigen war. Auf dieser Basis wurden für die Leitnuklide J-131 und Cs-137 Grenzwerte für die wichtigsten Lebensmittel festgesetzt, wobei die jährlichen Verzehrsmengen, insbesondere durch Risikogruppen, die Beiträge weiterer Nuklide sowie auch die realen Möglichkeiten zur Belastungsreduktion berücksichtigt wurden. Für die Festlegung der Höhe mancher Grenzwerte wurden auch wirtschaftliche und handelspolitische Aspekte berücksichtigt. Die derzeit gültigen Grenzwerte sind in Tab. 7.2.1. zusammengestellt. Diese Grenzwerte sind ausschließlich auf die derzeit vorliegende Belastungssituation bezogen und müssen bei anderen Anlässen den geänderten Voraussetzungen (z.B. der anderen Nuklidzusammensetzung) angepaßt und entsprechend neu festgesetzt werden.

7.2.1.: Grenzwerte für radioaktive Belastung von Lebens-
mitteln
Stand Ende November 1986
Werte pro kg oder l

Kinder- und Säuglingsnahrungsmittel bezogen auf das genußfertig zubereitete Produkt.	0,3 nCi Cs-137
Vollmilch, Sauermilch, Joghurt und ähnliche Milcherzeugnisse, Frischkäse einschl. Topfen. Gilt auch für Schaf- und Ziegenmilch und die entsprechenden Produkte daraus. Bei Trockenmilch und Kondensmilch bezogen auf die vorgesehene Verdünnung.	5 nCi Cs-137 5 nCi J-131
Hartkäse, Schnittkäse, Weichkäse, Sauermilch- käse, Schmelzkäse, auch aus Schaf- oder Ziegenmilch.	16 nCiCs-137+Cs-134
Obst, Gemüse, Pilze und Erzeugnisse aus diesen Lebensmitteln.	3 nCi Cs-137 2 nCi J-131
An Betriebe zur Weiterverarbeitung (z. B. für Marmelade, Fruchtsaft oder Obstsirup) kann auch stärker kontaminiertes Obst abgegeben werden. Die Verarbeitungsprodukte dürfen den Grenzwert nicht überschreiten. Für Obstsirup ist die vorgesehene Rückverdünnung zu berück- sichtigen. Bei Erzeugnissen aus Obst, Gemüse oder Pilzen, die im Zuge eines Trocknungs- oder sonstigen Verarbeitungsvorganges durch Wasserentzug eine Aktivitätskonzentration er- fahren haben, darf der Grenzwert durch Rück- rechnung auf den durchschnittlichen Wasserge- halt der Ausgangsware nicht überschritten werden.	

Nüsse (Walnüsse), Haselnüsse und anderes
Schalenobst (ohne Schale). 16 nCiCs-137+Cs-134

Fleisch, Innereien und anderer genießbarer
Schlachtenfall von Geflügel und Schweinen
(ausgenommen Wildschweine) sowie totes
Geflügel. 5 nCiCs-137+Cs-134

Fleisch, Innereien und anderer genießbarer
Schlachtenfall von anderen Tieren als vor-
stehend genannt (außer von Wild). 16 nCiCs-137+Cs-134

Die beiden letztgenannten Grenzwerte gelten
auch für Fleischwaren, entsprechend der ver-
wendeten Ausgangsware, unter Berücksichtigung
des Herstellungsverfahrens (z.B. Abtrocknung).

Honig 16 nCiCs-137+Cs-134

Trinkwasser (Richtwerte) 0,1 nCiJ-131

0,05 nCi Cs-137

0,002 nCi Sr-90

Die wichtigsten Maßnahmen, die seitens der Behörden zur Minimierung der Strahlenbelastung für die Bevölkerung getroffen wurden, betrafen

- a) die Tierfütterung (z.B. Weidevieh, Molkefütterungsverbot, Rauhfutteraktionen);
- b) die Milchverarbeitung (Selektion von gering belasteter Milch zu Trinkzwecken und Verarbeitung höher belasteter Milch zu Milchprodukten unter Ausnützung der mit der Verarbeitung verbundenen Dekontaminierung;
- c) das Fernhalten besonders belasteter Produkte vom Markt (Grenzwertkontrollen, Importregelungen, Verkaufsverbote, Schonzeitverlängerung für Wild);
- d) Warnungen vor dem Verzehr bestimmter hochbelasteter Produkte (z.B. bestimmter Pilzsorten).

Die Einhaltung der Grenzwerte der Strahlenschutzverordnung war zunächst keineswegs gesichert. Wenngleich die Belastungen noch nicht zu Ende sind, läßt sich doch eine weitgehend erfolgreiche Bewältigung der Zielvorgabe erkennen.

. .

7.3. Milch

Milch ist als Lebensmittel vor allem für die Risikogruppe der Kinder von größter Bedeutung. Gerade in Milch tritt das radioaktive Jod über die Kette Gras - Kuh - Milch sehr schnell auf. Die Cäsiumkonzentration in der Milch steigt wesentlich langsamer an (siehe Abb. 7.3.13.). Daher konnte abgeschätzt werden, daß die größte Dosisersparung durch Minimierung der Radiojodaufnahme erreicht wird, was sowohl durch Fütterungsmaßnahmen als auch durch Aussortieren hochbelasteter Milch erzielt wurde. Dies führte dazu, daß kein Lebensmittel so intensiv überprüft wurde wie Milch. Bis Ende Juni 1986 wurde eine lückenlose Überwachung für notwendig erachtet. Danach wurde die Überwachung auf Basis von Stichproben weitergeführt. Mit dem Abklingen des Jod-131 gegen Ende Mai (Ende der "Jodphase") ging ein Ansteigen der Cäsiumbelastung einher ("Cäsiumphase").

In den Abbildungen 7.3.1. bis 7.3.10. wird die Belastung der Kuhmilch durch Jod-131 getrennt für die Bundesländer und für Gesamtösterreich gezeigt. Die punktierte Linie bezeichnet jeweils die Mittelwerte sämtlicher gemessener Milchproben, während die ausgezogene Linie nur die Mittelwerte der Proben unter dem Grenzwert darstellt und damit dem Mittelwert der tatsächlich konsumierten Milch entspricht. Am Beispiel Steiermark (Abb. 7.3.6.) ist besonders deutlich zu sehen, wie die Einhaltung des Grünfütterungsverbot zum Sinken der Jodbelastung in der Milch führte. Nach Aufhebung des Verbotes (7.5.1986) stiegen die Werte wieder an. Die Abb. 7.3.11. bis 7.3.13. zeigen die Belastung der Milch mit Cäsium-137 für die einzelnen Bundesländer und Gesamtösterreich. Es wurde jeweils ein Mittelwert aus allen Proben, auch der über dem Grenzwert von 5 nCi/l, gebildet, wobei noch keine Gewichtung durchgeführt werden konnte. Die Zuordnung der Proben zu einzelnen Bundesländern bezieht sich auf den Standort der entsprechenden Molkereien und ist in vielen Fällen nicht mit dem Erzeugungs-, sondern eher mit dem Konsumgebiet ident.

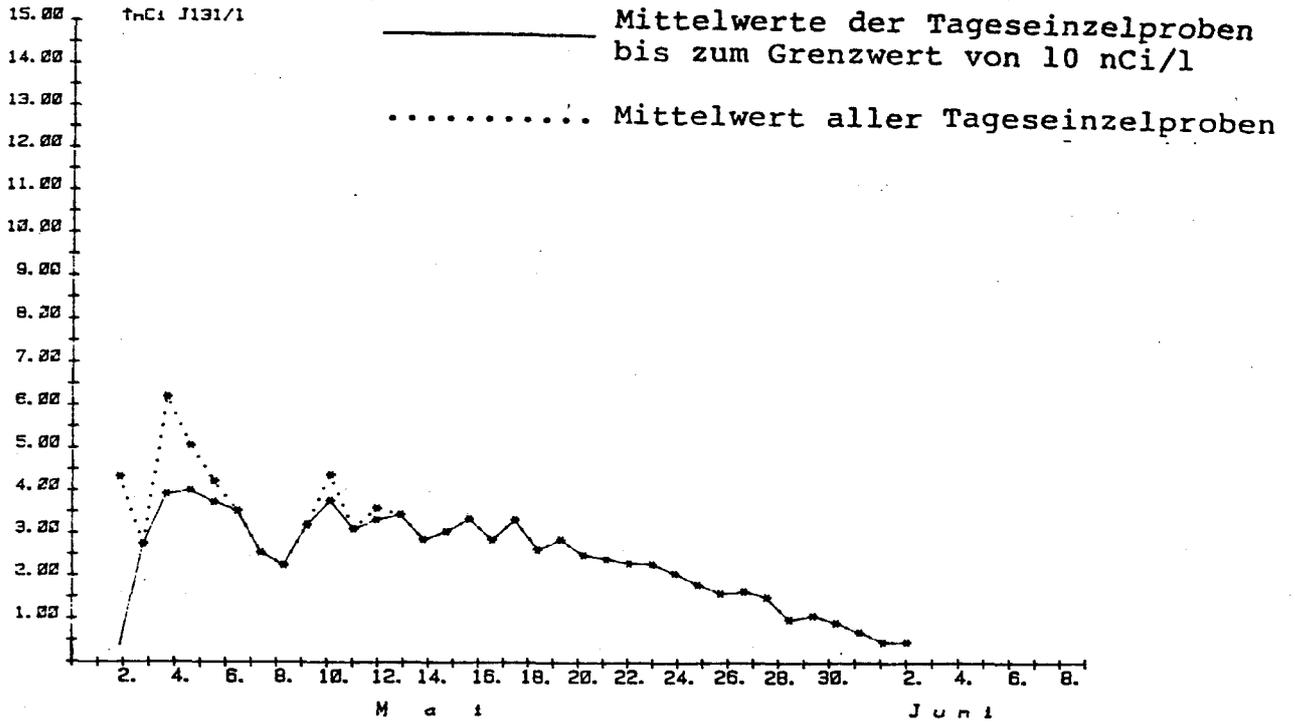


Abb. 7.3.1.: Jod-131-Belastung in Kuhmilch in Wien

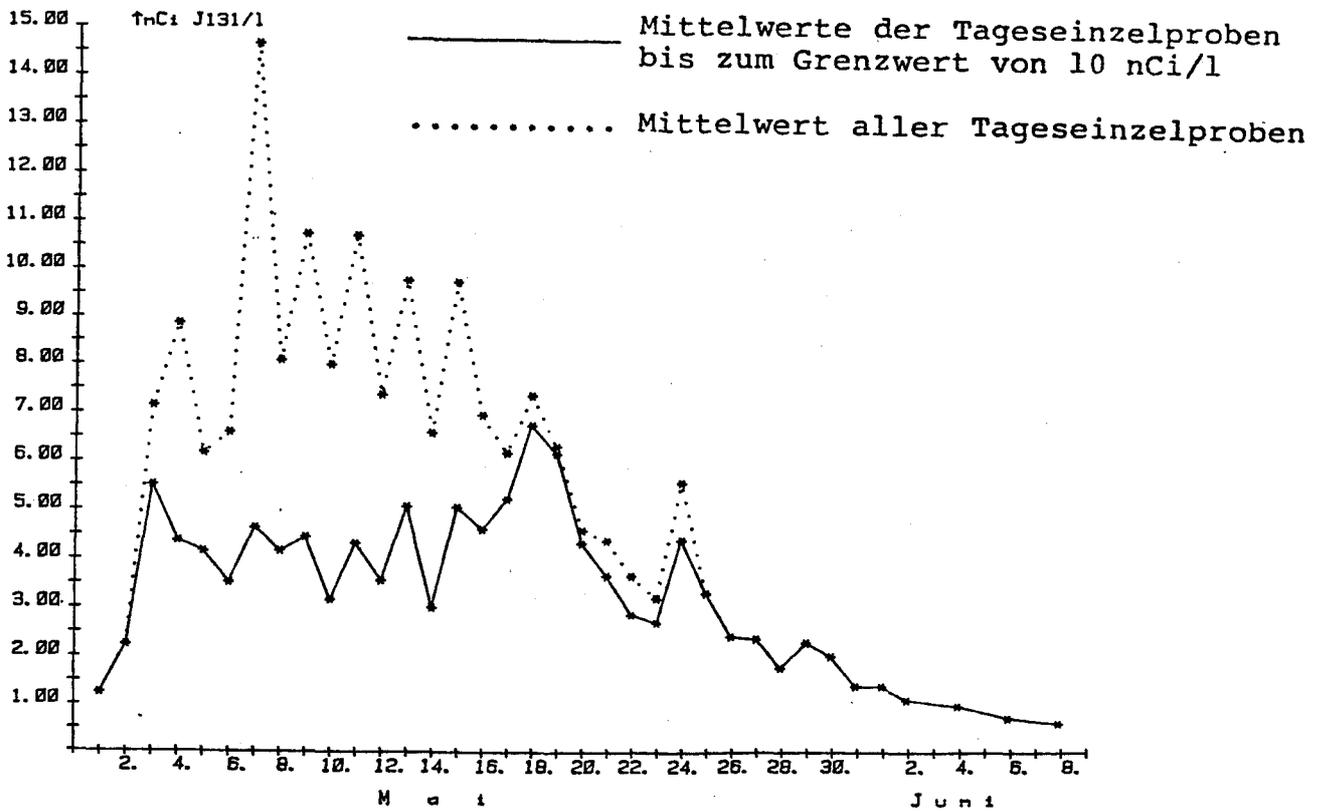


Abb. 7.3.2.: Jod-131-Belastung in Kuhmilch in Niederösterreich

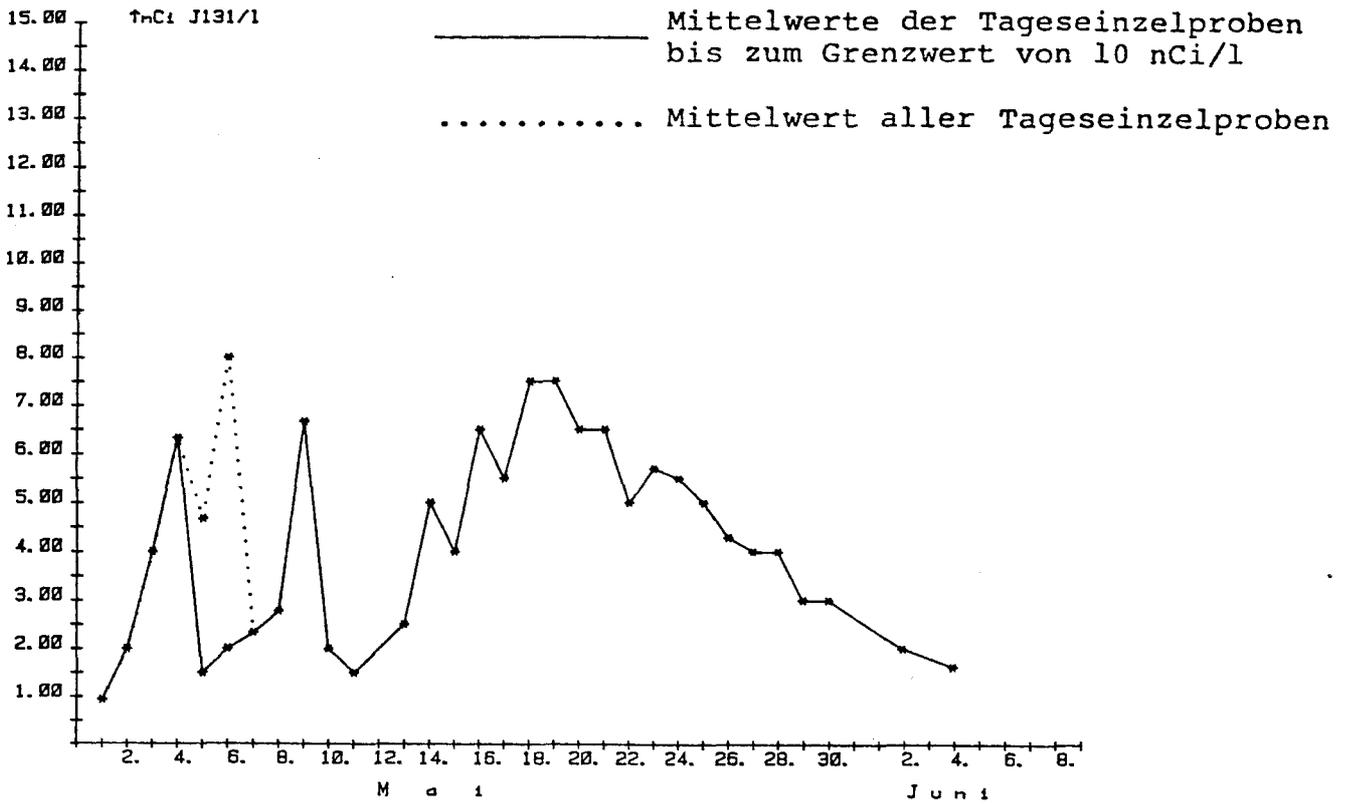


Abb. 7.3.3.: Jod-131-Belastung in Kuhmilch im Burgenland

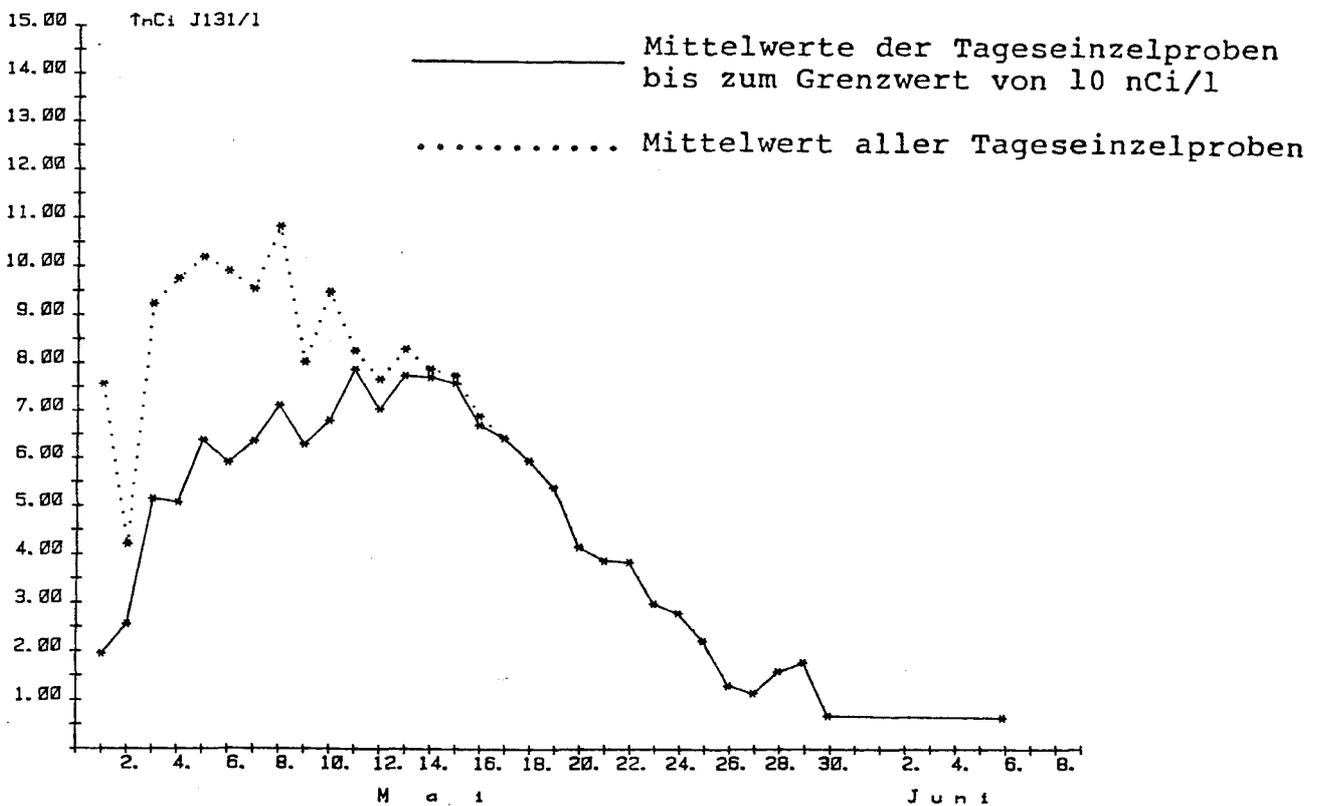


Abb. 7.3.4.: Jod-131-Belastung in Kuhmilch in Oberösterreich

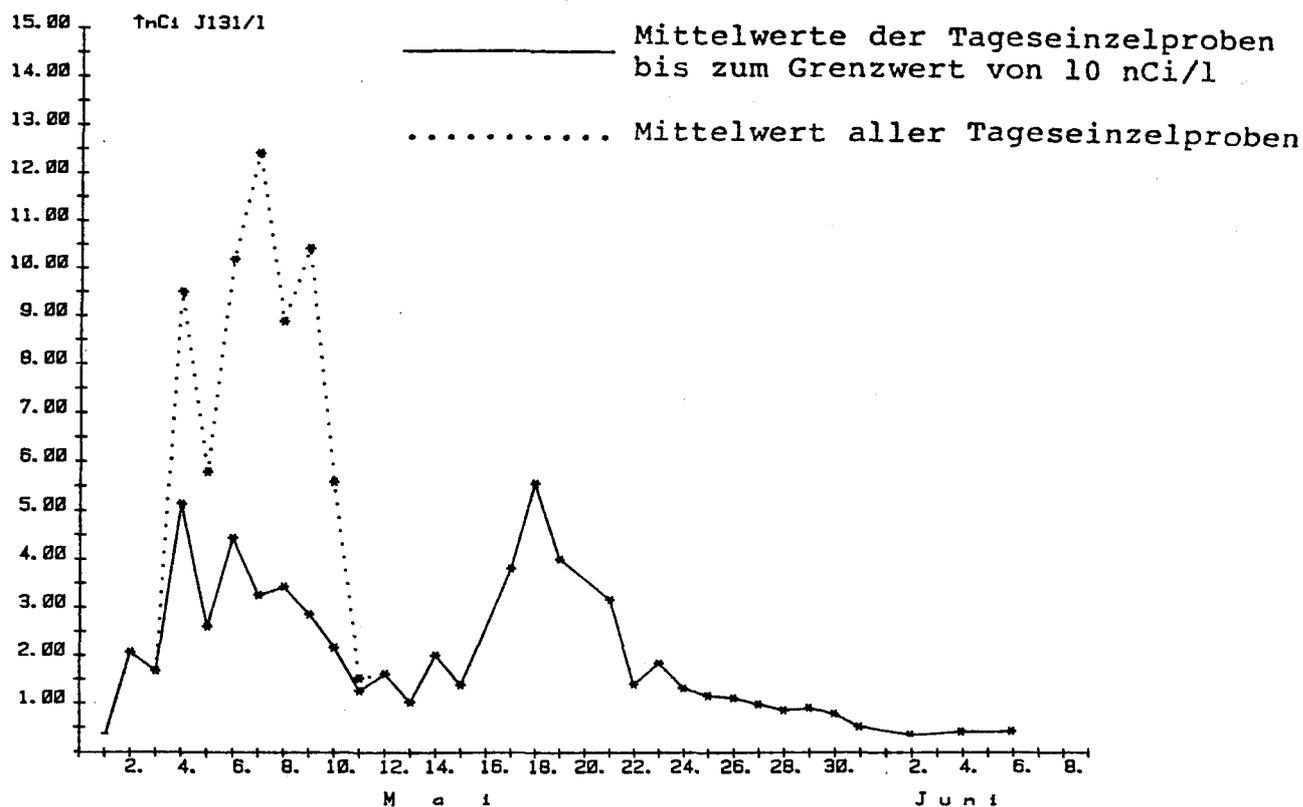


Abb. 7.3.5.: Jod-131-Belastung in Kuhmilch in Salzburg

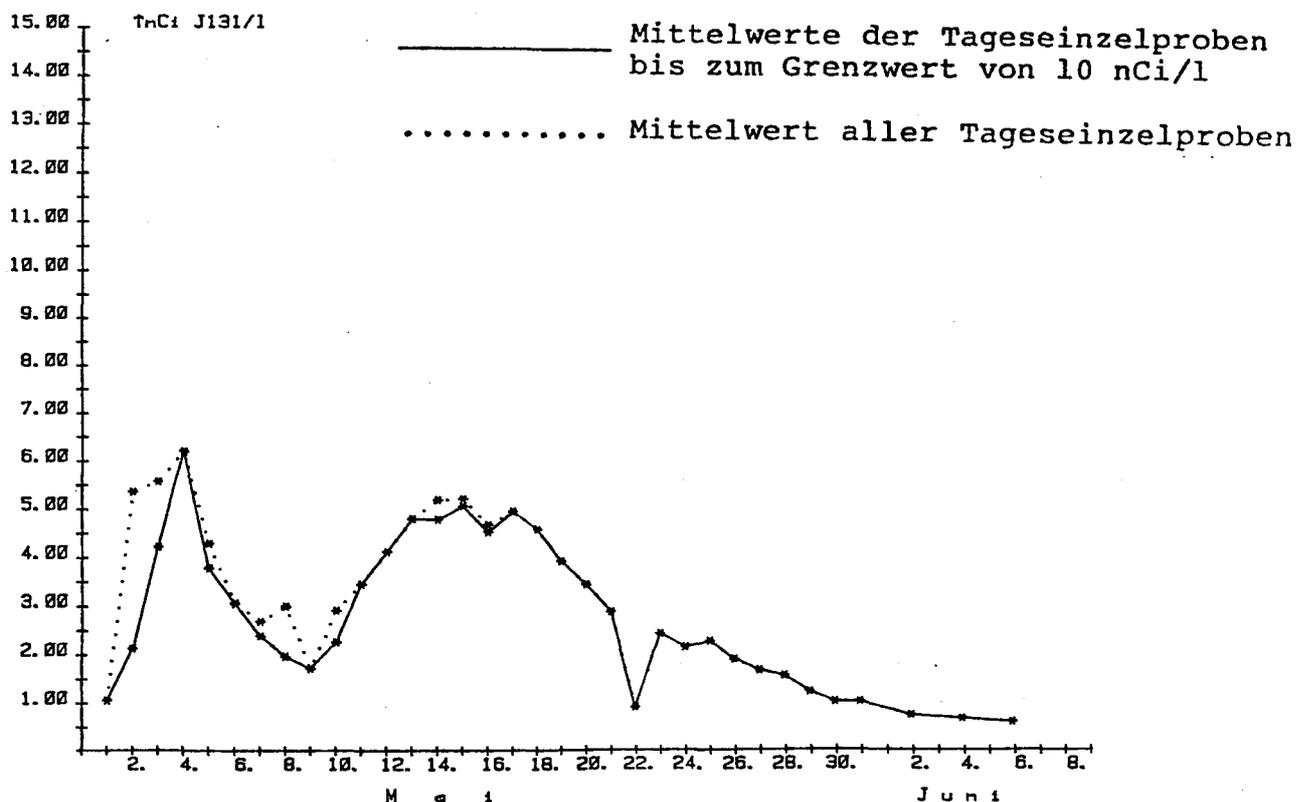


Abb. 7.3.6.: Jod-131-Belastung in Kuhmilch in der Steiermark

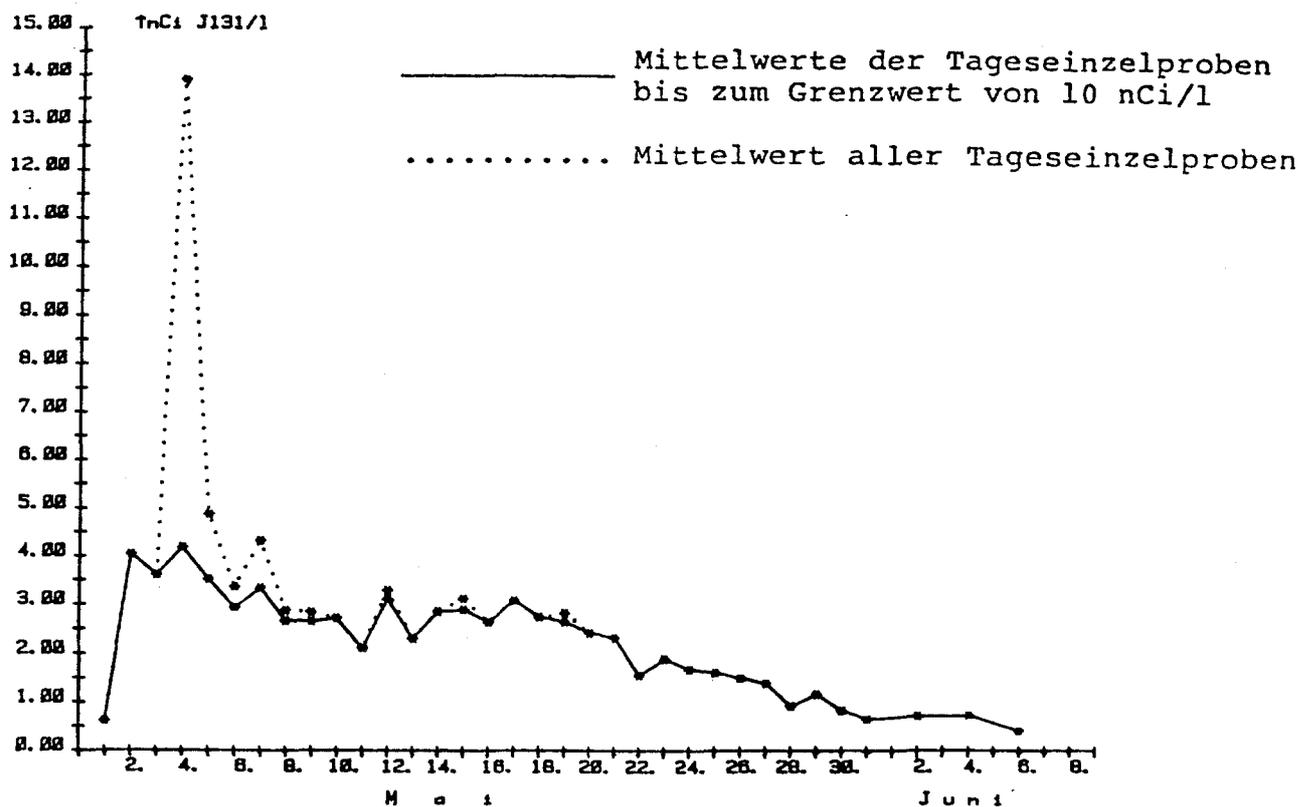


Abb. 7.3.7.: Jod-131-Belastung in Kuhmilch in Kärnten

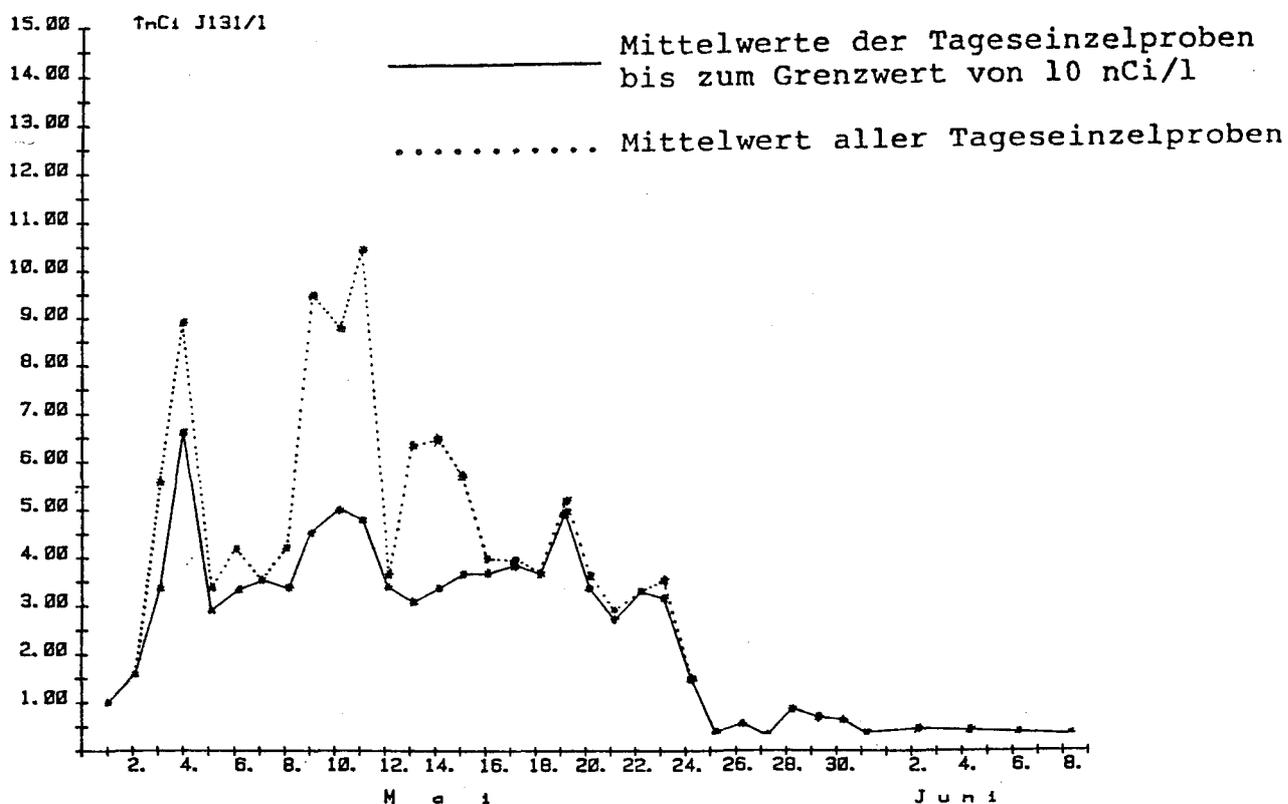


Abb. 7.3.8.: Jod-131-Belastung in Kuhmilch in Tirol

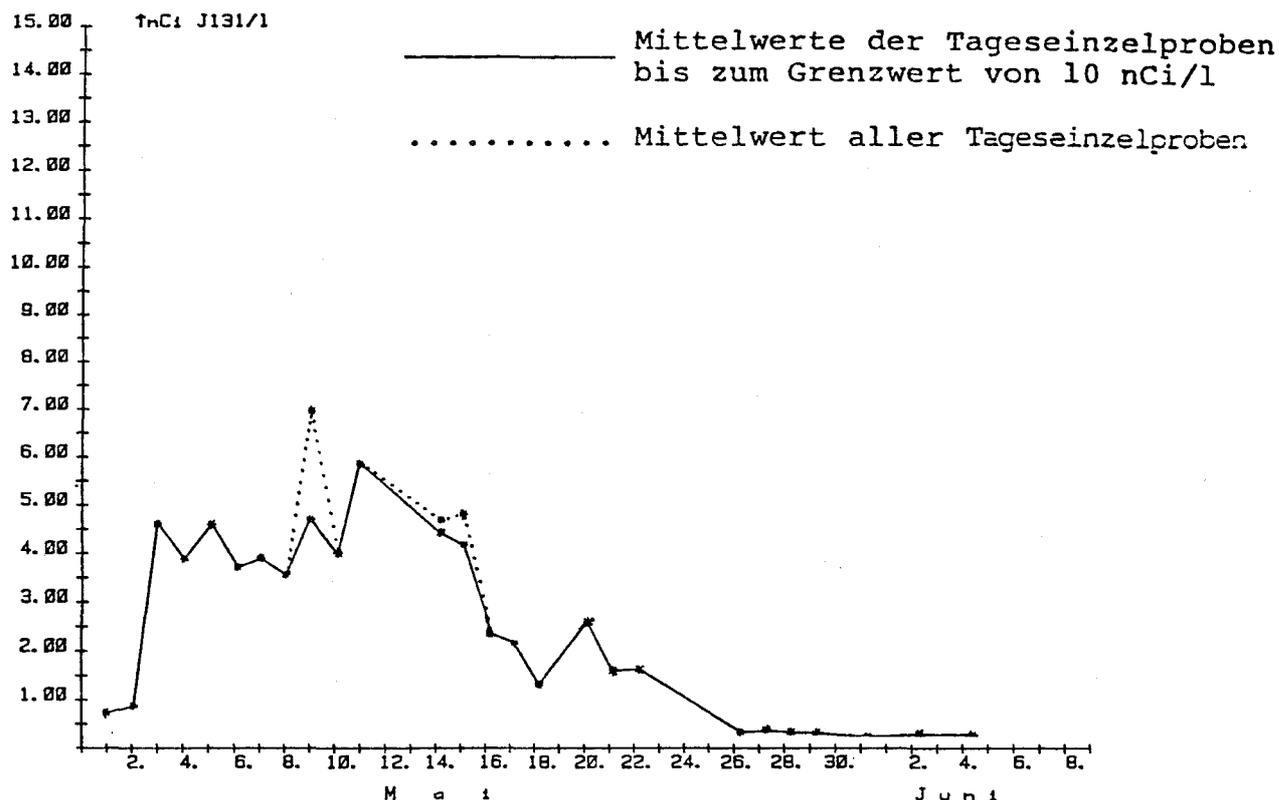


Abb. 7.3.9.: Jod-131-Belastung in Kuhmilch in Vorarlberg

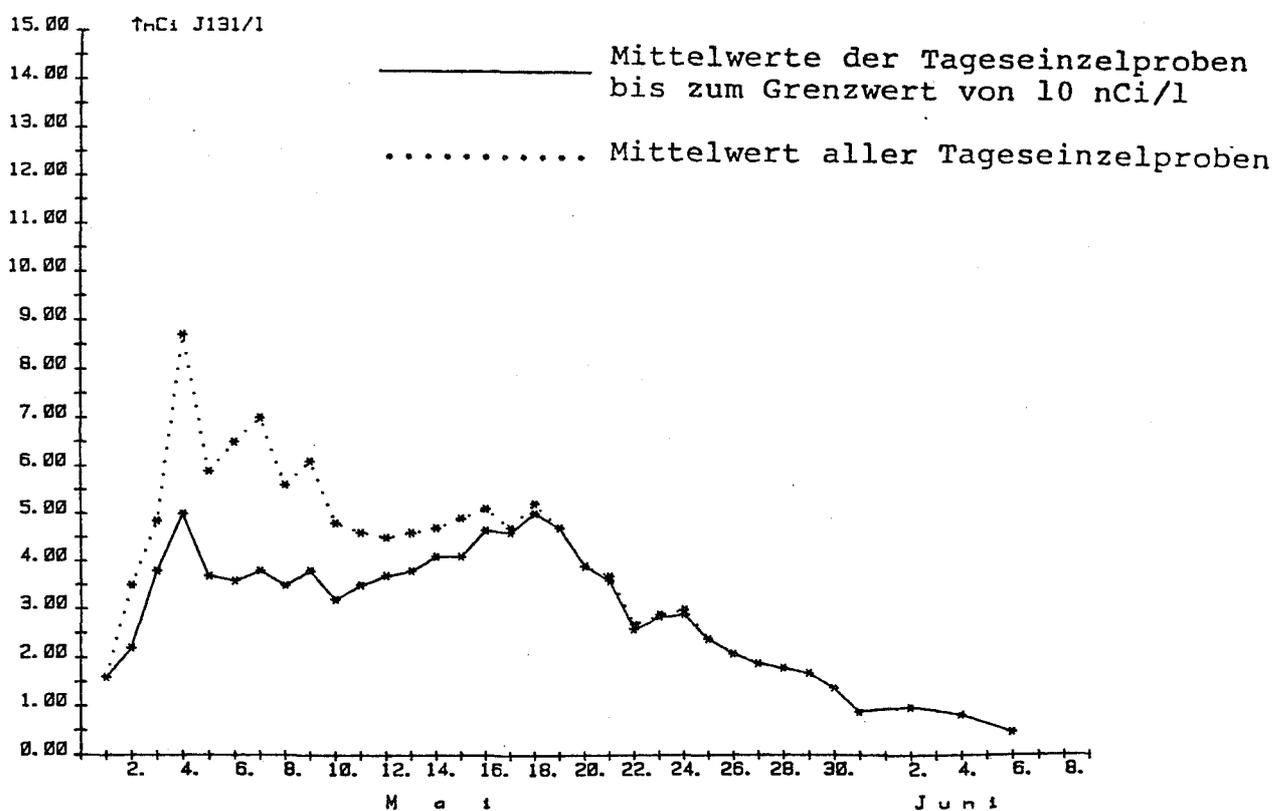


Abb. 7.3.10.: Jod-131-Belastung in Kuhmilch im österreichischen Durchschnitt

Milch Cs-137 (Österreich regional)

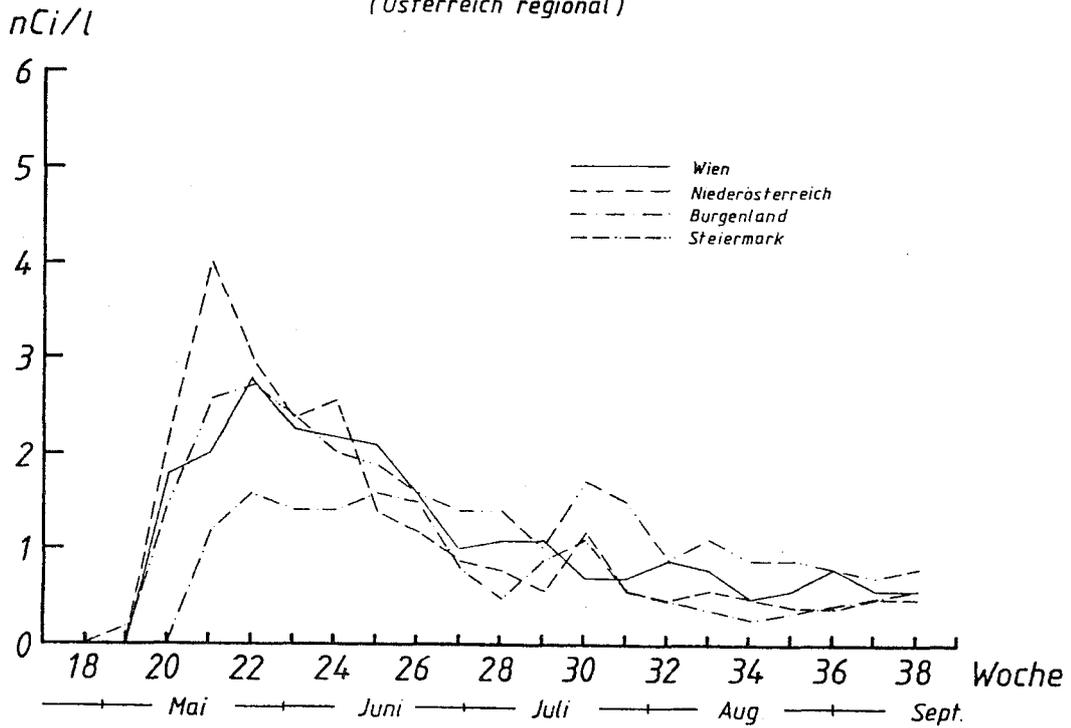


Abb. 7.3.11.: Cäsium-137-Belastung der Kuhmilch: Wien, Niederösterreich, Burgenland und Steiermark

Milch Cs-137 (Österreich regional)

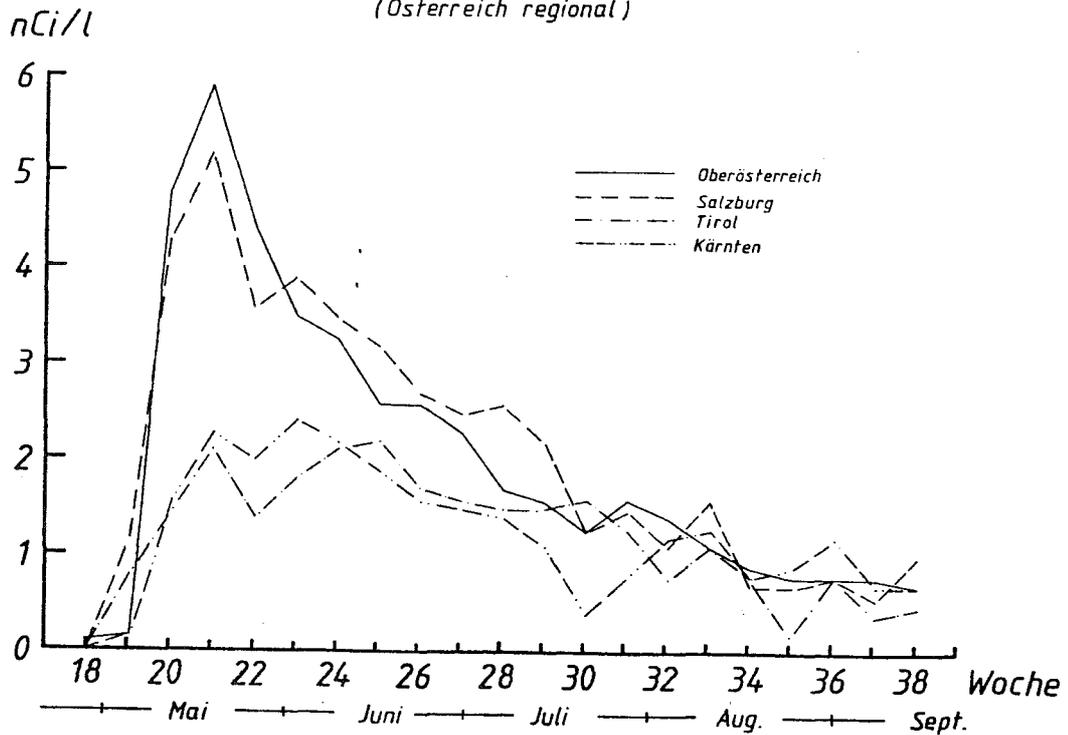


Abb. 7.3.12.: Cäsium-137-Belastung der Kuhmilch: Oberösterreich, Salzburg, Tirol und Kärnten

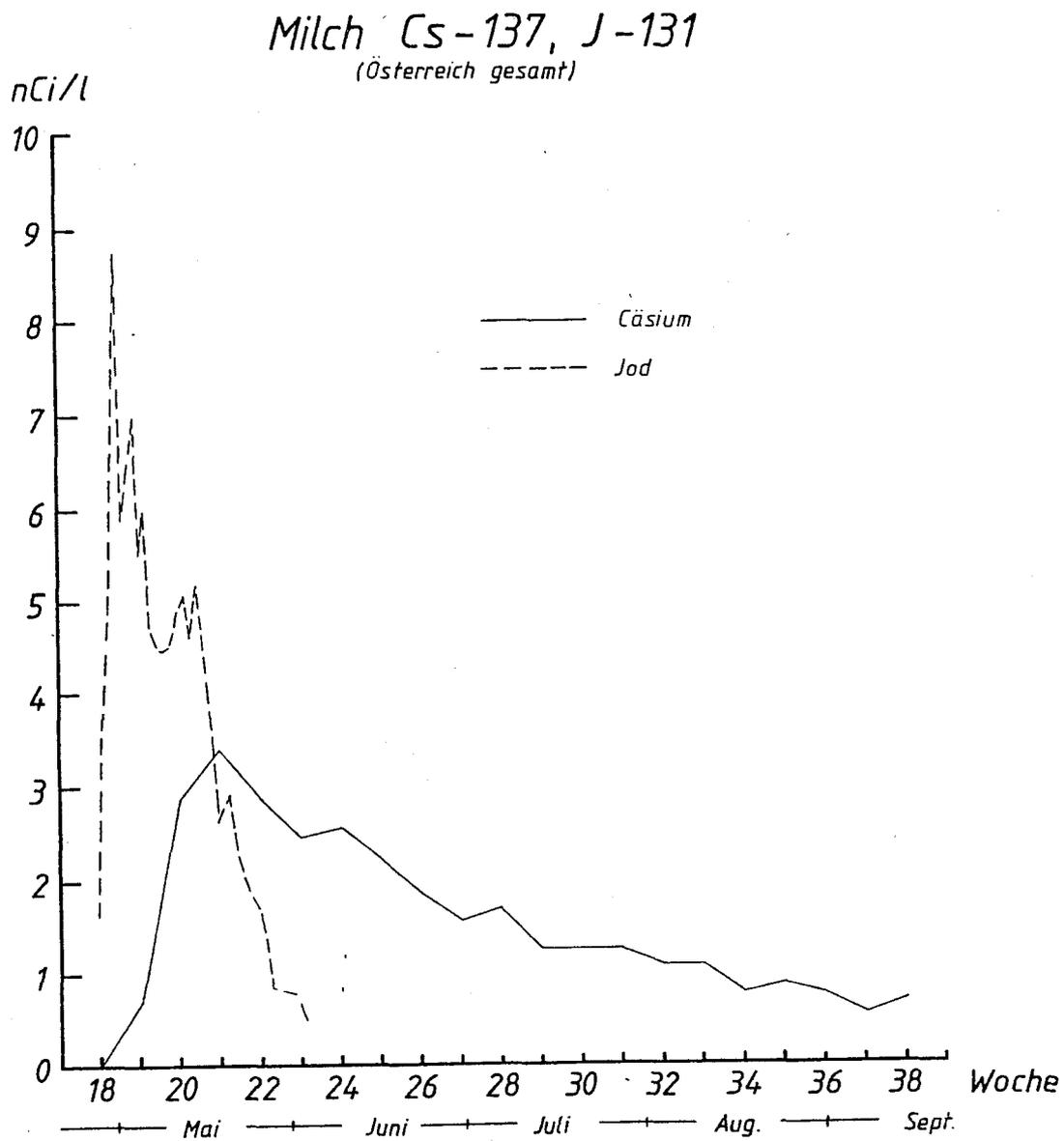


Abb. 7.3.13.: Cäsium-137-Belastung und Jod-131-Belastung der Kuhmilch im österreichischen Durchschnitt

Am Beispiel Oberösterreichs kann der Zusammenhang zwischen dem Cäsium-Gehalt der Milch und dem Jod-Grenzwert gezeigt werden (siehe Abb. 7.3.14.). In der Anfangsphase wurde die Cs-137 Konzentration in der Frischmilch dadurch begrenzt, daß Milch über dem Jod-Grenzwert von 10 nCi/l nicht für die Auslieferung verwendet wurde (siehe Abb. 7.3.14.). Durch das Absinken der Jod-Aktivität wurde die Begrenzung jedoch unwirksam. In der Abbildung ist weiters die Empfehlung auf Begrenzung bis maximal 2 nCi Cs-137/l ab dem 18.5.1986 und der ab 31.5.1986 gültige Grenzwert von 5 nCi Cs-137/l eingezeichnet.

Bei Weidetieren lagen die Werte der Schaf- und Ziegenmilch wesentlich höher als bei Kuhmilch, bedingt durch unterschiedliche Freßgewohnheiten und physiologische Unterschiede. Besonders deutlich ist bei Schafen der Effekt einer sorgfältigen Fütterung zu beobachten. So zeigten Messungen um den 25. Mai 1986 im selben Gebiet (Bezirk Weitra, NÖ) 39,2 nCi J-131 pro Liter Schafmilch bei Tieren, die sich seit längerer Zeit auf der Weide befanden, bei solchen, die seit Mitte Mai auf der Weide waren 8,7 nCi J-131/l und bei Tieren, die im Stall mit altem Heu gefüttert worden waren 0,96 nCi J-131/l. Analoge Effekte traten auch bei Schafkäse auf.

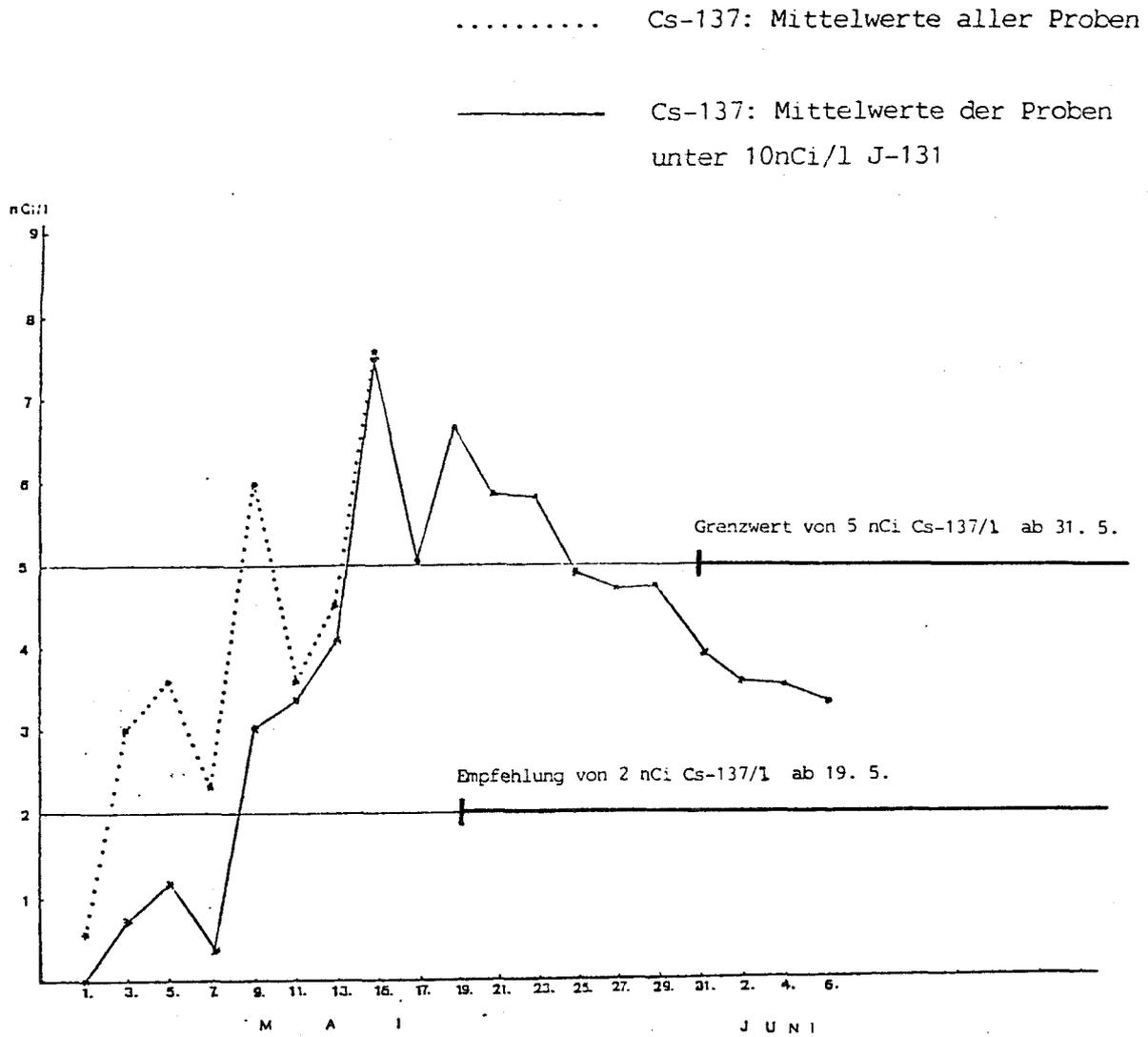


Abb. 7.3.14.: Begrenzung der Cäsium-137-Belastung der Kuhmilch durch den Grenzwert von Jod-131 von 10nCi/l in der Jodphase am Beispiel Oberösterreich

Strontium in der Kuhmilch

Die Bestimmung von Sr-90 und Sr-89 ist aufwendig und konnte aus Zeitmangel nicht routinemäßig durchgeführt werden. Die Proben müssen chemisch aufgearbeitet werden und können erst nach 1 - 2 Wochen gemessen werden. Deshalb konnten in den ersten Tagen keine Strontiumwerte bekannt sein und später auch nur stichprobeweise Kontrollen durchgeführt werden.

Die bisherigen Meßergebnisse für Strontium - 90 zeigen sehr niedrige Belastungen von ca. 5-7 Promille der Cäsium - 137 Konzentration. Nach Analysen von K. Buchtela (Atominstitut) wurden in der Anfangsphase etwa 2 bis 7 pCi Sr-90/l mit einem Spitzenwert von 14,4 pCi/l bei sehr hoch mit J-131 belasteter Milch gefunden. In der späteren Folge wurden Werte um 20 pCi/l gemessen, mit Spitzenwerten bis 76 pCi/l. Diese Werte entsprechen den Werten des Jahres 1970 und sind niedriger als in den Jahren 1963 und 1964 nach den Kernwaffenversuchen. Die bisherigen Dosisabschätzungen ergeben für Sr-90 auch unter Berücksichtigung der langen effektiven Halbwertszeit einen sehr geringen Beitrag zur Gesamtdosis.

7.4. Milchprodukte

In Österreich werden nur etwa 25 % der produzierten Milch als Trinkmilch verkauft. Damit ergaben sich in Kombination mit der regional sehr unterschiedlichen Belastung und einer umfassenden messtechnischen Kontrolle Möglichkeiten für die Auswahl gering belasteter Milch für den Sofortverbrauch. Die Versorgung mit gering belasteter Milch war allerdings nur mit der Lösung aufwendiger Transport- und Organisationsfragen durch die Milchwirtschaft möglich. Die großen Transportprobleme konnten vor allem auch durch die Zusammenarbeit mit dem österreichischen Bundesheer nach den besonderen Einsatzplänen für Katastrophenfälle gelöst werden.

Höher belastete Milch wurde bevorzugt zu Milchprodukten verarbeitet, bei denen eine Anreicherung erzielt werden konnte. Abbildung 7.4.1. zeigt ein typisches Verteilungsmuster von Jod, Cäsium und Strontium in Molkereiprodukten.

Es ist zu ersehen, daß alle Radionuklide bei der Verarbeitung zu Milchprodukten mehr oder weniger angereichert werden. Wegen der relativ kurzen Halbwertszeit von Jod-131 spielt dieses in den Milchprodukten über den Anreicherungseffekt hinaus infolge der üblichen Lagerzeiten keine Rolle. Auch die Cäsium- und Strontiumisotope werden in den Produkten durchwegs angereichert. Für Strontium im Labkasein trifft dies nicht zu, doch treten hier infolge der geringen Ausgangsaktivitäten von Sr-90 (5 - 7 Promille, weniger als 1% des Cs-137-Gehaltes der Milch) keine nennenswerten Strahlenschutzprobleme auf.

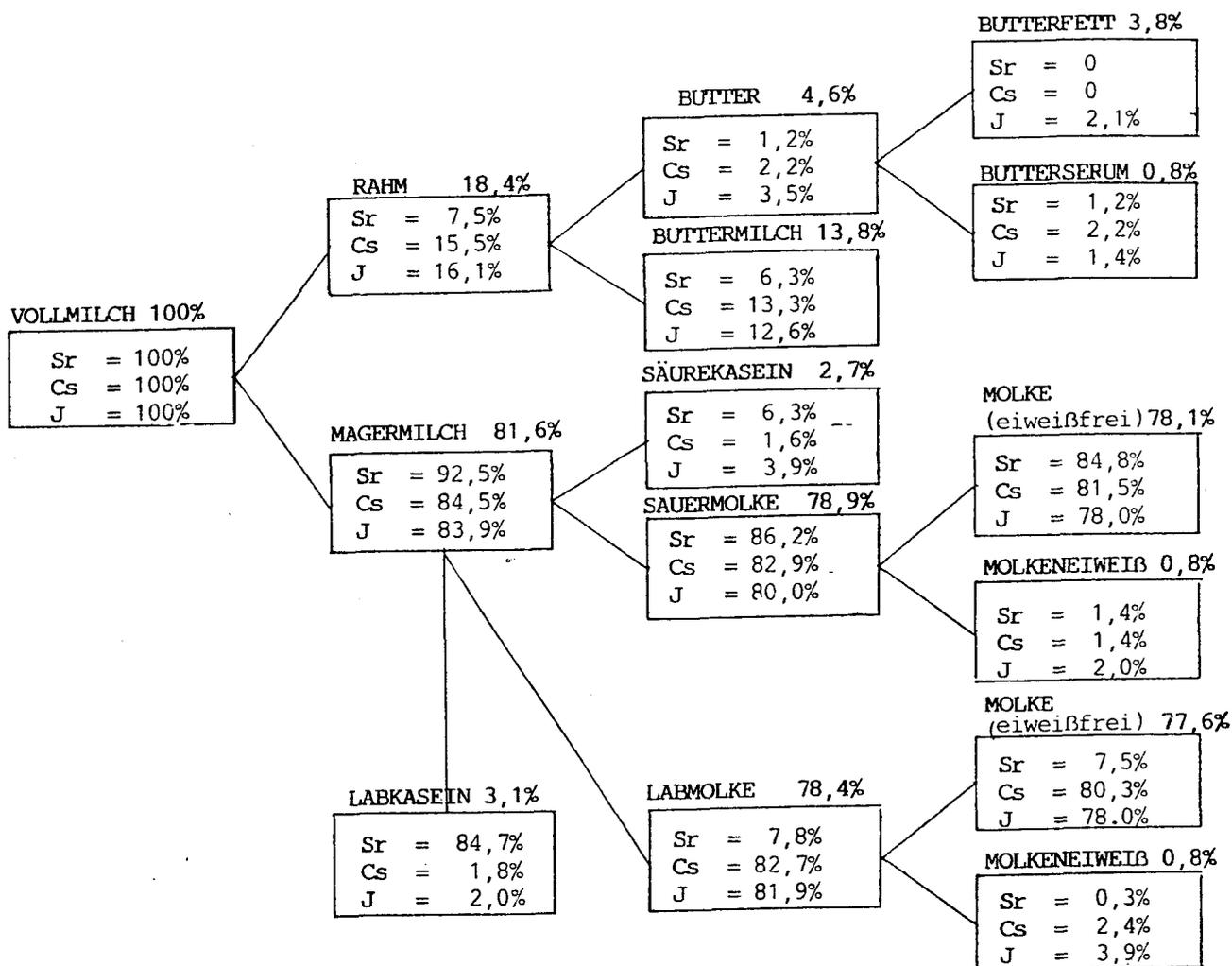


Abb. 7.4.1.: Verteilungsmuster von Radionukliden bei der üblichen molkereitechnischen Verarbeitung der Vollmilch. Die Zahlen neben den Namen der Produkte bezeichnen die Gewichtsanteile. (nach LAGONI H. et.al., Milchwissenschaft 18, 1963)

Käse:

In Abbildung 7.4.2. ist der zeitliche Verlauf der Belastung von Käse (ausgenommen Frischkäse) aus Wochendurchschnittswerten dargestellt, wobei auch einige Proben von Käsebruch einbezogen sind. Die Belastung von Emmentaler ist gesondert dargestellt. Die hohen Werte der 23. Woche (2.-8. Juniwoche) kommen durch Testmessungen an noch nicht ausgereiftem Käse zustande. Der starke Anstieg der Kurve in der 30. Kalenderwoche (21.-27. Juli) kommt zustande, da zu diesem Zeitpunkt Emmentaler (Reifezeit 3 Monate) aus der Milch von Anfang Mai in den Handel kam, deshalb verstärkt gemessen wurde, wobei durch diese gezielte Probenahme der Durchschnitt nach oben verzerrt wird.

Es wurden insgesamt knapp 2000 Messungen berücksichtigt, wobei Ende Juli nur sehr vereinzelt Grenzwertüberschreitungen registriert wurden. Der Grenzwert beträgt für diese Käsesorten 16 nCi Cs-137+Cs-134/kg.

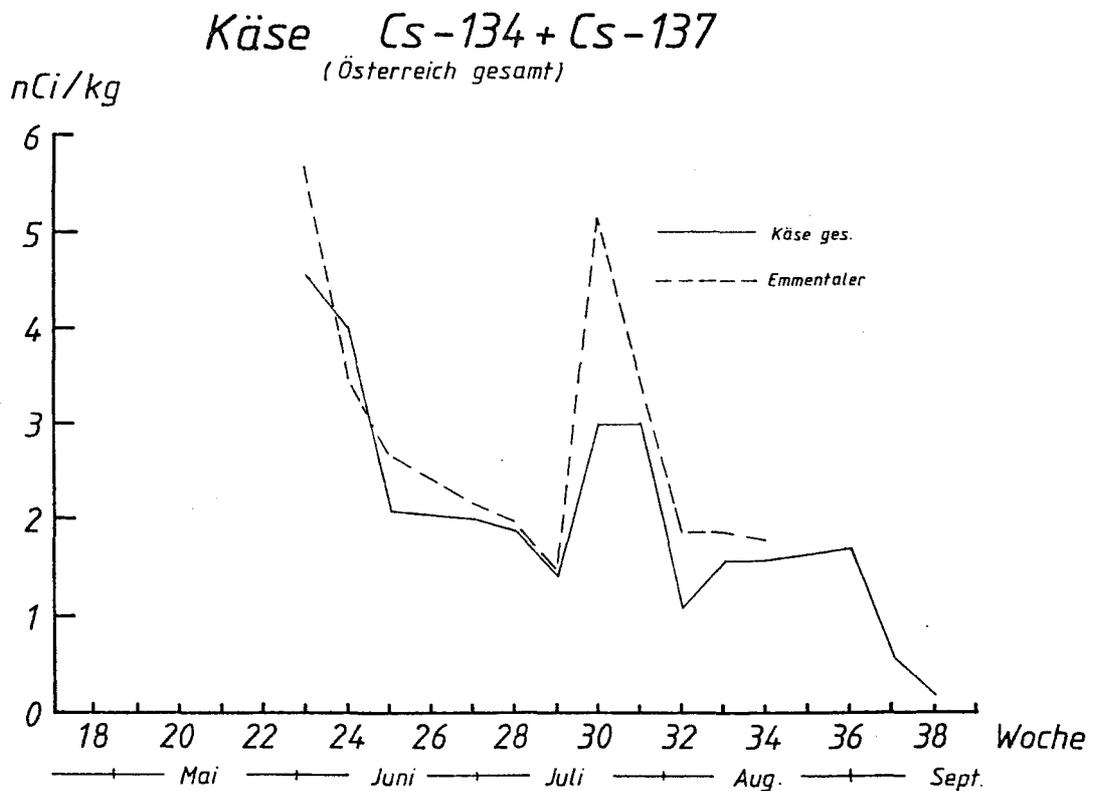


Abb. 7.4.2.: Cäsium-134 und 137-Belastung von Käse im österreichischen Durchschnitt

Für Frischkäse (Cottage, Gervais, etc. incl. Topfen) gilt der Milchgrenzwert (5 nCi Cs-137/kg). Die Belastung dieser Käsesorten war von Beginn an niedriger (Abb.7.4.3.) und nahm im österreichischen Durchschnitt von ca. 2 nCi/kg (Anfang Juni) auf unter 1 nCi/kg (ab Mitte Juli) ab. Insgesamt wurden knapp 600 Proben berücksichtigt.

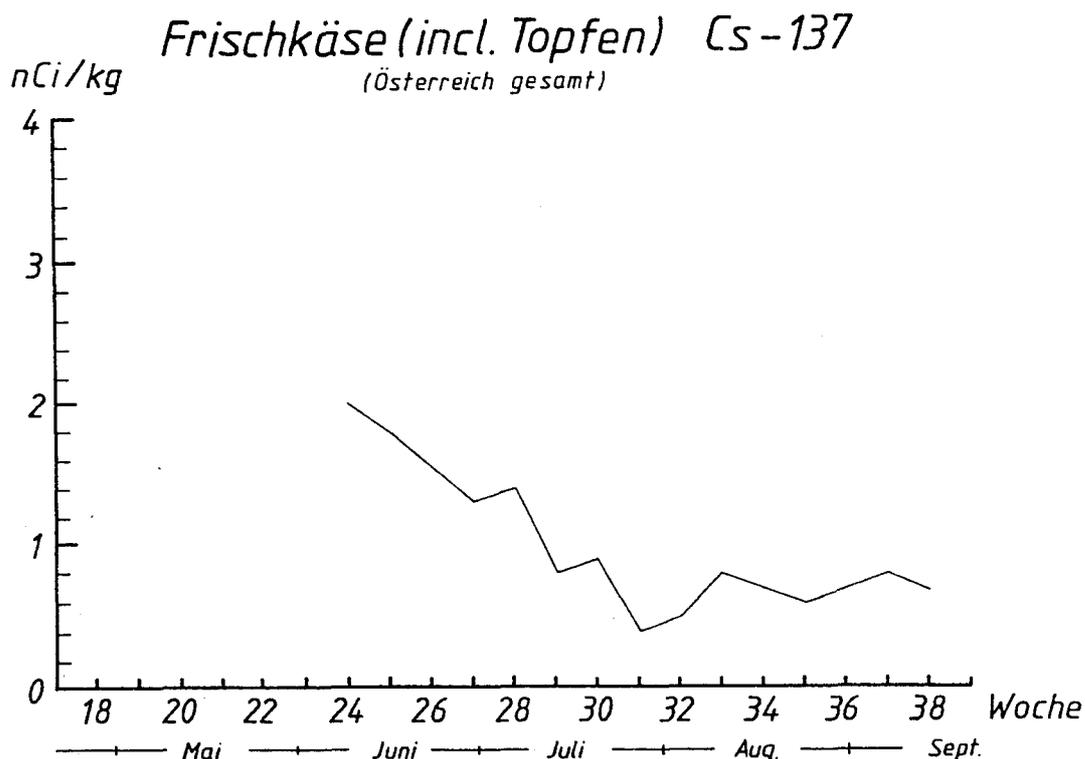


Abb. 7.4.3.: Cäsium-137-Belastung von Frischkäse (incl. Topfen) im österreichischen Durchschnitt

Schaf- und Ziegenkäse war in den ersten Wochen nach dem Reaktorunfall außerordentlich hoch mit J-131 belastet. Es wurden Werte zwischen 500 und 1000 nCi/kg gemessen. Der Verkauf war deshalb bis 16. Juli generell verboten.

Die Cs-Belastung von Schaf- und Ziegenkäse war ähnlich der anderer Käsesorten. Es wurden keine Grenzwertüberschreitungen (16 nCi Cs-137+Cs-134/kg bzw. 5 nCi Cs-137/kg für Frischkäse) registriert.

Durch die Milchverarbeitung wurde die Hauptmenge des Radiocäsiums in Nebenprodukte, vor allem in Molke, verlagert. Für Molkegetränke gelten dieselben Grenzwerte wie für Frischmilch. Molke, die für Fütterungszwecke verwendet wird, stellt ein ernstes Problem für die Fleischbelastung dar. Das höchstbelastete Nebenprodukt Molke konnte durch das Molkefütterungsverbot bzw. durch strenge Ausnahmeregelungen (1 nCi Cs-137+Cs-134/l) aus der Nahrungsmittelkette entfernt und dadurch die Kontamination von Schweinefleisch gering gehalten werden.

7.5. Gemüse und Pilze

In den ersten Tagen nach dem Reaktorunfall war die direkte Kontamination durch nasse und auch trockene Ablagerung von radioaktiven Stoffen vor allem auf Blattgemüse (Spinat, Salat) sehr hoch. Das nachwachsende Gemüse war gering belastet. Auf Grund der hohen Belastung von Freilandgemüse mit Radiojod in den ersten Wochen des Mai 1986 wurde ab dem 6. Mai der Verkauf von im Inland gezogenem Freilandgemüse verboten. Bereits ab dem 3. Mai wurde die Einfuhr von Gemüse aus jenen Ländern untersagt, wo eine Kontamination befürchtet werden mußte.

Jahreszeitlich bedingt war vom inländischen Gemüse besonders die Spinat- und Salaternte betroffen.

Spinat:

In der folgenden Abbildung (Abb.7.5.1.) ist die Belastung von Spinat mit J-131 und Cs-137 zwischen dem 2. Mai und dem 21. Mai dargestellt. Es wurden jeweils die Mittelwerte einer Kalenderwoche im gesamtösterreichischen Durchschnitt herangezogen.

Die höchsten Einzelwerte lagen bei J-131 über 700 nCi/kg. Im österreichischen Durchschnitt sank die Belastung von Spinat mit J-131 von 274 nCi/kg in der 18. Kalenderwoche (2. - 4. Mai) auf 5,4 nCi/kg in der 21. Woche (ab 18. Mai).

Die Cs-137-Belastung von Spinat sank zwischen dem 2. und 21. Mai im österreichischen Durchschnitt von knapp über 100 nCi Cs-137/kg in der 18. Woche auf 3,3 nCi/kg in der 21. Woche.

Der nach dem Reaktorunfall gesäte Spinat wurde nicht direkt vom radioaktiven Niederschlag betroffen und war deshalb kaum kontaminiert.

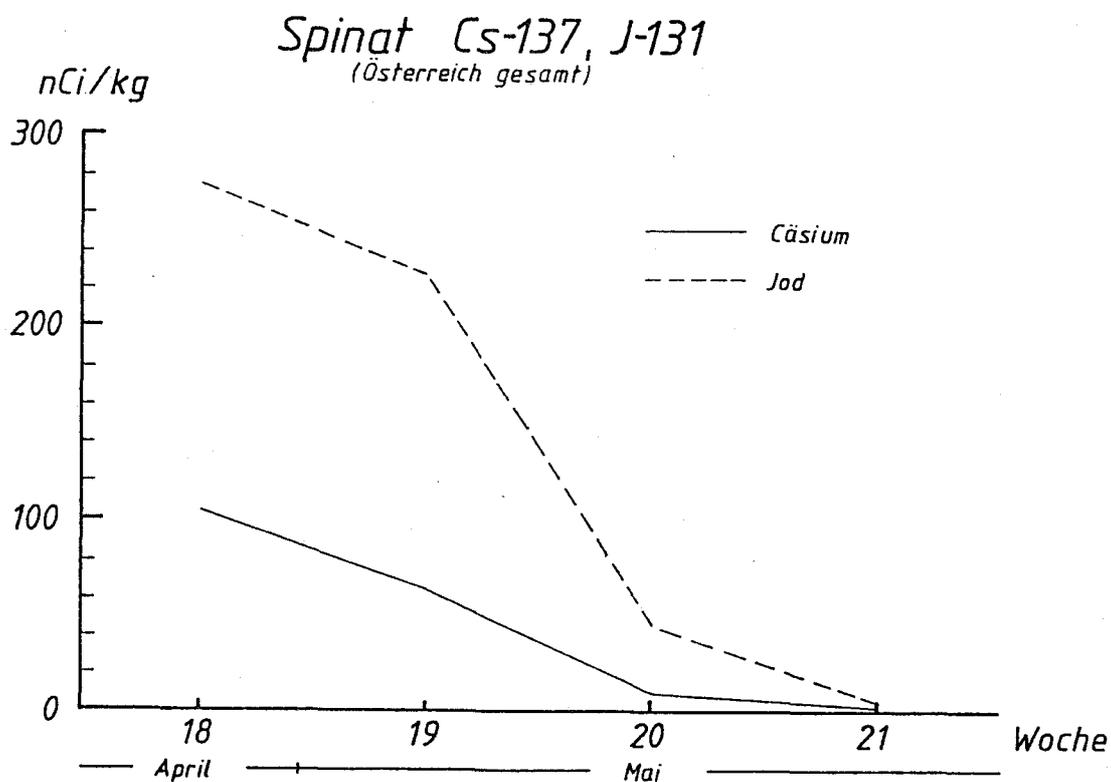


Abb. 7.5.1.: Jod-131- und Cäsium-137-Belastung von Spinat im österreichischen Durchschnitt

Salat:

In Abb. 7.5.2. ist die J-131- und Cs-137-Belastung von Salat zwischen der 18. und 21. Kalenderwoche (2. Mai bis 21. Mai) im österreichischen Durchschnitt dargestellt.

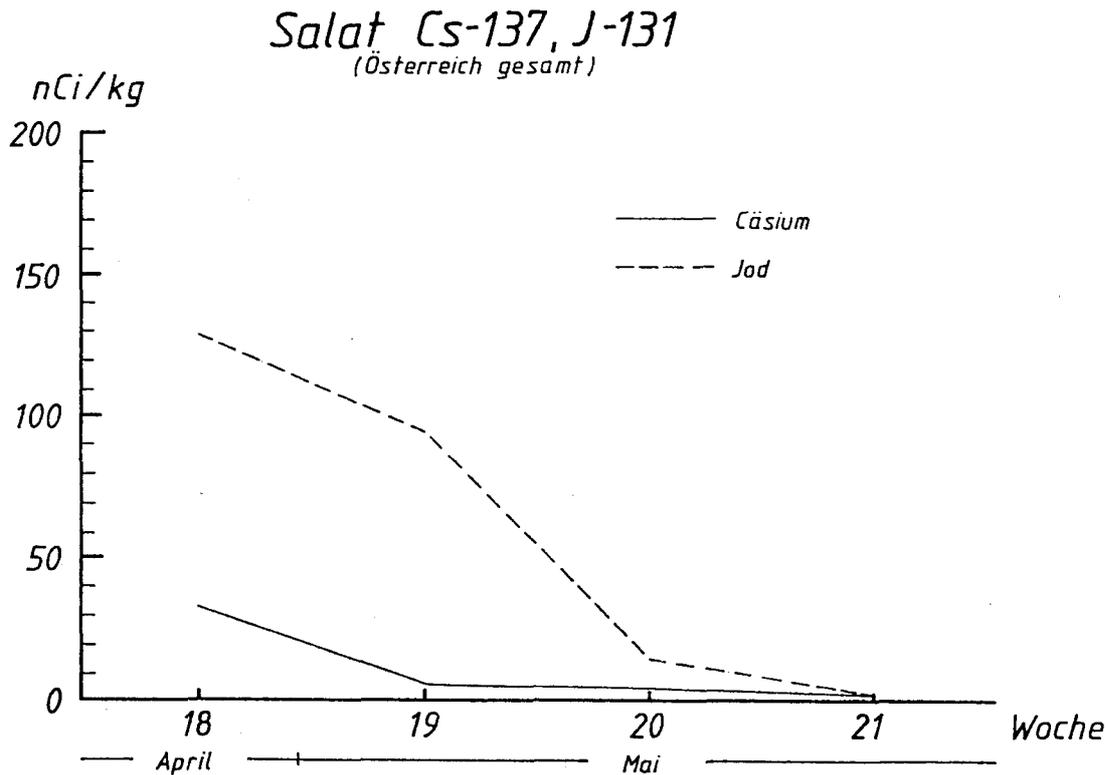


Abb. 7.5.2.: Jod-131- und Cäsium-137-Belastung von Salat im österreichischen Durchschnitt

Die mittlere J-131-Belastung lag in Österreich in den ersten Maitagen bei 128 nCi/kg und sank bis zum 21. Mai auf 2,8 nCi/kg. Spitzenwerte lagen am 2. Mai weit über 200 nCi J-131/kg.

Die Cs-137-Belastung von Salat sank in den ersten Wochen nach dem Reaktorunfall im österreichischen Durchschnitt von 33,7 nCi/kg auf 3,3 nCi/kg in der 21. Kalenderwoche. Spitzenwerte lagen um 50 nCi/kg.

Bei Salat war der Unterschied der radioaktiven Belastung zwischen den äußeren und inneren Blättern sehr groß. Der Unterschied erklärt sich dadurch, daß die inneren Blätter von den äußeren vor der Oberflächenbelastung größtenteils geschützt wurden, wodurch auch Unterschiede zwischen "offenen" und "geschlossenen" Salatsorten bestanden. Einen Vergleich zeigt die Abb.7.5.3., wofür Meßwerte vom 9. Mai aus Innsbruck herangezogen wurden. Bei 57 Proben wurden die äußeren und inneren Blätter getrennt gemessen. Der Mittelwert für die äußeren Blätter ergab für Jod-131 303 nCi/kg, für die inneren Blätter 22,6 nCi/kg.

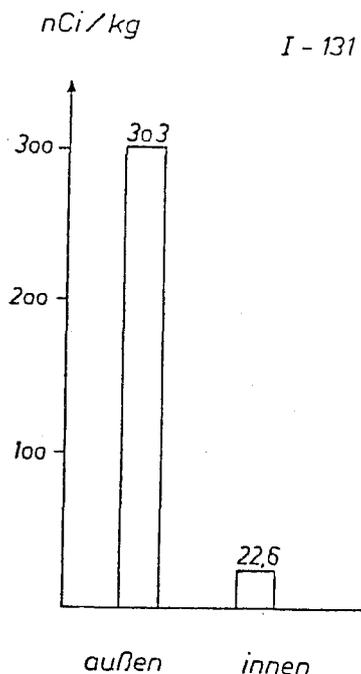


Abb.7.5.3.: Unterschied der Jod-131-Aktivität in Salat zwischen äußeren und inneren Blättern

Die Frage, wieweit die radioaktive Belastung bei Salat von der Kulturmethode abhängig ist, kann anhand der Messungen von Salat verschiedener Wiener Gärtnereien vom 8. - 10. Mai dargestellt werden (Abb.7.5.4.). Im Freiland ohne Abdeckung gezogener Salat war, wie zu erwarten, wesentlich stärker belastet als unter Feldfolie, im Folientunnel oder im Glashauss gezogenen Salat. Allerdings betragen die Belastungen bei diesen "geschützten" Kulturen, (vor allem durch Jod- 131,) immerhin noch 35-40% der Freilandbelastung. Trockene Deposition von Radionukliden dürfte doch in diesem Fall eine größere Rolle gespielt haben.

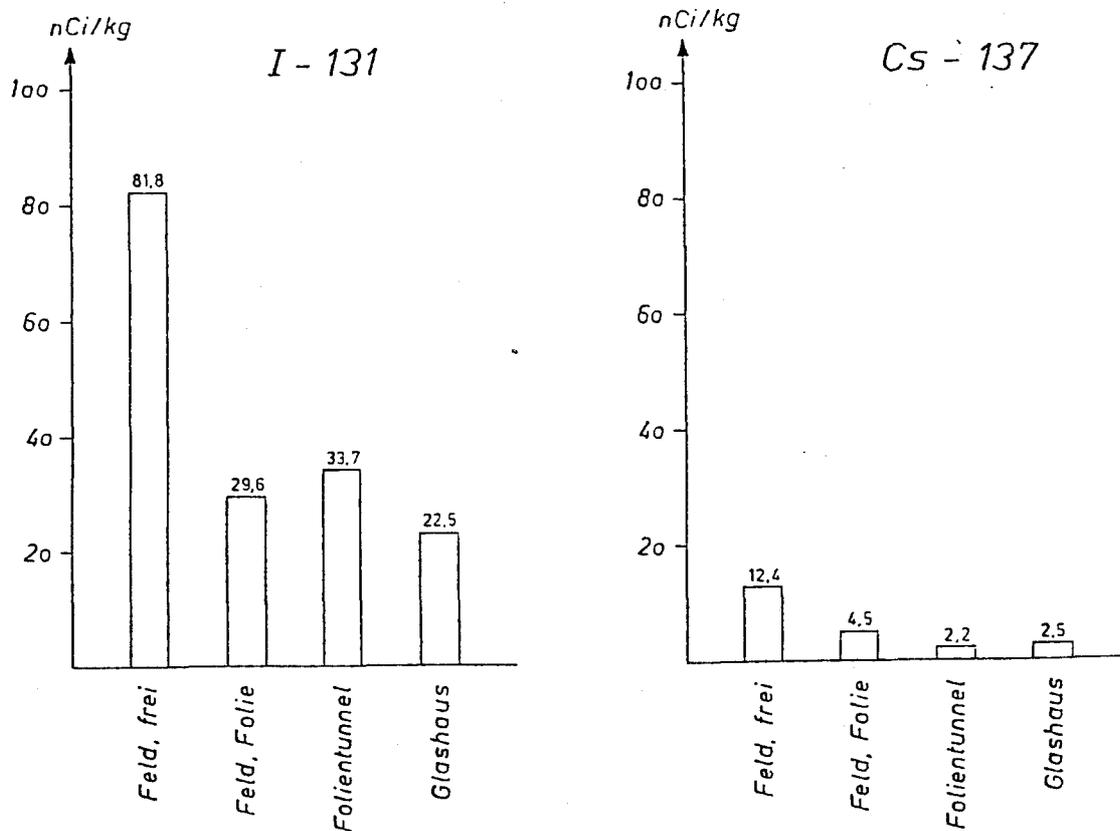


Abb. 7.5.4.: Unterschied der Jod-131- und Cäsium-137-Aktivität in Salat zwischen verschiedenen Kulturmethoden

Da anfangs nicht abgeschätzt werden konnte, wie sich die trockene Deposition auf den Salat auswirken würde, war nur Glashaussalat vom Verkaufsverbot ausgenommen. Foliensalat und Salat unter Feldfolie durften wie Freilandsalat nicht in Verkauf gebracht werden.

Ab 20. Mai durfte Salat bundesweit wieder verkauft werden. Er mußte oberhalb der ersten Blattlage geschnitten werden. In Tirol wurde der Verkauf bereits am 16. Mai freigegeben.

Gemüse nach der Aufhebung des Verkaufsverbotes

Ab 23. Mai durfte Frischgemüse wieder generell verkauft werden. Für Cs-137 wurde ein Grenzwert von 3 nCi/kg festgesetzt. Die Belastung des nachgewachsenen Gemüses war jedoch so gering, daß dieser Grenzwert in Österreich im allgemeinen nicht erreicht wurde. Nur vereinzelt kam es bei Schnittlauch, Petersilie und anderen gewürzhaften Gemüsen zu Grenzüberschreitungen. Abbildung 7.5.5. zeigt den Verlauf der durchschnittlichen Cs-137-Belastung verschiedener am Markt befindlicher Gemüsearten von der 21. bis zur 38. Kalenderwoche (18. Mai - 21. September). Die Belastung lag im Bereich von 0,4 nCi/kg und war damit sehr gering. Zwischen den einzelnen Gemüsesorten bestanden kaum Unterschiede.

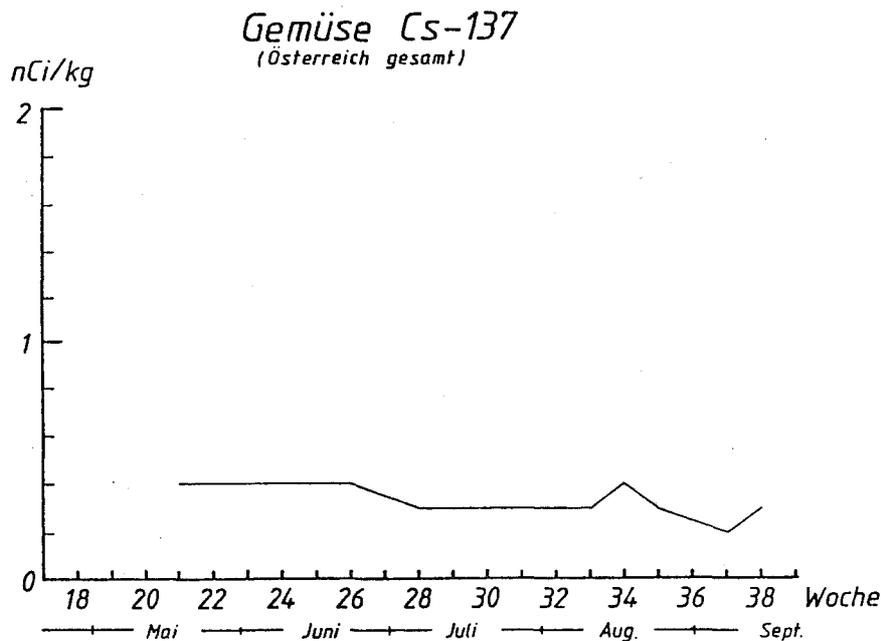


Abb. 7.5.5.: Cäsium-137-Belastung von Gemüse im österreichischen Durchschnitt

Pilze

Pilze bilden ihre Fruchtkörper innerhalb weniger Tage aus. Die direkte Kontamination spielt daher kaum eine Rolle. Anfang Mai waren naturgemäß nur wenige Wildpilze zu finden.

Die Aufnahme der radioaktiven Isotope erfolgt über das Myzel, das in einem für jede Pilzart typischen Substrat oder in enger Symbiose mit Wurzeln einer bestimmten Pflanzenart wächst. Aus dieser Tatsache und möglicherweise auch aus der unterschiedlichen Physiologie erklären sich die stark unterschiedlichen Belastungen bei den einzelnen Pilzarten.

Kulturchampignons werden üblicherweise geschützt gezüchtet und waren dadurch sehr wenig belastet. Alle gemessenen Werte lagen an der Nachweisgrenze. Wildpilze zeigten regional und sortenspezifisch unterschiedliche Werte.

Vereinzelt kam es in den ersten Wochen nach den radioaktiven Niederschlägen zu hohen Belastungen. Sie lagen bei den saisonal wesentlich später vorkommenden Herrenpilzen, Feldchampignons, Parasolen und Eierschwämmen meist unter dem Grenzwert (3 nCi Cs-137/kg) oder wiesen nur vereinzelt geringfügige Überschreitungen auf. Hingegen zeigten die Werte von Maronenröhrlingen, Rotbraunen Riesenträuschlingen und Reifpilzen (Zigeuner) zum Teil starke Belastungen. So wurden z. B. in Oberösterreich Anfang September bei Maronenröhrlingen einzelne Werte bis zu 300 nCi Cs-137/kg gemessen. Im Juni lag der Mittelwert für Herrenpilze Österreichweit bei 1 nCi Cs-137/kg, bei Eierschwämmen bei 2,8 nCi Cs-137/kg, wobei es hier in 27 % der Fälle zu Grenzwertüberschreitungen kam. Bei Reizkern kam es seltener zu Überschreitungen. Es wurde empfohlen, bei selbst-gesammelten Pilzen nicht mehr als 1 kg frische Pilze pro Monat zu verzehren und die vorgenannten stark belasteten Pilze zu meiden.

7.6. Obst

Die radioaktive Belastung von Obst kommt in erster Linie durch die Verlagerung des Cäsiums aus den Blättern in die Früchte zustande. Die Belastung ist sehr stark von der Obstsorte, vom Standort und der Blütezeit abhängig.

Der Grenzwert für alle Obstsorten liegt bei 3 nCi Cs-137/kg. Er wurde deshalb so niedrig angesetzt, da gerade Obst für Kinder oder Kranke als besonders wertvolles Nahrungsmittel gilt und daher auch oft in entsprechend großer Menge verzehrt wird.

Für die Erstellung der Abbildungen (Abb. 7.6.1. und Abb. 7.6.2.) wurde ein Mittelwert aus Apfel, Birne, Pfirsich, Ringlotte, Kirsche, Weichsel, Zwetschke, Marille und Weintrauben herangezogen. Diese Zusammensetzung entspricht etwa dem jeweiligen Angebot am Markt.

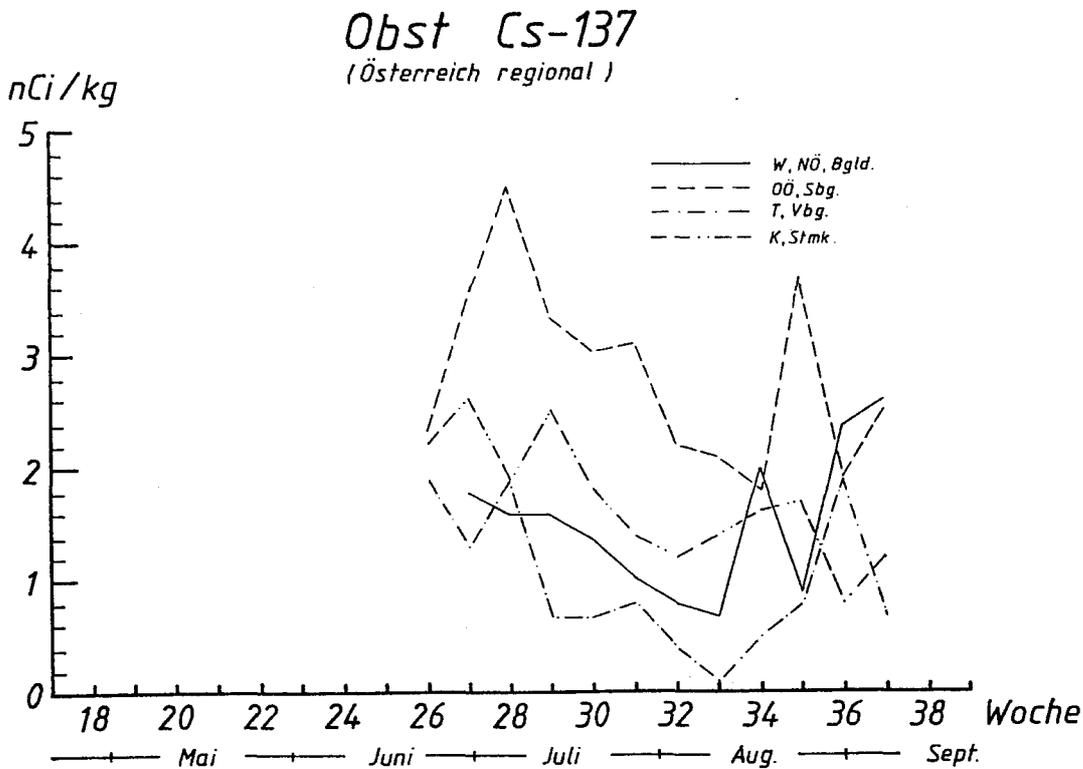


Abb. 7.6.1.: Cäsium-137-Belastung von Obst nach Regionen aufgliedert

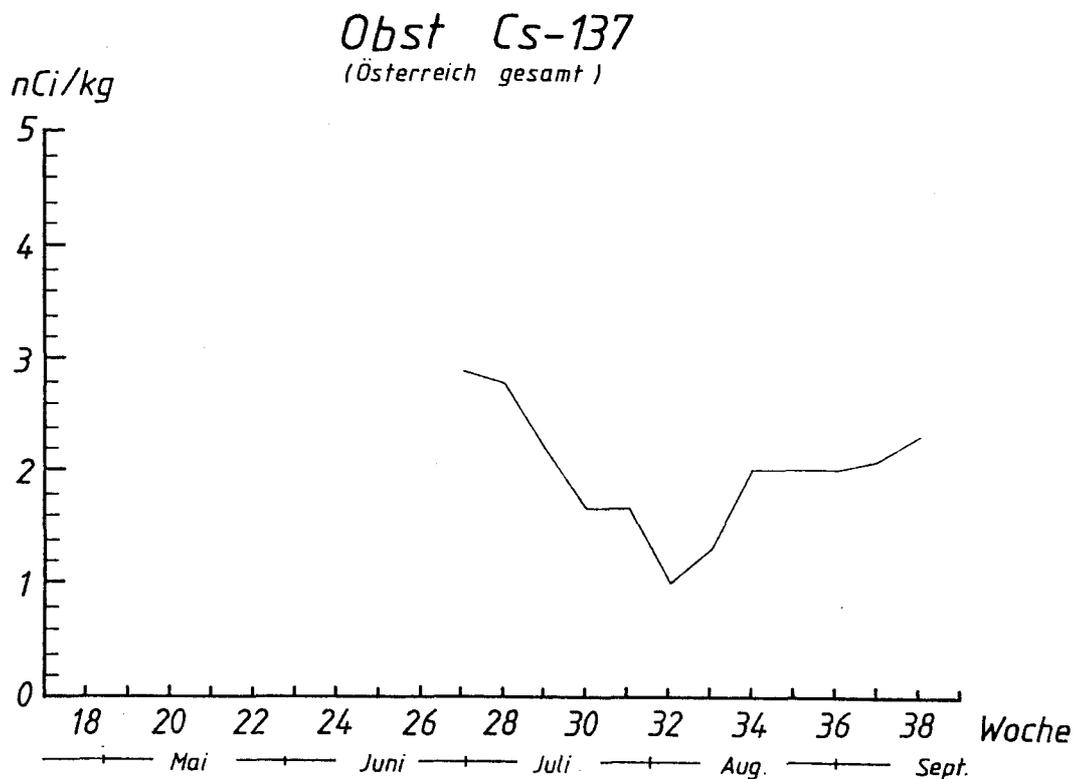


Abb. 7.6.2.: Cäsium-137-Belastung von Obst im österreichischen Durchschnitt

Probleme mit höherer Belastung gab es vor allem bei jahreszeitlich früher reifenden Obstsorten mit kleinen Früchten. Bei roten und schwarzen Ribiseln wurden regional sehr unterschiedliche Werte gemessen. Die größten Belastungen traten dabei in einigen Gebieten von Oberösterreich und der Steiermark, also in klimatisch begünstigten Gebieten mit jahreszeitlich frühreifen Sorten auf. Wegen der hohen Belastung mußte in der Steiermark die Ribiselernte 1986 ausfallen. Lag der österreichische Mittelwert Anfang Juli noch bei 6,3 nCi/kg, so war er Mitte August bereits unter 0,5 nCi Cs-137/kg gefallen.

Bei Heidelbeeren wurden im Grenzgebiet Salzburg/Oberösterreich sowie in exponierten Lagen (Nordhänge, hohe Gebirgstäler) sehr hohe Werte gemessen. Auch Himbeeren und zum Teil Stachelbeeren wiesen regional erhöhte Belastungen auf. Die üblichen Verzehrsmengen dieser Beeren sind allerdings gering.

Wie Versuche zeigten, bleibt bei verschiedenen Verarbeitungstechniken zur Herstellung von Fruchtsäften, Sirup oder Marmelade Cäsium beim Abpressen oder Passieren teilweise (30 - 50 %) zurück. Solche Verarbeitungsprodukte durften den Grenzwert von 3 nCi Cs-137/kg nicht überschreiten.

Weintrauben, deren Blätter Anfang Mai kaum ausgebildet waren, zeigten Werte nahe der Nachweisgrenze. Außerdem findet bei der Verarbeitung zu Wein eine sehr starke Abnahme der Cs-137-Konzentration statt. In Wein war kein Cs-137 mehr nachweisbar.

Nüsse:

Die bisher gemessenen Walnüsse weisen großteils geringe Belastungen durch Cäsium auf.

Inländische Haselnüsse besitzen keine Marktbedeutung, sie sind kaum belastet. Der Großteil der Importware stammt aus der Türkei, die hauptsächlich geringe Belastungen aufweist. Eine Ausnahme bilden einige hochbelastete Muster von Haselnüssen aus der Türkei, die für den Verkehr gesperrt wurden. Dabei traten Spitzenwerte bis 39 nCi Gesamt-Cäsium auf. Offensichtlich wurden bestimmte Anbauggebiete am Schwarzen Meer sehr stark in Mitleidenschaft gezogen.

Für Nüsse (Walnüsse), Haselnüsse und anderes Schalenobst wurde ein Grenzwert von 16 nCi Cs-137+Cs-134/kg (ohne Schale) festgelegt.

7.7. Getreide

Anfang Mai 1986 war Wintergetreide etwa 30 cm hoch, während Sommergetreide erst wenige Zentimeter gewachsen war. Aus diesem Umstand ergibt sich die wesentlich höhere radioaktive Belastung der Wintergetreidearten. Caesium wird von den Blättern ins Korn verlagert. Die Tab. 7.7.1. zeigt die Unterschiede am Beispiel von Weizen und Gerste.

Tabelle 7.7.1.: Unterschied der Cäsiumbelastung zwischen Sommer- und Wintergetreide

Getreideart	nCi Cs-137 + Cs-134/kg	Anzahl der Proben
Sommerweizen (Korn)	0,26	19
Winterweizen (Korn)	1,24	58
Sommergerste (Korn)	0,32	42
Wintergerste (Korn)	4,78	75

Bei einer Reihe von Proben wurde neben der Belastung des ganzen Kornes mit Radiocäsium auch die Belastung von daraus hergestellten Mehlen bzw. der Kleie bestimmt.

Über 90 % des in Österreich angebauten Brotgetreides ist Wintergetreide. Gerste ist zu 40 % Wintergerste. Wintergerste wird für Fütterungszwecke verwendet, während die sehr gering belastete zweizeilige Sommergerste als Braugerste Verwendung findet.

Der Mittelwert aus den bisher vorliegenden 171 Weizenproben beträgt 1,1 nCi/kg Cs-137 + Cs-134, der aus 78 Roggenproben 3,87 nCi/kg.

Die Mineralstoffe sind in den Außenschichten des Korns angereichert. Je nach Mehltyp ist daher die Belastung durch Radiocäsium im Mehl geringer als im Korn. Es wurden Mahlversuche durchgeführt, bei denen die Abnahme der Belastung ermittelt wurde. Die Ergebnisse sind in Tab. 7.7.2. zusammengestellt.

Tab. 7.2.2.: Abnahme der Cs-137-Belastung beim Mahlvorgang

	Mehltyp	Abnahme in %
Weizen	W 1600	15 %
	W 700	37 %
	W 480	56 %
Roggen	R 960	38 %
	R 500	59 %

Aus der jeweiligen Menge der verschiedenen verkauften Mehle ergibt sich, daß der durchschnittliche Aschegehalt bei Weizenmehl ungefähr dem der Mehltyp W 700, der durchschnittliche Aschegehalt bei Roggenmehl praktisch dem der Mehltyp R 960 entspricht.

Demnach ergeben sich für Weizen und Roggen und die daraus gewonnenen Mahlprodukte die in Abb. 7.7.1. dargestellten durchschnittlichen Belastungen mit Cs-134 + Cs-137.

Getreide und Mahlprodukte

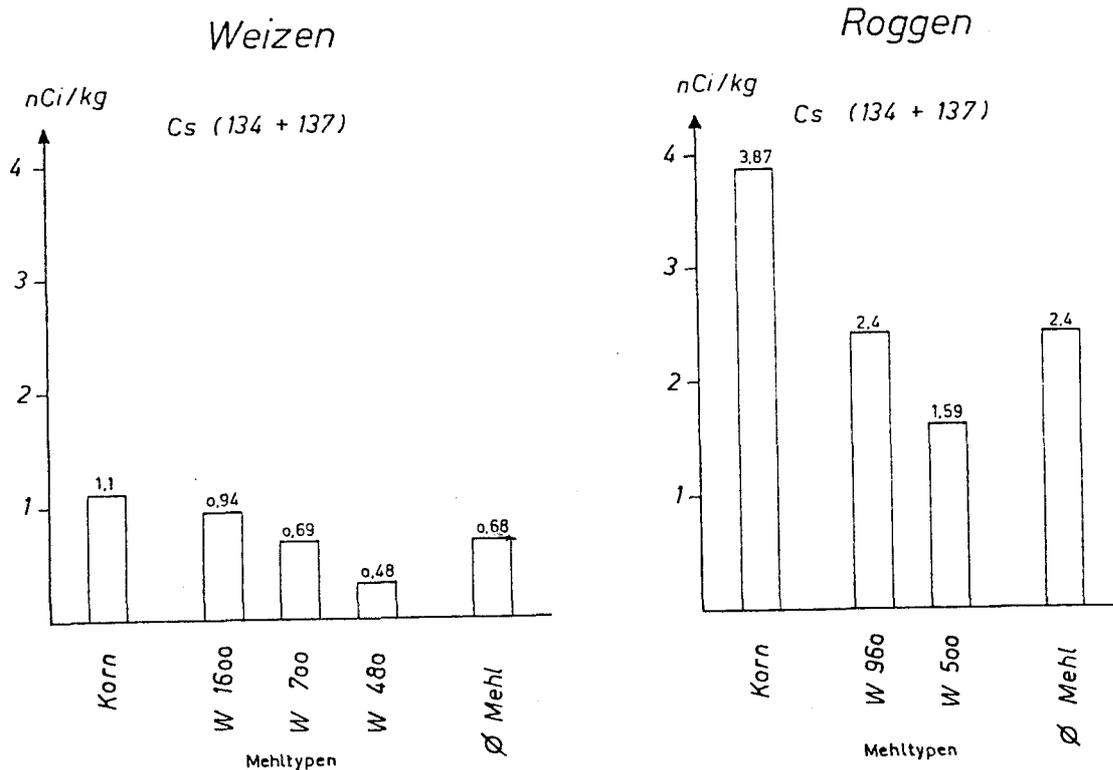


Abb. 7.7.1.: Cäsium(134+137)-Belastung von Getreide (Weizen und Roggen) und Mahlprodukten; Ø Mehl ist nach durchschnittlichem Verbrauch der Mehltypen gewichtet.

Mais ist nach den vorliegenden Ergebnissen im Durchschnitt mit unter 1 nCi/kg Gesamt-Cäsium belastet.

Der durchschnittliche Mehlverbrauch beträgt 130 g Weizenmehl und 50 g Roggenmehl pro Kopf und Tag. Daraus ergibt sich eine durchschnittliche tägliche Belastung von 0,21 nCi Cs-134 + Cs-137 unter der Voraussetzung, daß ausschließlich Getreide der Ernte 1986 konsumiert wird.

7.8. Fleisch, Geflügel und Eier

Die radioaktive Belastung von Fleisch kommt durch die Fütterung der Tiere mit kontaminiertem Futter zustande.

In dem Maße, wie belastete Futtermittel in der Schweine-, Kälber- und Rindermast verwendet worden waren, stieg mit etwas Verzögerung ab Juni die Belastung des Fleisches mit Radiocäsium. Ab diesem Zeitpunkt wurde daher eine gezielte Kontrolle im Zuge der amtlichen Fleischuntersuchungen durchgeführt. Da oft Tiere von Problemgebieten oder bestimmten Schlachthöfen intensiver untersucht wurden, kommt es in den Abbildungen zu einer gewissen Überhöhung der Belastungsspitzen gegenüber der tatsächlichen durchschnittlichen Belastung des Fleisches.

Schweinefleisch:

Wegen des durchschnittlich höheren Schweinefleischkonsums verglichen mit dem Rindfleischkonsum pro Kopf in Österreich wurde der Grenzwert für Cs-134 + Cs-137 mit 5 nCi/kg niedriger als für Rindfleisch festgelegt.

Schweine werden unter Intensivhaltung nicht mit Grünfutter versorgt. Während der ersten Wochen nach dem Reaktorunfall kam es in weniger als 10 % der Betriebe zur Verfütterung höher belasteter Molke an die Tiere.

Bereits die Verwendung gering radioaktiv belasteter Molke führt zu einer Erhöhung der Belastung des Fleisches (vgl. Kap. 8.3.). Aufgrund der kurzen Mastdauer von Schweinen im Vergleich zur biologischen Halbwertszeit des Cäsiums war es nicht zielführend, die Tiere nur vor der Schlachtung mit unbelastetem Futter zu versorgen. Es wurde deshalb ein Molkefütterungsverbot erlas-

sen (Bezirk Salzburg Umgebung und Hallein ab der 20. Woche, 12.5.; übrige Bundesländer ab der 25. Woche, 17.6., Vorarlberg nicht). Ab dem 23.6. wurde den Landeshauptmännern die Aufhebung des Verbotes freigestellt, wenn 1 nCi Cs-134+ Cs-137 pro/l Molke nicht überschritten wurde.

Abb. 7.8.1. und Abb. 7.8.2. zeigen den Verlauf der Belastung von Schweinefleisch mit Cs-137+Cs-134. Die hohen Mittelwerte in der 25. und 26. Woche sind wahrscheinlich durch die verstärkte Probenahme in Betrieben, die Molke verfüttert haben, zu erklären. Für Gesamtösterreich lag der Probenumfang im Schnitt bei 150 Proben wöchentlich.

Ab der 27. Woche kam es zu einer starken Abnahme der Belastung, was mit dem Greifen des Molkefütterungsverbotes zusammenhängen dürfte.

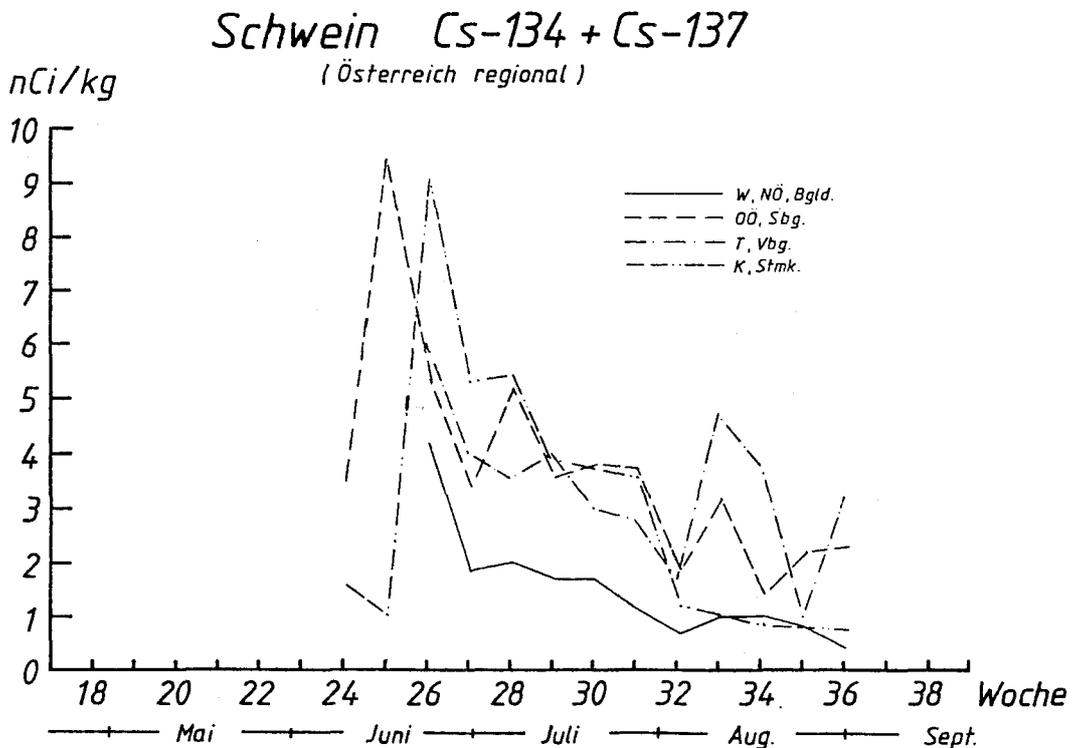


Abb. 7.8.1.: Cäsium(134+137)-Belastung von Schweinefleisch nach Regionen aufgliedert

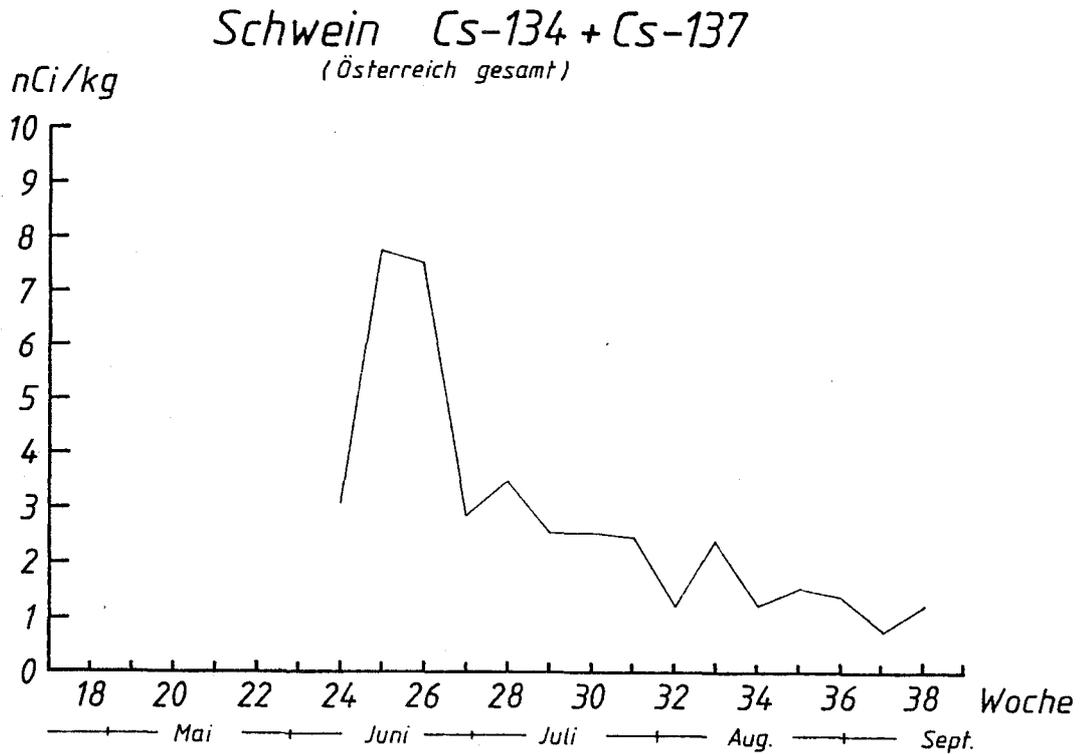


Abb. 7.8.2.: Cäsium(134+137)-Belastung von Schweinefleisch im österreichischen Durchschnitt

Rindfleisch:

Beim Rind kommt Cäsium über das Grünfutter in das Fleisch. Leider standen zum Zeitpunkt des Reaktorunfalls nur noch Restfutterbestände aus dem Vorjahr zur Verfügung, sodaß kaum Möglichkeiten einer Alternativfütterung bestanden. Durch das direkt kontaminierte Gras kam es generell zu höheren Belastungen (Abb. 7.8.3. und Abb. 7.8.4.). Für Rindfleisch gilt der Grenzwert von 16 nCi/kg Cs-134 + Cs-137.

Rind Cs-134 + Cs-137 (Österreich regional)

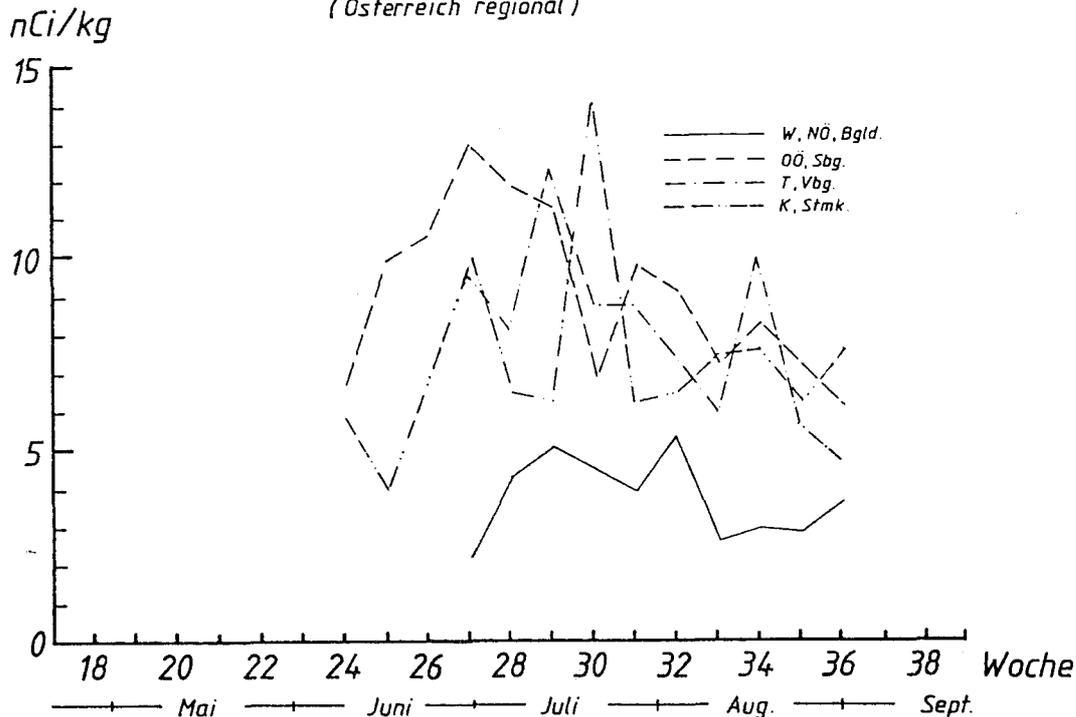


Abb. 7.8.3.: Cäsium(134+137)-Belastung von Rindfleisch nach Regionen aufgliedert

Rind Cs-134 + Cs-137 (Österreich gesamt)

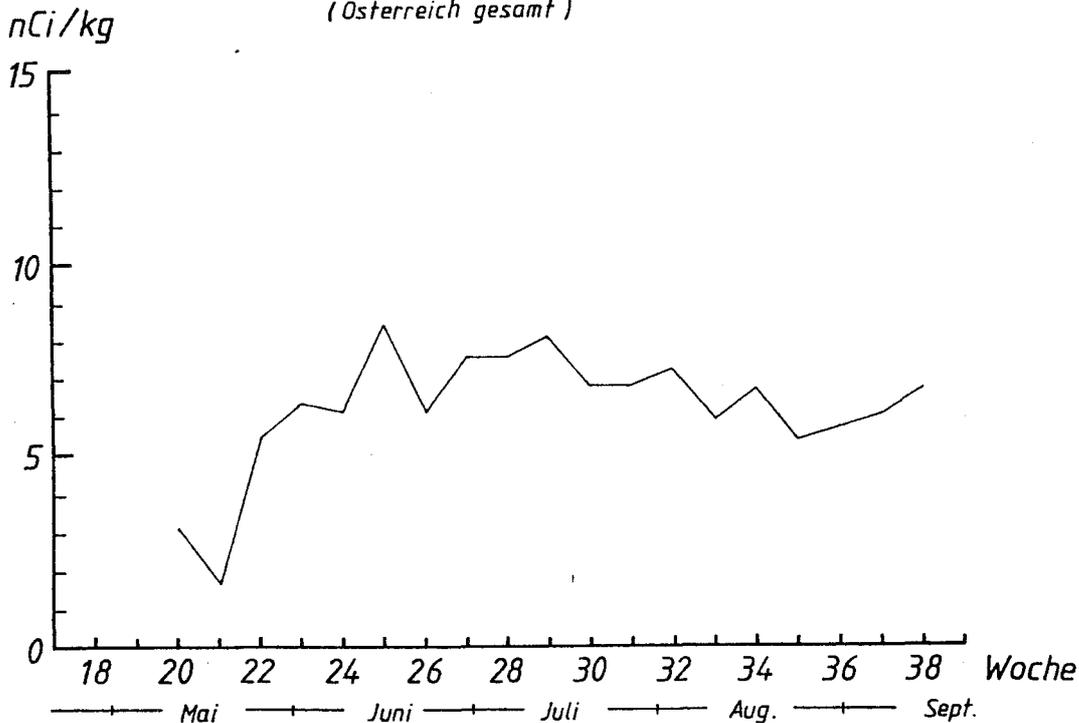


Abb. 7.8.4.: Cäsium(134+137)-Belastung von Rindfleisch im österreichischen Durchschnitt

In Ostösterreich war Rindfleisch im allgemeinen weniger belastet als im Westen. Der wöchentliche Probenumfang für die Darstellung des Verlaufs der Belastung im gesamtösterreichischen Durchschnitt (Abb. 7.8.4) liegt zwischen 134 und 247, der Probenumfang für die Regionalwerte (Abb.7.8.3.) zwischen 7 und 97. Gezielte Probenahme in Problemgebieten kann die Ursache für die in den Abbildungen ersichtlichen Schwankungen sein.

Im Winter ist mit einem Ansteigen der Radiocäsium-Belastung zu rechnen, da ja wiederum teilweise radioaktiv kontaminiertes Heu aus dem ersten Grasschnitt verfüttert werden muß.

Kalbfleisch:

Kalbfleisch wird über die Fütterung der Tiere mit Milch oder Milchaustauschern belastet. Auch hier liegt der Grenzwert für Cs-134 + Cs-137 bei 16 nCi/kg. Kalbfleisch war stärker belastet als Rindfleisch. Zeitweise überschritt eine große Zahl der Proben den Grenzwert (Abb.7.8.5.). Kalbfleisch war in Ostösterreich ebenfalls weniger belastet als in Westösterreich. Der bisher ausgewertete Probenumfang liegt zwischen 13 bis 52 Proben pro Woche.

Fleischvergleich:

Abb. 7.8.6. zeigt einen Vergleich von Schweine-, Rind- und Kalbfleisch für Österreich. Schweinefleisch ist am wenigsten belastet, weil das Verbot der Verfütterung belasteter Molke durchgesetzt werden konnte. Die Belastung von Rindfleisch liegt zwischen der von Schweinefleisch und Kalbfleisch, dessen Belastung im Mittel zeitweise nahe an den Grenzwert von 16 nCi Gesamt-Cs/kg herankommt.

Kalb Cs-134+Cs-137 (Österreich gesamt)

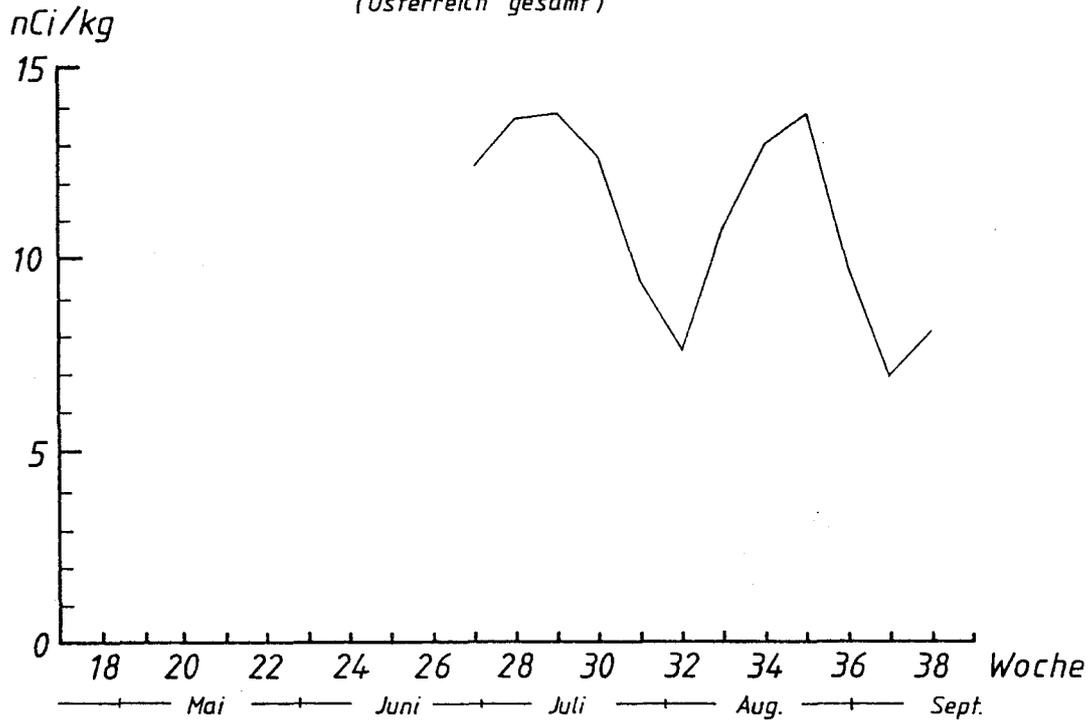


Abb. 7.8.5.: Cäsium(134+137)-Belastung von Kalbfleisch im österreichischen Durchschnitt

Fleisch Cs-134+Cs-137 (Österreich gesamt)

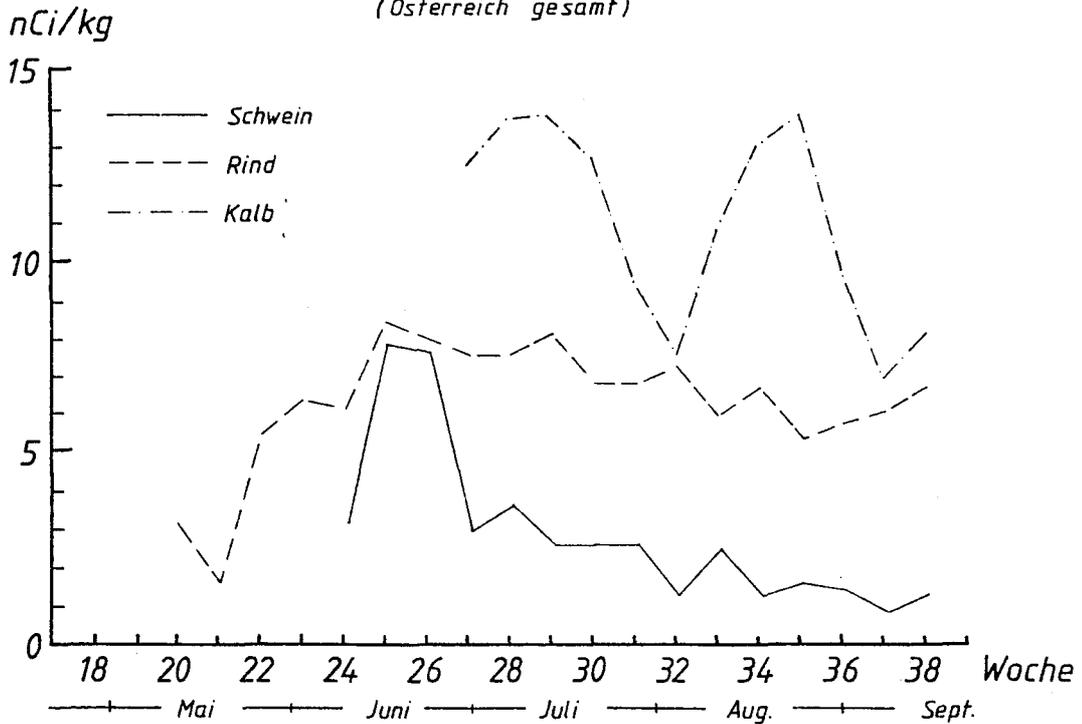


Abb. 7.8.6.: Vergleich der Cäsium(134+137)-Belastung von Kalb-, Rind- und Schweinefleisch

Geflügel:

Der Grenzwert für Geflügel (Hühnerfleisch, Truthahn, Entenfleisch, Gänsefleisch) beträgt $5\text{nCi Cs-134} + \text{Cs-137/kg}$. Dieser Grenzwert wurde bundesweit nicht überschritten, detaillierte Werte liegen erst ab der 27. Woche vor. Die Werte für Geflügelfleisch sind generell sehr niedrig. Wie Abb. 7.8.7. und 7.8.8. zeigen, ist Hühnerfleisch fast unbelastet (etwa $0,1\text{ nCi Cs-134} + \text{Cs-137/kg}$).

Der regionale Anstieg der Belastung in Oberösterreich und Salzburg in der 29. Woche könnte durch kontaminiertes Futter (Abb. 7.8.7.) zu erklären sein.

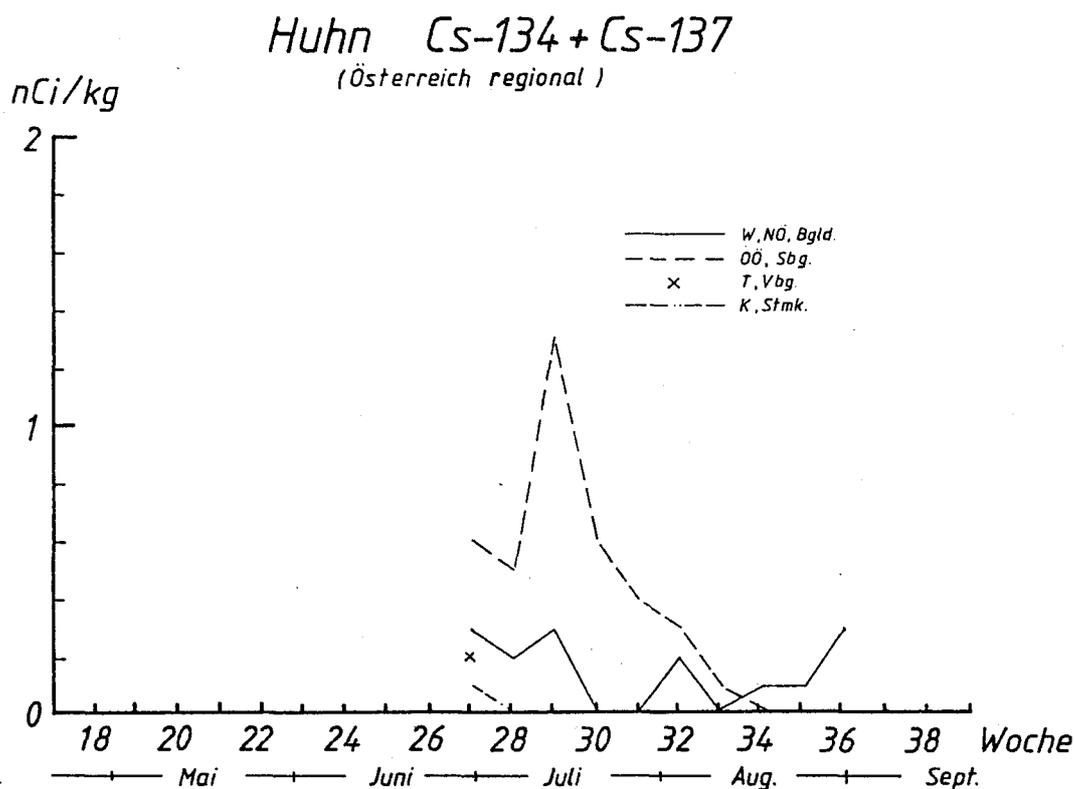


Abb. 7.8.7.: Cäsium(134+137)-Belastung von Hühnerfleisch nach Regionen aufgliedert

Huhn Cs-134+Cs-137
(Österreich gesamt)

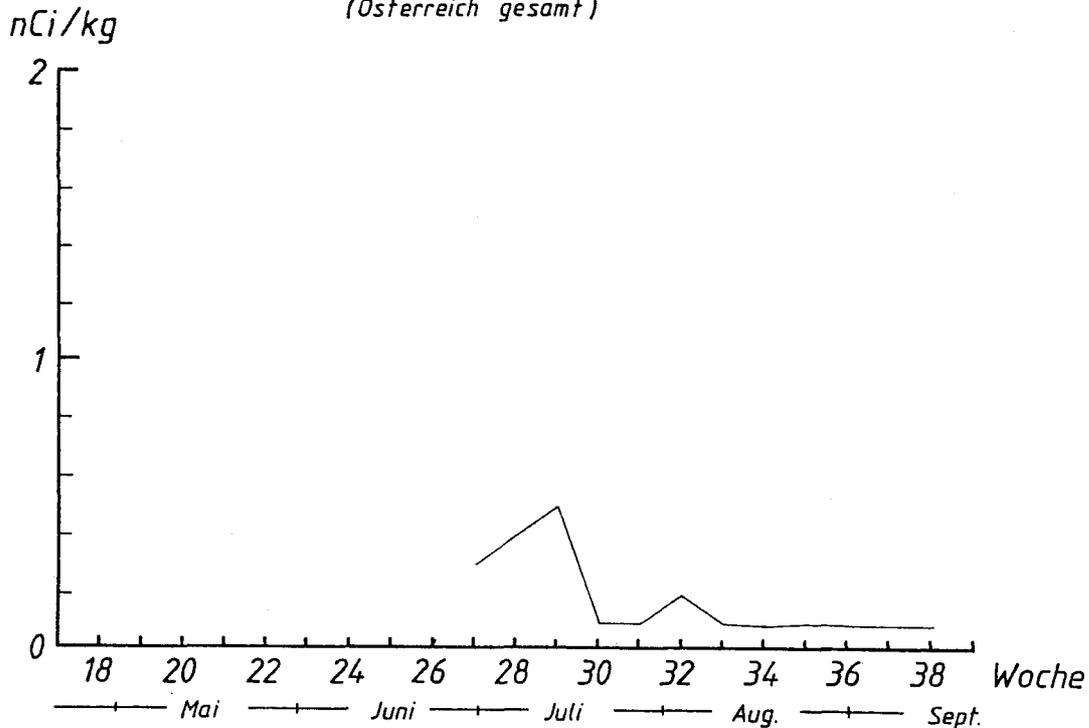


Abb. 7.8.8.: Cäsium-(134+137)-Belastung von Hühnerfleisch im österreichischen Durchschnitt

Eier:

Eier von Freilandhühnern wiesen in den ersten Wochen zum Teil hohe Jod-Werte auf. Jod reichert sich im Dotter an. In Abb. 7.8.9. ist der Verlauf der Jodkontamination in Eidottern von Freilandhühnern aus Gramatneusiedl (Niederösterreich) zu sehen. Die Jodbelastung war relativ bald abgeklungen. Cäsium wurde in Eiern (auch bei Freilandhühnern) nur in sehr geringen Konzentrationen festgestellt. Alle derzeit gemessenen Werte liegen unter 0,5 nCi pro kg.

I-131 in Eidotter

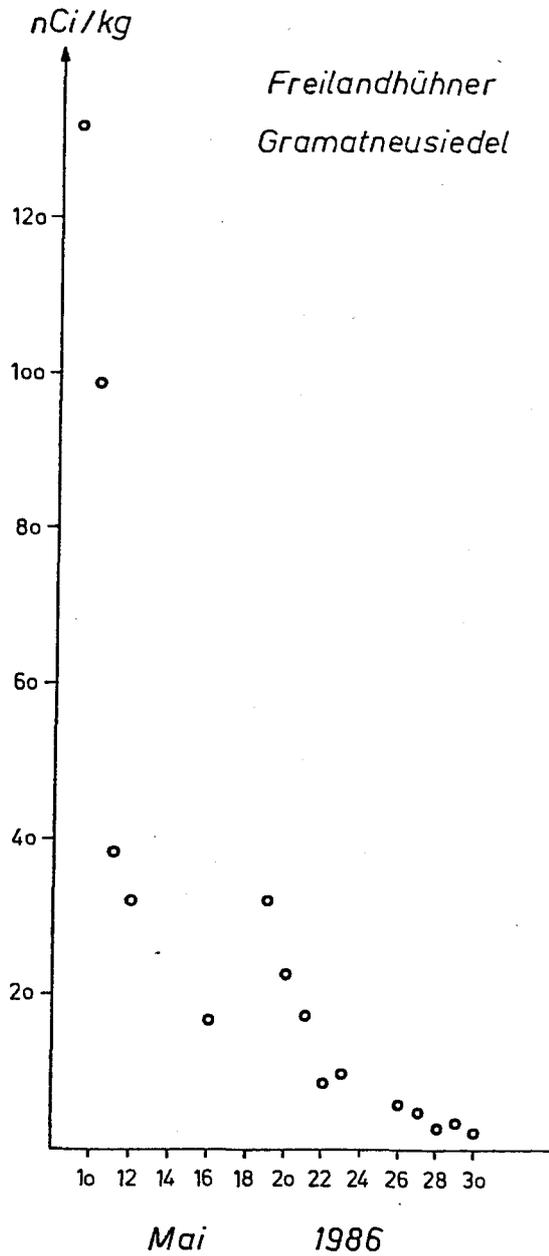


Abb. 7.8.9.: Jod-131-Belastung von Eidottern von Freilandhühnern.
Gramatneusiedl (NÖ)

Schaffleisch:

Auch bei Schaffleisch war die Situation sehr unterschiedlich. Während freiweidende oder gründefütterte Tiere sehr hohe Werte aufwiesen, enthielten Tiere aus sorgfältiger Stallhaltung nur wenig Cäsium. (Abb. 7.8.10.)

Der Grenzwert für Schaffleisch liegt bei 16 nCi Cs-134 + Cs-137/kg. Der Pro-Kopf-Verbrauch an Schaffleisch aus dem Inland ist sehr gering, wodurch der Verzehr von Schaffleisch kaum in die Dosisberechnung eingeht.

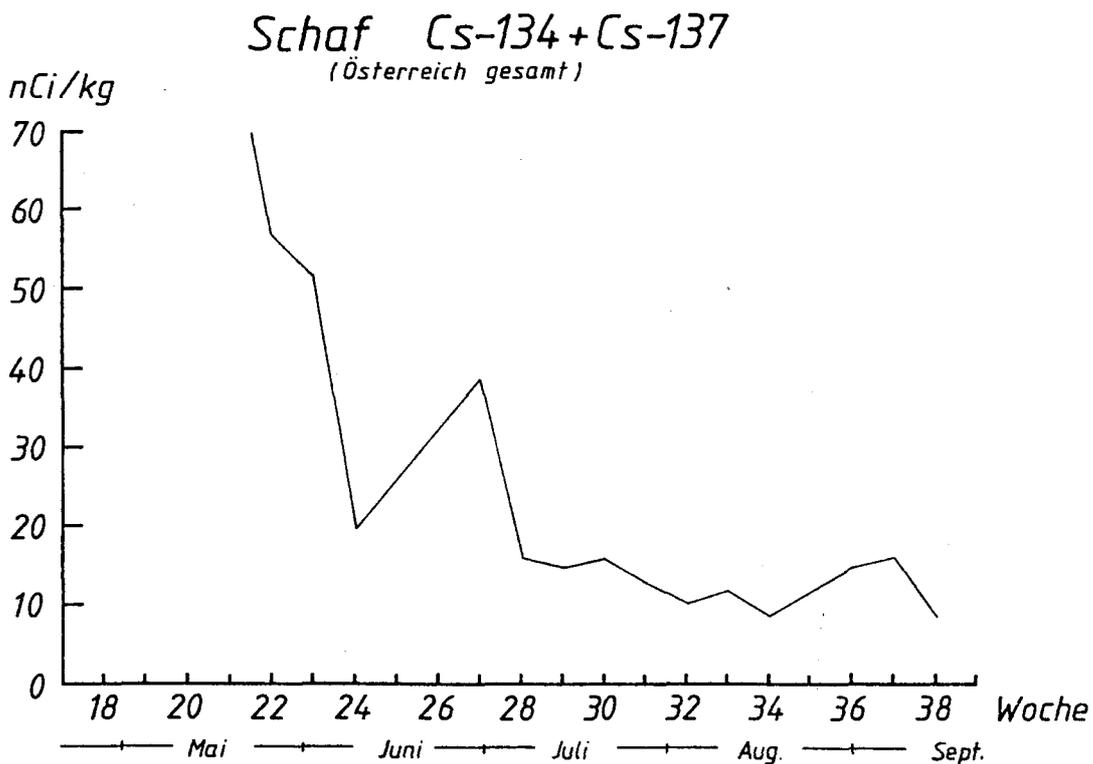


Abb. 7.8.10.: Cäsium(134+137)-Belastung von Schaffleisch im österreichischen Durchschnitt

Wild:

Für die Darstellung der Belastung von Wild (Abb. 7.8.11. und Abb. 7.8.12.) wurden die in der Gastronomie gebräuchlichen Wildarten zusammengefaßt, um die allgemeine Belastung durch Verzehr von Wildgerichten abschätzen zu können. Folgende Arten wurden berücksichtigt: Reh, Hirsch, Gemse, Mufflon, Wildschwein, Kaninchen, Hase und Fasan. Die Ernährungsweise dieser Wildarten ist sehr unterschiedlich, wodurch es natürlich auch zu sehr unterschiedlichen Belastungen kommt. So ernähren sich z.B. Wildschweine nicht von Gras, sondern von Wurzeln, Würmern etc., die sich in den etwas tieferen, unkontaminierten Erdschichten befinden.

Daher war Wildschweinfleisch wesentlich geringer belastet als z. B. Rehfleisch.

Auch hier gilt die Problematik der Ungenauigkeit aufgrund der relativ geringen Probenanzahl und eventuell gezielt genommener Proben aus hochbelasteten bzw. niedrigbelasteten Gebieten.

Obwohl die Durchschnittswerte zwischen 10 und 20 nCi Cs-134 + Cs-137/kg lagen, wurden in stark belasteten Gebieten teilweise über 100 nCi/kg gemessen.

Der Probenumfang zwischen der 26. - 31. Woche betrug 21 - 175 Meßwerte, der ab der 32. Woche nur noch 14 - 15 Werte, wobei durch die Zusammenfassung der verschiedenen Wildarten die großen Schwankungen in der Kurve zustandekommen können.

Die jährlichen Verzehrsmengen von Wildfleisch sind im Durchschnitt so gering, daß sie für die Dosisbelastung kaum eine Rolle spielen.

Wild Cs-134 + Cs-137 (Österreich regional)

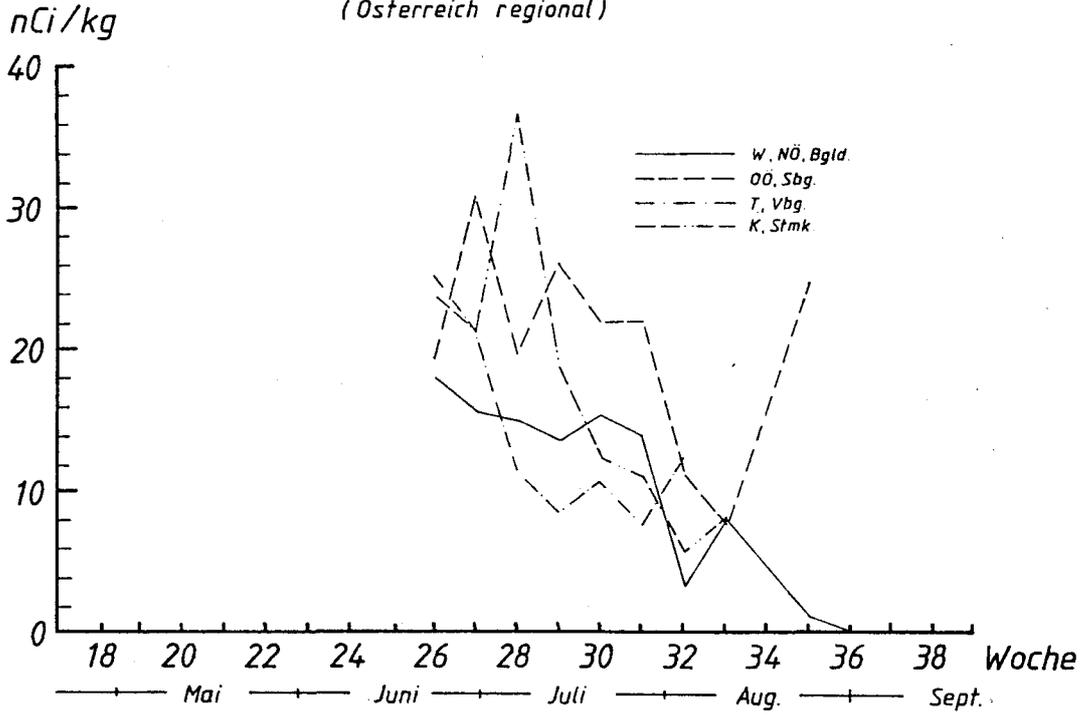


Abb. 7.8.11.: Cäsium(134+137)-Belastung von Wildfleisch nach Regionen aufgliedert

Wild Cs-134 + Cs-137 (Österreich gesamt)

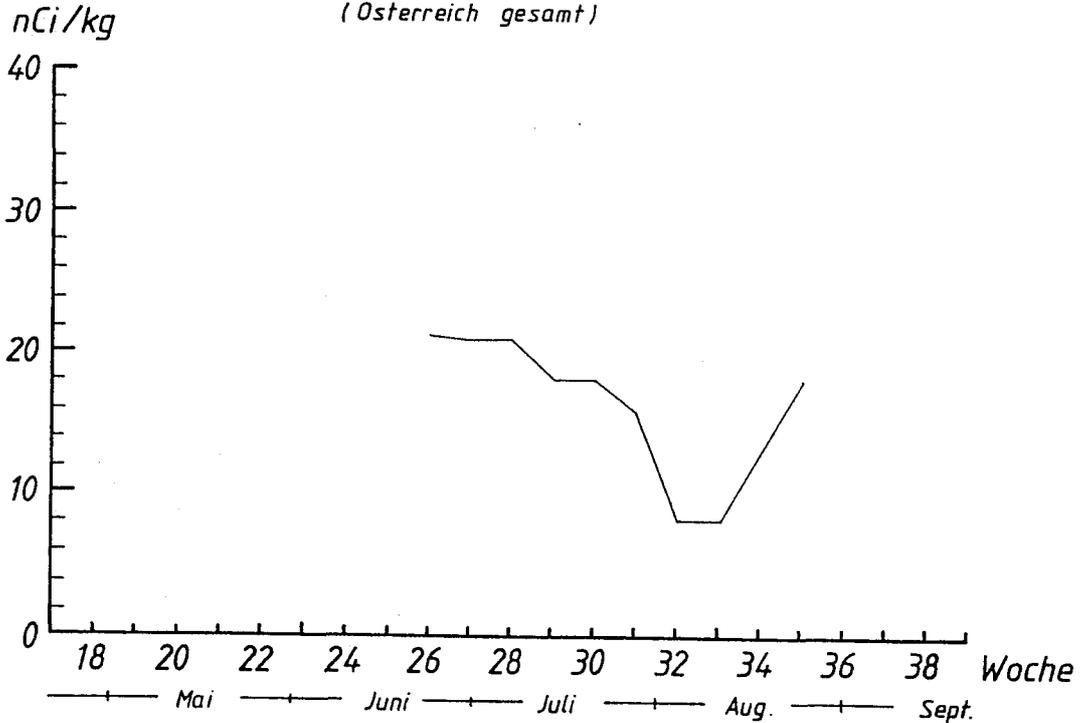


Abb. 7.8.12.: Cäsium(134+137)-Belastung von Wildfleisch im österreichischen Durchschnitt

7.9. Trinkwasser

Der Trinkwasserqualität kommt wegen der hohen täglichen Aufnahmemengen eine große Bedeutung zu. Daher wurde Trinkwasser in großem Umfang kontrolliert.

Da in Regenwasser hohe Radionuklidkonzentrationen festgestellt wurden, wurde ab dem 1. Mai dringend vor dem Genuß von Oberflächenwasser, Regenwasser aus Zisternen und Schmelzwasser aus Schnee gewarnt. Ferner wurde nachdrücklich empfohlen, das Tränken von Vieh mit Regenwasser zu vermeiden.

Zisternenwasser:

Von 26 zwischen Mitte und Ende Mai untersuchten Zisternenwässern wiesen nur 8 Proben eine J-131-Aktivität über 1 nCi/l auf, 5 davon lagen zwischen 5 und 13,5 nCi/l. Bei diesen höher belasteten Proben lag der Wert für Cs-137 zwischen 1 und 2,5 nCi/l. Es ist anzunehmen, daß diese Wässer durch bereits in den Zisternen vorhandenes Wasser bzw. durch nach dem 1. Mai gefallene gering belastete Niederschläge stark verdünnt wurden. Aus dem Gebiet Rax und Schneeberg wurden in den ersten Maitagen Zisternenwässer mit Belastungen in der Größenordnung von 270 nCi/l (Gesamt-Beta-Messungen) festgestellt.

Karstquellen:

In einigen Fällen kam es bei Karstquellen, die von Wasser mit einer kurzen Verweilzeit im Boden und Gestein gespeist werden, zu kurzfristigen Erhöhungen der Radioaktivität.

In Wien war deshalb teilweise, in Salzburg und Hallstatt in stärkerem Ausmaß mit Kontaminationen des Trinkwassers zu rechnen.

Für Wien, Salzburg (beide Städte werden teilweise mit Quellwasser versorgt) und Hallstatt (ausschließlich Quellwasser) ist derzeit die Darstellung des zeitlichen Verlaufes der Belastung verfügbar.

Die Werte für die Wiener Hochquellwasserleitungen (Abb.7.9.1.) stellen Gesamt-Beta-Werte mittels einer Low-Level Anlage dar (Messungen der hygienisch-bakteriologischen Untersuchungsanstalt der Stadt Wien), die Werte für die Fürstenbrunnquelle in Salzburg (Abb. 7.9.2.) sind mittels Flüssigszintillation ermittelt.

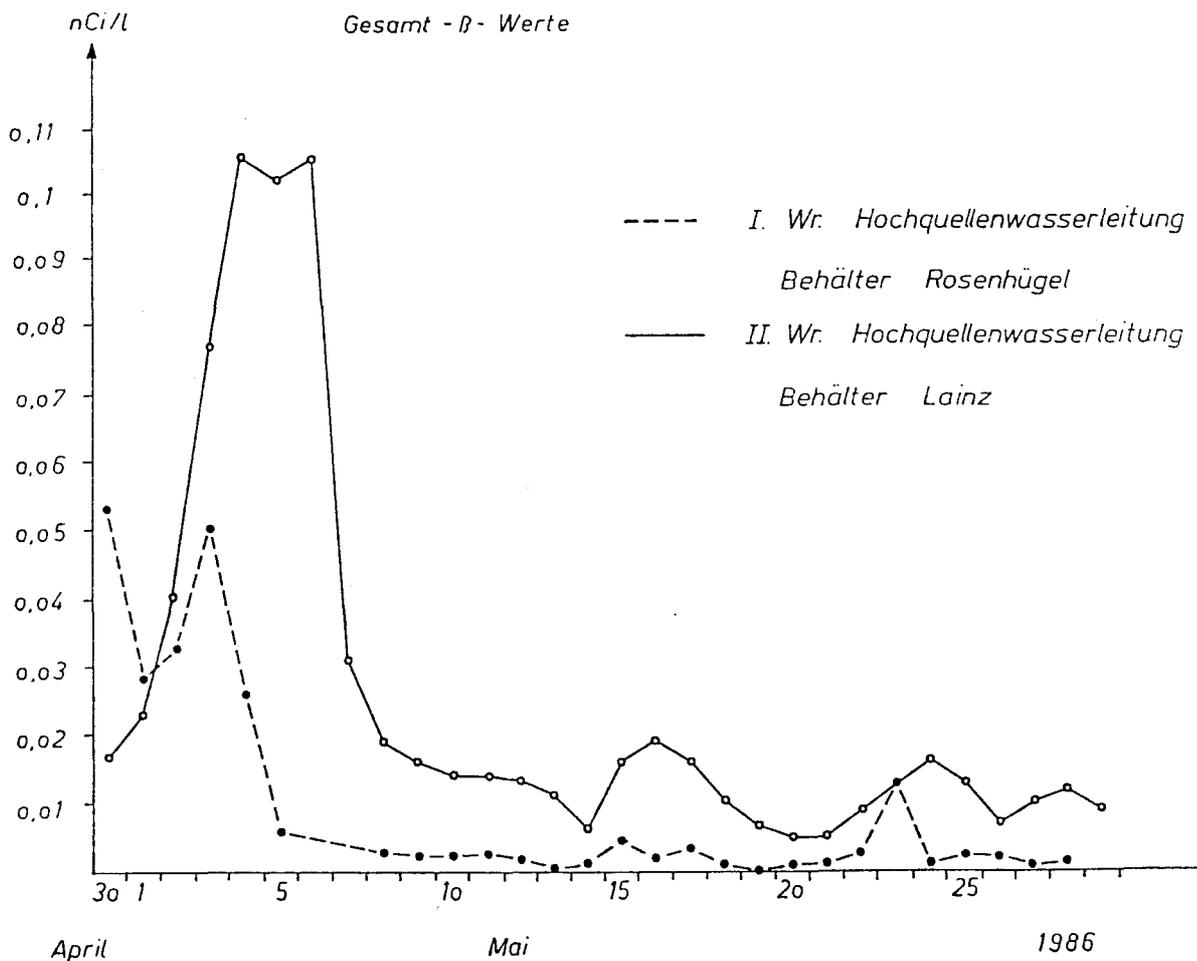


Abb. 7.9.1.: Verlauf der Gesamt-Beta-Aktivität in den beiden Wiener Hochquellwasserleitungen

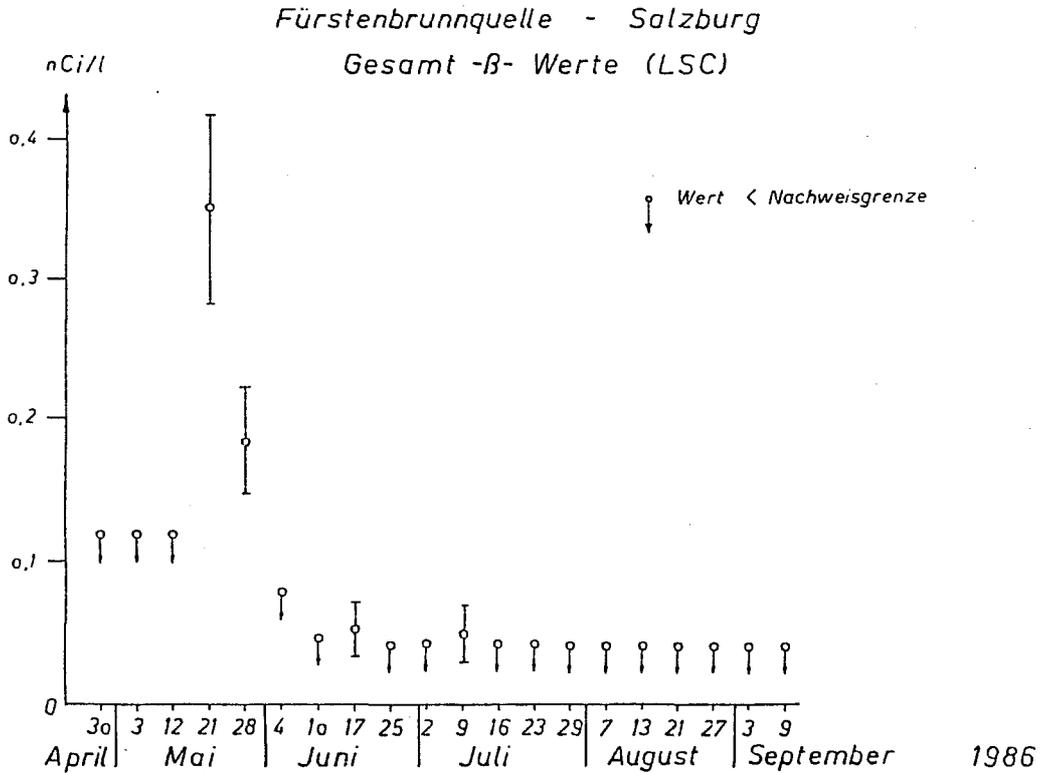


Abb. 7.9.2.: Verlauf der Gesamt-Beta-Aktivität in der Fürstenbrunnquelle, Salzburg

In Salzburg wurden 17 Quellen laufend untersucht, wobei um den 20. Mai eine markante Erhöhung der Aktivität in der Fürstenbrunnquelle auftrat.

Die Trinkwasserversorgung der Stadt Salzburg wird zu zwei Dritteln aus Grundwasser und zu einem Drittel aus der Fürstenbrunnquelle gespeist. Zwischen dem 1. und 12. Mai wurde das Wasser der Fürstenbrunnquelle nicht in das Trinkwasser eingeleitet, nachdem bereits am 30. April ein Anstieg der Radioaktivität registriert worden war.

Im Trinkwasser von Hallstatt wurden ab dem 2. Mai höhere Werte an Jod-131 festgestellt. Der Jod-131-Gehalt betrug in der Ortswasserleitung am 2. Mai 3,0 nCi J-131/l und sank dann kontinuierlich bis zum 16. Mai auf 0,4 nCi/l (Abb. 7.9.3.). Die Konzentration an Radiocäsium lag unter der Nachweisgrenze. Die Ortswasserversorgung wird durch drei Quellen gespeist. Unter den dortigen lokalen Gegebenheiten findet kaum eine Filterung der Niederschläge statt und das Wasser erscheint nach kurzer Zeit in der Quelle.

Die Gemeinde Hallstatt wurde von den erhöhten J-131-Werten verständigt. Eine Sperrung des Wassers war vorbereitet und innerhalb eines halben Tages wäre eine Ersatzversorgung mit Tankwagen und durch weitere Quellen der Umgebung gewährleistet gewesen. Wegen des kontinuierlichen Abfalls der J-131-Belastung wurde aber auf Maßnahmen dieser Art verzichtet. Es wurden auch keine Einschränkungen beim Genuß von Trinkwasser empfohlen.

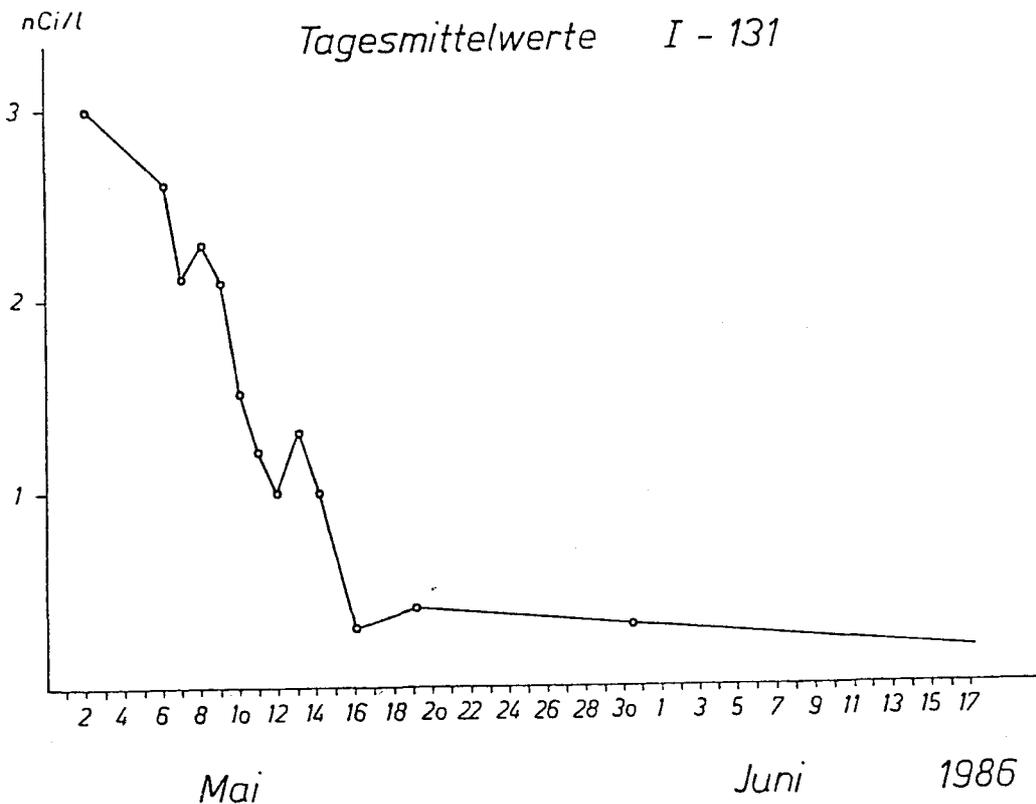


Abb. 7.9.3.: Verlauf der Jod-131-Belastung im Trinkwasser von Hallstatt

Brunnenwasser:

Bei Brunnenwasser wurden teilweise schwache Kontaminationen festgestellt, die durch Deposition aus der Luft verursacht worden sein könnten. Da Cäsium bereits in den obersten Schichten der Erde (1 cm Tiefe) sehr fest adsorbiert wird, ist eine Verunreinigung von Grundwasser praktisch ausgeschlossen. (Siehe auch Kap. 6.6.)

Oberflächenwasser:

Oberflächenwasser wird in Österreich in sehr geringem Ausmaß zur Trinkwasserversorgung herangezogen. Bei der üblichen Aufbereitung wird die Aktivität auf ca. ein Viertel herabgesetzt, wie in Abb. 7.9.4. (Wientalwasserwerk) gezeigt wird.

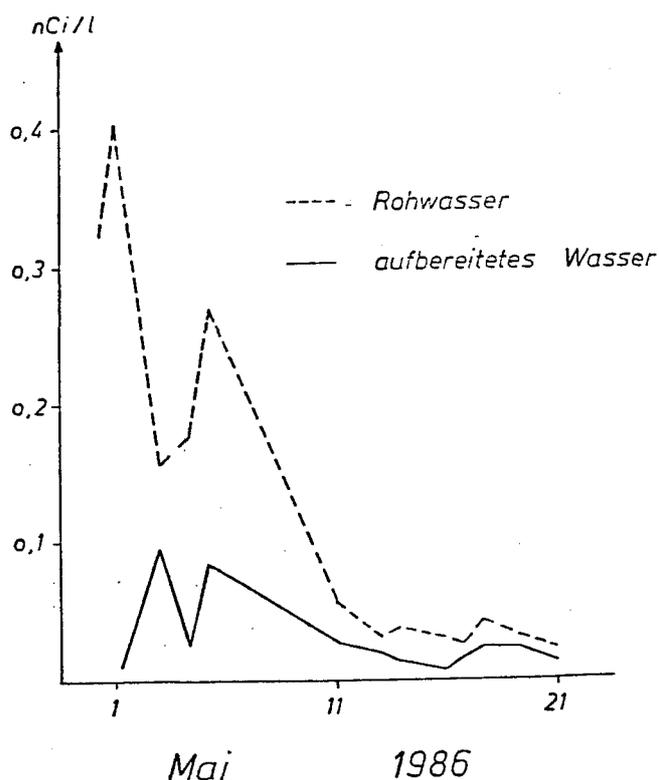


Abb. 7.9.4.: Abnahme der Gesamt-Beta-Aktivität bei der Trinkwasseraufbereitung im Wientalwasserwerk

Uferfiltrate zeigen ebenfalls eine wesentlich geringere Kontamination als der Fluß, wie sich im Grundwasserwerk Nußdorf (Wien) an der Donau zeigte.

8. Futtermittel

8.1. Molke

Bei der Verarbeitung von Milch zu Käse bleibt der Großteil des Radiocäsiums in der Molke zurück. (vgl. Abb. 7.4.1.) Molke wird in der Schweinemast als Futtermittel verwendet. Da für die Käseproduktion zum Teil höher belastete Milch verwendet wurde, stellte die Verwendung der dabei anfallenden Molke zu Fütterungszwecken ein Problem dar.

Bereits geringe Belastungen der Molke an Cäsium führen bei der Verfütterung zu Grenzwertüberschreitungen im Schweinefleisch (vgl. Kap. 8.3.). Deshalb wurde Anfang Juni die Molkeverfütterung generell verboten. Ab dem 23. Juni durfte das Verbot von den Landeshauptmännern aufgehoben werden, wenn 1 nCi Cs-137 + Cs-134/l nicht überschritten wurde. Abb. 8.1.1. und Abb. 8.1.2. zeigen den Verlauf der Belastung der Molke mit Radiocäsium zwischen der 22. und 25. Kalenderwoche (Ende Mai bis zur 3. Juni-Woche). Die regionale Aufgliederung (Abb.8.1.2.) zeigt, daß die Molke in den stärker belasteten Gebieten Oberösterreichs und Salzburgs ebenfalls höher belastet war. Im gesamtösterreichischen Durchschnitt (Abb.8.1.1.) läßt sich erkennen, daß die Belastung langsam von knapp 6 nCi Cs-137 + Cs-134/l in der 22. Woche auf 3 nCi/l in der 25. Woche abnahm. Der Probenumfang betrug zwischen 40 und 142 pro Woche.

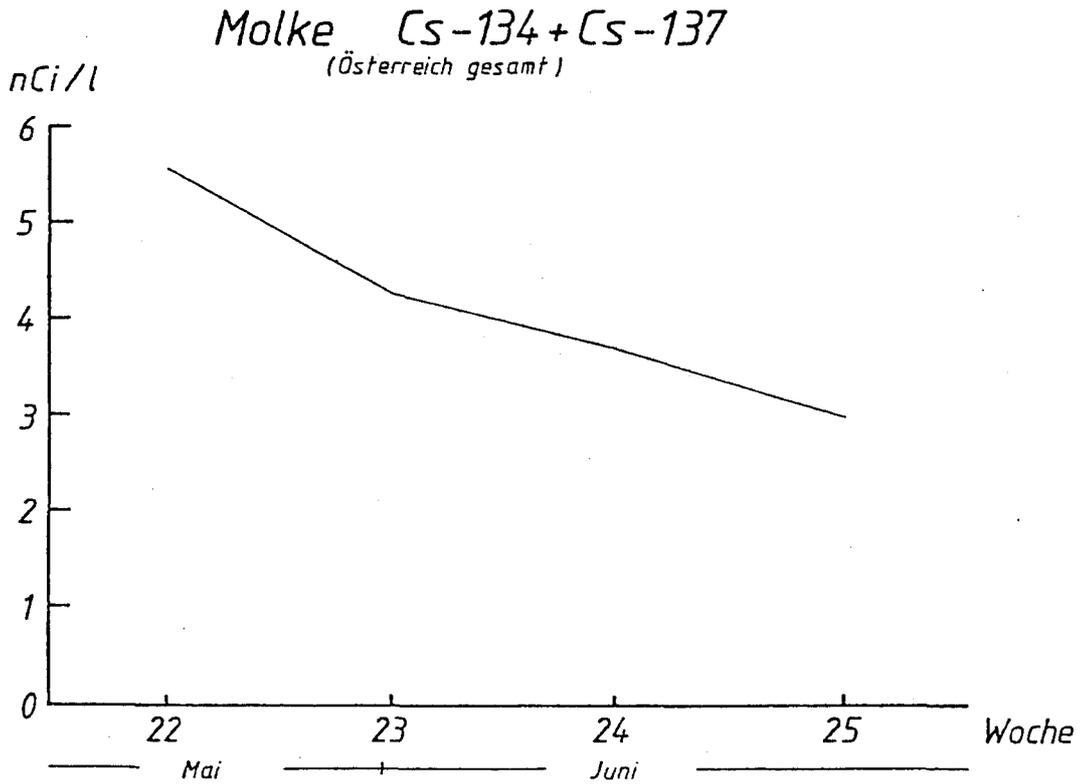


Abb. 8.1.1.: Cäsium(134+137)-Belastung der Molke im österreichischen Durchschnitt

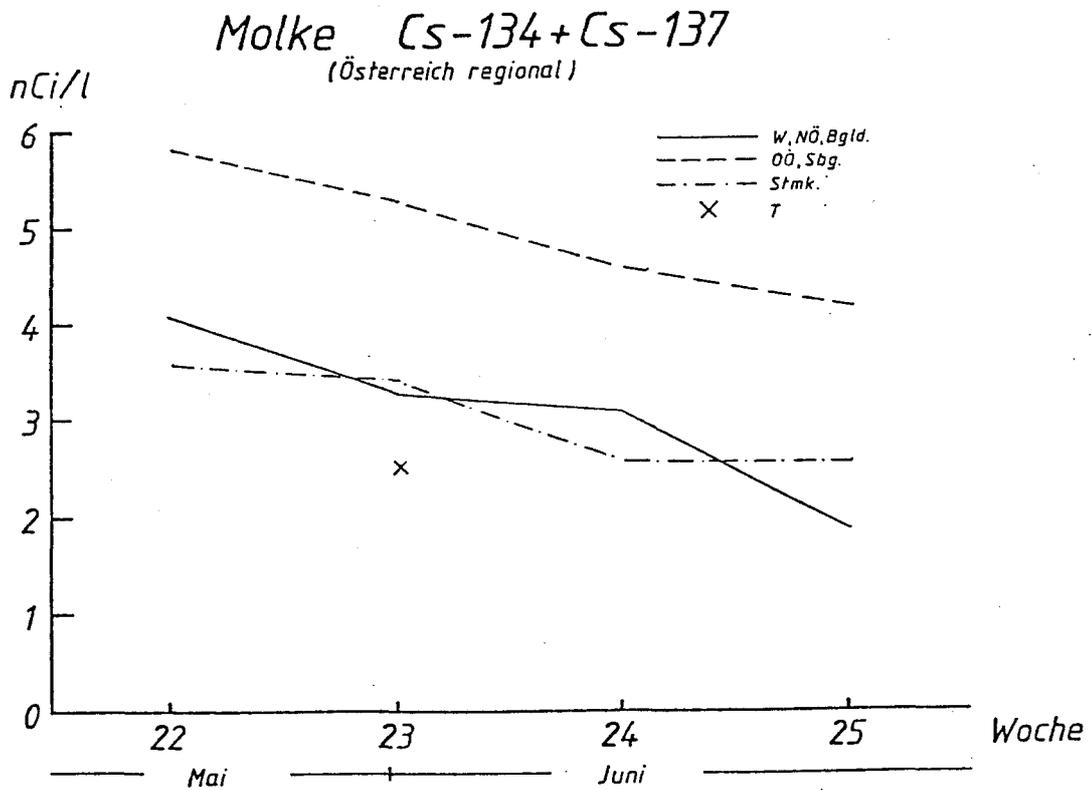


Abb. 8.1.2.: Cäsium(134+137)-Belastung der Molke nach Regionen aufgliedert

8.2. Gras, Heu, Silagen und andere Futtermittel

In Kap. 6.5. wurde die Kontamination des Grases ausführlich behandelt. Aufgrund der in Kap. 8.3. beschriebenen Fütterungsversuche und auch der von der WHO empfohlenen Berechnungsgrundlagen würde Gras mit mehr als etwa 8 nCi/kg bei der Verfütterung an Rinder zu Fleisch mit etwa 16 nCi Cs-137 + Cs-134/kg (also dem in Österreich gültigen Grenzwert) führen. Wie aus Kapitel 6.5. ersichtlich ist, liegt der größte Teil der gemessenen Grasproben zum Teil weit über diesem Wert. Daher war es notwendig, in größerem Umfang Futtermittel zu untersuchen, um Fütterungsstrategien zur Vermeidung stark kontaminierten Fleisches zu entwickeln.

In Zusammenarbeit mit dem Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft wurden vom Umweltbundesamt ausgedehnte Meßreihen zur Erfassung der Kontamination von Futtermitteln durchgeführt. Bei Silomais lagen fast alle Proben, die im gesamten Bundesgebiet gezogen wurden, unter der Nachweisgrenze für Cs-137. Bei Stroh wurden im allgemeinen niedrigere Werte gemessen (bis 1 nCi/kg Gesamt-Cs). Eine Ausnahme bildet Wintergerstenstroh, wo Werte bis über 10 nCi/kg auftraten.

Eine groß angelegte Aktion zur Messung von Heu aus mehreren Schnitten wurde ebenfalls durchgeführt.

In der Steiermark wurde die radioaktive Belastung des Heus aus dem ersten und zweiten Grasschnitt aufgegliedert nach Gemeinden bestimmt. Die Ergebnisse sind in zwei Karten (Abb. 8.2.1. und 8.2.2.) dargestellt.

Steiermark

1986

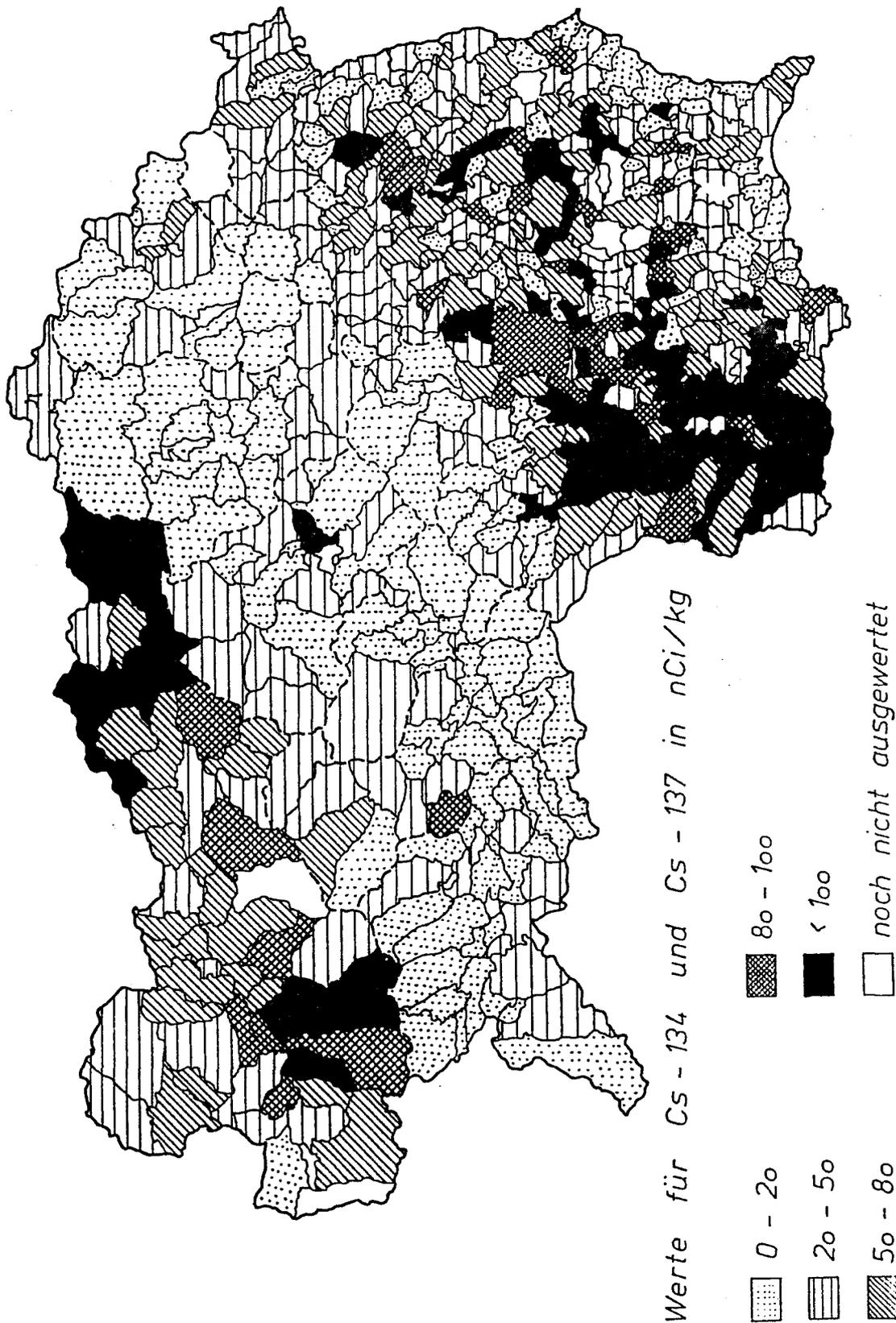


Abb. 8.2.1.1.: Cäsium-137-Belastung des Heus, 1. Schnitt, in der Steiermark nach Gemeinden aufgeschlüsselt.

Steiermark 1986

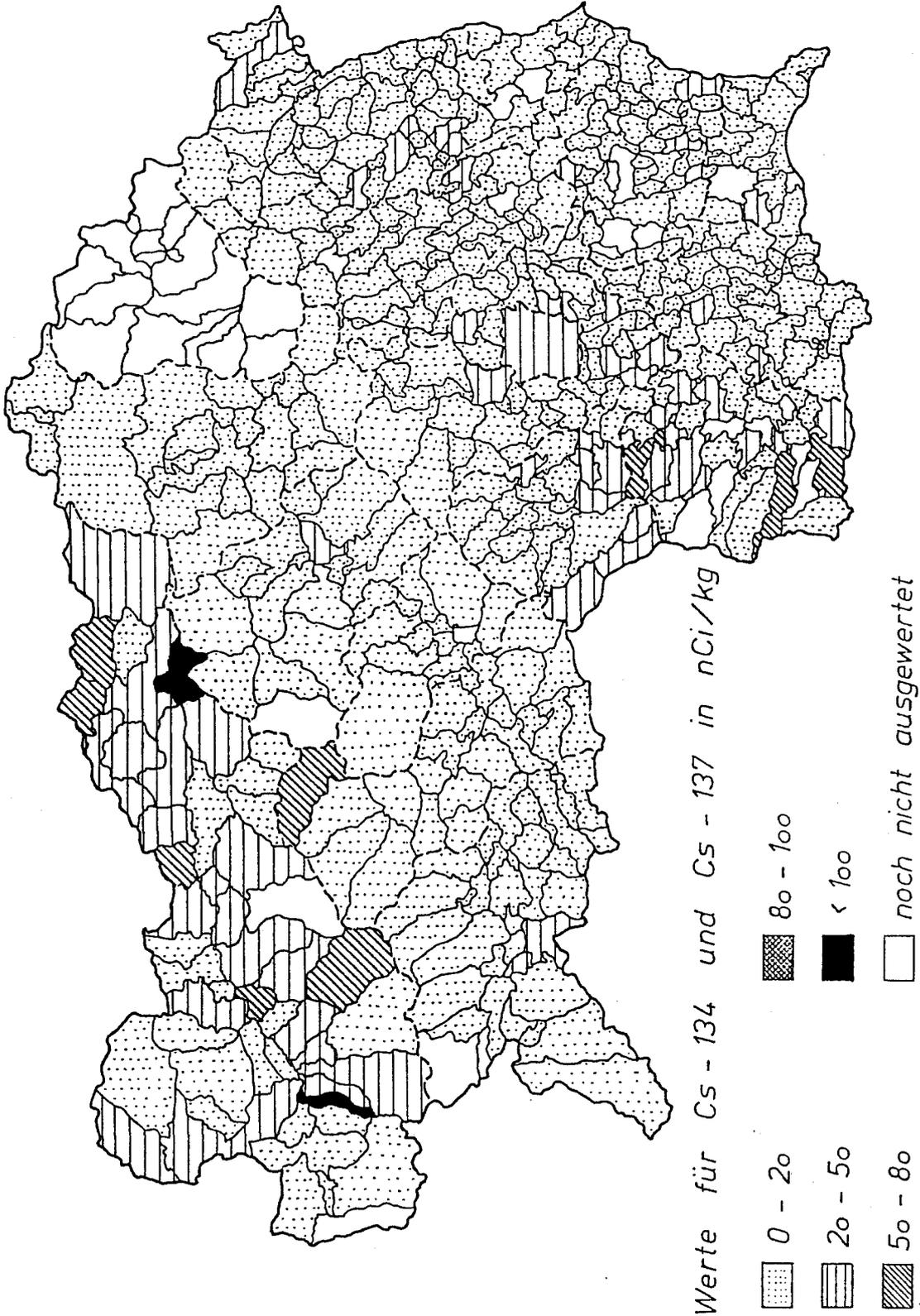


Abb. 8.2.2.: Cäsium-137-Belastung des Heus, 2. Schnitt in der Steiermark nach Gemeinden aufgeschlüsselt

Zusammen mit Analysen weiterer Futtermittel wurde damit die Grundlage für entsprechende Fütterungspläne geschaffen. Eine gute Übersicht über die Verstrahlung verschiedener Futtermittel liegt nunmehr vor. Es ist daraus zu schließen, daß trotz der schlechten Situation beim ersten Schnitt eine weitgehende Reduzierung der Fleischbelastung durch entsprechende Futtermittelkombinationen möglich ist.

8.3. Fütterungsversuche

Aus dem im Fallout von Tschernobyl vorhandenen Radionuklidgemisch ist für die Kontamination von Fleisch (und auch für Milch nach Abklingen des Jod-131) nur Cäsium-137 und Cäsium-134 von Bedeutung. Gemeinsam mit dem Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft und einigen seiner Bundesanstalten und Versuchswirtschaften wurden daher vom Umweltbundesamt Fütterungsversuche an Kälbern, Kalbinnen, Masttieren, Milchkühen, Lämmern und Schweinen durchgeführt. Es sollten einerseits die aus der Literatur bekannten Daten über Transferfaktoren und biologische Halbwertszeiten für Cäsium in diesem realen Fall überprüft und andererseits die Effektivität verschiedener Futterzusätze, die angeblich die Aufnahme des Cäsiums in das Fleisch und die Milch der Tiere hemmen, getestet werden. Die kurze biologische Halbwertszeit kann bei Rindern genutzt werden, die Belastung des Fleisches durch eine kontaminationsfreie Fütterung vor der Schlachtung deutlich zu verringern. Dazu sind Lebendmessungen notwendig, für die die Grundlagen vom Umweltbundesamt erarbeitet wurden.

Für die Versuche wurde ein hochauflösendes transportables Gamma-spektrometer zur nuklidspezifischen Analyse eingesetzt. Die Erfahrungen, die bei den Messungen gewonnen wurden, flossen in die österreichweit eingeführten Lebendmessungen von Schlacht-tieren ein. Dabei wird mit Gammameßgeräten niedriger Auflösung der Cäsiumgehalt von Rindern abgeschätzt, um hochbelastete Tiere überhaupt nicht zur Schlachtung zu bringen.

Im Körper des Tieres stellt sich bei Zufütterung von gleichmäßig hochbelastetem Futter nach einiger Zeit ein Gleichgewicht zwischen Aufnahme und Abgabe von Cäsium ein, das von der Cäsiumkonzentration im Futter und dem Zusatzstoff abhängig ist. Die Zeit, nach der das Gleichgewicht erreicht wird, ist darüberhinaus abhängig von der Vorbelastung des Tieres. Aus der pro Tag ohne Zusätze verfütterten Menge an radioaktivem Cäsium und der daraus nach Einstellung des Gleichgewichts resultierenden Kontamination des Fleisches wird der Transferfaktor (TF) ermittelt.

Als Ergebnis der Fütterungsversuche kann zusammengefaßt werden, daß sich die in dieser realen Kontaminationssituation ermittelten Werte für Transferfaktoren und biologische Halbwertszeiten für Cäsium durchaus mit einigen der Literaturangaben decken.

Aus den bisherigen Untersuchungen ergeben sich für die Tiergruppen, die in Tab. 8.3.1. zusammengefaßten Werte, wobei berücksichtigt werden muß, daß nur eine kleine Gruppe von Tieren getestet worden ist.

Tabelle 8.3.1.: Transferfaktoren für Cäsium (Futter -
Fleisch) für einige Tiere

$$\text{Berechnung: TF} = \frac{\text{nCi/kg Fleisch}}{\text{nCi tägl. Aufnahme}}$$

Tiergruppe	Futterart	TF experimentell	TF Literatur
Kälber	Milchaustauscher	0,12 - 0,45	0,004-0,42
Kalbinnen	Heu	0,016- 0,051	} 0,004-0,075
	Weide	0,027- 0,054	
Maststiere	Heupellets	0,007- 0,011	
Lämmer	Heu	0,7	
	Weide	0,95	
Schweine (Ferkel)	Molke	0,6	0,004-0,44

Für den Transfer von Futter in Milch wurden aus den Versuchen bei Milchkühen (Verfütterung von Heupellets) bisher Faktoren im Bereich von 0,0012 bis 0,0025 errechnet.

Unterschiede in den Transferfaktoren ergeben sich nicht nur zwischen den einzelnen Tieren, sondern auch bei demselben Tier zu verschiedenen Zeiten.

Bei Absetzen des belasteten Futters wird das radioaktive Cäsium mit einer bestimmten biologischen Halbwertszeit ausgeschieden. Im Fall des Cäsiums kann die physikalische Halbwertszeit wegen ihrer Länge von 30 Jahren bzw. 2,1 Jahren vernachlässigt werden.

Tabelle 8.3.2. gibt erste Resultate für biologische Halbwertszeiten, die bei Fütterung ohne Zusätze aufgrund von Lebedntiermessungen in relativ kleinen Gruppen ermittelt wurden.

Tabelle 8.3.2.: Biologische Halbwertszeiten für Cäsium für einige Tiere

Tiergruppe	Futterart	experimentell ermittelte biologische Halbwertszeit
		Tage
Kälber	Milchaustauscher	23,9 \pm 3,4
Kalbinnen	Heu + Silagen	16,8 \pm 3,2
Maststiere	Heupellets	27,4 \pm 3,5
Lämmer	Heu	18,9 \pm 2,2

Der Transferfaktor und die biologische Halbwertszeit werden von Futterzusatzstoffen beeinflusst.

Die Wirksamkeit der getesteten Futterzusatzstoffe ist sehr unterschiedlich. Im allgemeinen ist der Effekt von Chemikalien, wie Berliner Blau, Kaliumhexacyanoferrat oder Ammoniumeisenhexacyanoferrat ("Giese-Salz"), durch die das Cäsium im Magen-Darm-Trakt in Form unlöslicher Komplexe gebunden und sodann ausgeschieden wird, wesentlich größer als der von Tonmineralien (wie Bentonit, Bolus alba), an denen Cäsium nur adsorbiert wird. Wegen der noch unklaren toxikologischen Auswirkungen sind die erstgenannten Chemikalien derzeit in Österreich nicht als Futterzusätze zugelassen. Die beste Art, die Fleischbelastung gering zu halten, ist die Fütterung mit unkontaminiertem Futter in der Zeit vor der Schlachtung.

9. Maßnahmen zur Minimierung der Strahlenbelastung: eine Chronologie

- Sa, 26.4.
1.23 Uhr
- In Tschernobyl (Ukraine) kommt es in einem der vier Reaktorblöcke zu einer Explosion, die das Dach des Gebäudes beschädigt.
- So, 27.4.
- In Schweden und Finnland werden erste Erhöhungen der Dosisleistung registriert und als natürliche Schwankung der Hintergrundaktivität fehlinterpretiert.
- Mo, 28.4.
9.00 Uhr
- Im Atomkraftwerk Forsmark (Schweden) wird eine ungewöhnlich hohe Radioaktivität festgestellt. Nachdem ein Schaden im eigenen AKW ausgeschlossen werden kann, wird vermutet, daß in der UdSSR ein kerntechnischer Unfall passiert ist.
- 24.00 Uhr
- Die Nachrichtenagentur TASS meldet, daß der Kernreaktor Tschernobyl havariert ist.
- Di, 29.4.
nachmittag
- Im östlichen Österreich beginnt die Radioaktivität in der Luft zu steigen.
- Mi, 30.4.
7.00 Uhr
- Nachdem in Kärnten Strahlenpegel 3 der achtteiligen Warnskala des österreichischen Frühwarnsystems gemessen worden ist, wird Kindern und Schwangeren über den ORF empfohlen, in geschlossenen Räumen zu bleiben.
- 13.00 Uhr
- Die Empfehlung kann wieder aufgehoben werden, da sich herausgestellt hat, daß der Großteil der Luftaktivität mit den Niederschlägen ausgewaschen worden ist.

Am Vormittag findet im Bundesministerium für Gesundheit und Umweltschutz die erste Expertensitzung statt.

Im Laufe des Tages steigen in ganz Österreich die Dosisleistungsmesswerte des Strahlenfrühwarnsystems.

17.00 Uhr

Das Bundesministerium für Gesundheit und Umweltschutz gibt die erste Warnung vor Frischgemüse, Weiden und Grünfütterung von Milchvieh, Strauch- und Staubkontakt sowie Sandkastenspielen von Kindern an die Medien weiter und empfiehlt als Vorsichtsmaßnahme, die Schuhe abzuwischen und öfter als sonst die Hände zu waschen.

Ab 30. April hilft das Bundesheer beim Transport der Lebensmittelproben, mit ABC-Spüreinheiten und bei der Dekontamination von Fahrzeugen an den Grenzübertrittsstellen. Später stellt das Bundesheer Fachpersonal für die Probenuntersuchung zur Verfügung. Feuerwehren, Zollwachen und Gendarmerien sind ebenfalls bei Kontrollen und Dekontamination an Grenzübertrittsstellen beteiligt.

Täglich werden mit Hubschraubern des Bundesheeres und des Innenministeriums mindestens 700 Milchproben in die Labors (UBA-Wien und Linz, Bundesanstalt für Lebensmitteluntersuchung und -forschung und Österr. Forschungszentrum Seibersdorf) gebracht und dort analysiert, wobei alle 214 Molkereien erfaßt werden.

30.4./1.5.

In der Nacht auf den 1. Mai 1986 befürchteten Experten des Bundesministeriums für Gesundheit und Umweltschutz eine weitere Verschlechterung der Situation. Seit 20.00 Uhr sinkt allerdings die Luftaktivität im Raum Wien, wo sie am höchsten gestiegen war. Anfängliche Hinweise auf einen

Schaden an einem 2. Reaktorblock des Kernkraftwerkes Tschernobyl stellen sich als falsch heraus. Eine Änderung der Windrichtung von Nord-Ost auf Süd wird vorhergesagt. Daher kann auf eine Empfehlung, am 1. Mai die Häuser nicht zu verlassen, verzichtet werden.

Do, 1.5.

Die Meßstellen des Frühwarnsystems registrieren die höchsten Dosisleistungen. In Wien wird nach wie vor Pegel 1, in weiten Teilen des Bundesgebietes, insbesondere nach lokalen Regenfällen, Pegel 2 und bei einzelnen Meßstellen Pegel 3 erreicht.

Das Bundesministerium für Gesundheit und Umweltschutz warnt zusätzlich davor, Kinder im Freien spielen zu lassen, vor Kontakt mit Pfützen, vor der freien Luft ausgesetzten Gegenständen und vor Kontakt mit Haustieren. Für Vieh wird empfohlen, Grünfütterung und Weide zu unterlassen. Vor dem Genuß von Regenwasser aus Zisternen wird gewarnt, ebenso vor der Einnahme jodhaltiger Medikamente. Im Bundesministerium für Gesundheit und Umweltschutz wird ein Telefonauskunftsdienst eingerichtet.

Fr, 2.5.

Eine Expertengruppe des Bundesministeriums für Gesundheit und Umweltschutz errechnet einen tolerierbaren Grenzwert für Milch.

Milch mit mehr als 10 nCi J-131/l darf nicht als Frischmilch in den Verkehr gebracht werden. Zur Frischmilchversorgung soll die am wenigsten kontaminierte Milch herangezogen werden.

Die bereits abgegebenen Empfehlungen bleiben aufrecht. Den Landeshauptmännern wird empfohlen, Milchkühe nur mit Trockenfuttermitteln zu füttern; Futterpflanzen sind zu mähen und unter Dach zu lagern.

Sa, 3.5.

Die erste Koordinationsbesprechung mit Vertretern der Länder findet statt.

Die laufenden Kontrollen der Frischmilch haben vorerst nur in wenigen Fällen die Überschreitung der vom Bundesministerium für Gesundheit und Umweltschutz festgelegten Grenze von 10 nCi J-131/l ergeben. Die Länder werden aufgefordert, in diesen Fällen die Milchauslieferung zu verbieten.

Weiters werden die Länder aufgefordert, dem Beispiel der Steiermark zu folgen und die Fütterung von Grünfütter vorläufig zu untersagen. Das Bundesministerium für Gesundheit und Umweltschutz rät vom Direktkauf von Frischmilch am Bauernhof dringend ab.

An die Landeshauptmänner ergeht die Weisung, die Grünfütterung von Vieh zu verbieten.

Die Landeshauptmänner werden angewiesen, Einfuhrverbote für Milch, Milcherzeugnisse, Frischobst bzw. Frischgemüse aus Bulgarien, Polen, Rumänien, der CSSR, der UdSSR und aus Ungarn vom 4. bis 15. Mai zu erlassen.

So, 4.5.

Die Landeshauptmänner werden abermals nachdrücklich aufgefordert, das Weiden und Füttern von Milchvieh mit frischem Grünfutter zu verbieten. In den Fällen, wo eine Trockenfütterung nicht möglich ist, soll die Milch gegenüber der Molkeerei deklariert werden.

Das Bundesministerium für Gesundheit und Umweltschutz warnt vor dem Genuß von Schaf- und Ziegenmilchprodukten.

Mo, 5.5.

Obwohl die vom Strahlenfrühwarnsystem gemessene Radioaktivität weiter abnimmt, empfiehlt das Bundesministerium für Gesundheit und Umweltschutz, die empfohlenen Vorsichtsmaßnahmen weiter einzuhalten, um die Belastungen auf ein Minimum zu reduzieren. Vom Verzehr von Frischgemüse wird abgeraten. Der Genuß von Trinkwasser ist unbedenklich. Die Versorgung mit unbedenklicher Frischmilch ist sichergestellt. Es kommt ausschließlich geprüfte Milch auf den Markt.

Di, 6.5.

Der Verkauf von im Inland in Freikulturen gezogenem Blattgemüse (insbesondere Spinat, Salat, Kochsalat, Kraut, Kohl), Karfiol, Hülsenfrüchten und Tomaten wird verboten, außer an Betriebe, die aus diesen Gemüsen Tiefkühlkost oder Konserven herstellen. Diese Betriebe verpflichten sich zu einer Kontrolle vor der Auslieferung der Ware.

Das Einfuhrverbot von Frischgemüse, Frischobst, Milch und Milcherzeugnissen wird auf Italien und Jugoslawien ausgeweitet.

Alle bisherigen Empfehlungen des Bundesministeriums für Gesundheit und Umweltschutz bleiben weiterhin aufrecht.

Mi, 7.5. In einer Sitzung im Bundesministerium für Gesundheit und Umweltschutz mit den Landeshauptmännern wird beschlossen, die in einigen Bundesländern bereits absolut verbotene Grünfütterung und Weide von Vieh aufzuheben. Es wird aber dringend empfohlen, Milchkühe soweit als möglich nicht mit Grünfütterung zu versorgen. Soweit dieser Empfehlung nicht entsprochen wird, ist die Milch gegenüber der Molkerei zu deklarieren.

Das Einfuhrverbot von Milch und Milcherzeugnissen, Frischgemüse und Frischobst wird auf Albanien, Griechenland und die Türkei ausgedehnt.

Lastkraftwagen und Eisenbahnzüge aus Polen, Rumänien und der UdSSR werden stichprobenweise auf äußere radioaktive Verunreinigung überprüft und zurückgewiesen, wenn sie sich als stark kontaminiert erweisen.

Do, 8.5. Der Verkauf von Schaf- und Ziegenmilch sowie von Schaf- und Ziegenkäse wird verboten.

Mo, 12.5. In den Bezirken Salzburg Stadt und Hallein wird die Molkefütterung verboten. In Tirol wird Salat zum Verkauf freigegeben. Er ist jedoch bei der Ernte eine Lage höher zu schneiden.

Mi, 14.5. Die Kontrolle und Dekontamination ausländischer Fahrzeuge für den Gütertransport an der österreichischen Grenze wird bis einschließlich 22.5. verlängert.

Do, 15.5. Schaf- und Ziegenmilch sowie Schaf- und Ziegenkäse können verkauft werden, wenn sichergestellt ist, daß keine radioaktive Kontamination vorliegt.

Das Verkaufsverbot für Frischgemüse und das Einfuhrverbot für Milch, Milcherzeugnisse, Frischgemüse und Obst werden bis 22.5. verlängert.

Es wird nochmals klargestellt, daß Gemüse unter Folienvlies oder unter Tunnel als Freilandgemüse anzusehen ist.

Fr, 16.5. Die Schonzeiten für Wild werden bis 1.6. verlängert. Die Einfuhr von Wild aus europäischen Staaten und der UdSSR wird verboten.

Das Bundesministerium für Gesundheit und Umweltschutz empfiehlt, Molke nicht zu verfüttern.

Di, 20.5. Das Verkaufsverbot für Salat aus Freilandkulturen wird aufgehoben.

Mi, 21.5. Das Bundesministerium für Gesundheit und Umweltschutz empfiehlt den Landeshauptmännern, die Grünfütterung von Milchvieh noch möglichst lange zu vermeiden. Der 1. Grasschnitt soll möglichst früh vorgenommen und getrennt gelagert werden. Mit dem Almaftrieb soll bis zum Vorliegen weiterer Untersuchungsergebnisse zugewartet werden.

Fr, 23.5. Es wird eine Verordnung nach dem Lebensmittelgesetz erlassen, nach der von den Einfuhrbeschränkungen betroffene Lebensmittel eingeführt werden dürfen, wenn eine Unbedenklichkeitsbescheinigung vorliegt.

In den folgenden Tagen werden Grenzwerte für radioaktive Belastung einzelner Lebensmittelgruppen vom Bundesministerium für Gesundheit und Umweltschutz festgelegt bzw. neu festgelegt:

Übersicht über die Lebensmittelgrenzwerte (nCi pro kg oder l)

Vollmilch, Sauermilch, Joghurt und ähnliche Milcherzeugnisse:

- ab 2.5. 10 nCi J-131; nach Möglichkeit sollen nur Produkte bis zu 5 nCi in den Handel gebracht werden.
- ab 26.5. 5 nCi J-131
- ab 19.5. 2 nCi Cs-137; der Grenzwert ist so zu handhaben, daß er möglichst nicht überschritten wird.
- ab 31.5. 5 nCi Cs-137; nach Möglichkeit sollen nur Produkte bis zu 2 nCi in den Handel gebracht werden.
- ab 17.7. Für Schaf- und Ziegenmilch und Produkte daraus gelten dieselben Grenzwerte wie für Kuhmilch und deren Produkte.

Kinder-, Säuglingsnahrung (eßfertige Zubereitung):

- ab 23.5. 0,3 nCi Cs-137

Käse:

- ab 7.5. Verbot des Verkaufs von Schafmilch, Ziegenmilch und Produkten daraus, Ausnahmen ab 14.5.
- ab 31.5. 10 nCi Cs-137 + Cs-134 für Schnittkäse, Weichkäse, Sauermilchkäse, Schmelzkäse, Frischkäse einschl. Topfen.
- ab 6.6. 16 nCi Cs-137 + Cs-134 für Hartkäse, Schnittkäse, Weichkäse, Sauermilchkäse, Schmelzkäse.

- ab 9.6. 5 nCi Cs-137 Frischkäse einschl. Topfen
- ab 17.7. Für Schaf- und Ziegenmilch und Produkte daraus gelten dieselben Grenzwerte wie für Kuhmilch und deren Produkte.

Gemüse, Obst, Pilze und Erzeugnisse daraus:

- 5.5. - 22.5. Verkaufsverbot von Frischgemüse
- ab 20.5. Aufhebung des Verbots für Salat
- ab 23.5. 5 nCi J-131
- ab 5.6. 3 nCi Cs-137 für Obst, Gemüse, Pilze und
2 nCi J-131 Erzeugnisse daraus
- ab 26.6. 10 nCi Cs-137 können für Ribisel gestattet werden, wenn sie an Betriebe verkauft werden, die daraus Marmelade, Fruchtsaft oder Fruchtsirup erzeugen.
- 18.9. 16 nCi Cs-137 + Cs-134 Nüsse (Walnüsse), Haselnüsse und anderes Schalenobst (ohne Schale)

Fleisch:

- ab 3.6. 5 nCi Cs-137 + Cs-134
Für Fleisch, Innereien und anderen genießbaren Schlachtanfall von Geflügel und Schweinen (ausgen. Wildschweine) sowie totes Geflügel.

ab 3.6. 15 nCi Cs-137 + Cs-134

ab 9.6. 16 nCi Cs-137 + Cs-134

Für Fleisch, Innereien und anderen genießbaren Schlachtanfall von anderen Tieren als vorstehend genannt, einschl. Wildschweine, Hasen, Kaninchen, Federwild und anderem Wild.

Fleischwaren entsprechend der verwendeten Ausgangsware und dem Herstellungsverfahren (Abtrocknung).

ab 15.7. Die Grenzwerte für Wildbret werden aufgehoben.

Honig:

ab 9.6. 16 nCi Cs-137 + Cs-134

Di, 27.5. Fleischproben zeigen noch keine erhöhte Radioaktivität. Das Bundesministerium für Gesundheit und Umweltschutz empfiehlt, Fleischvieh bis zur Schlachtung in Ställen zu belassen, den ersten Schnitt bei der Heuernte so früh wie möglich zu setzen und separat zu lagern und den Bewuchs der Almen vor der Beweidung zu untersuchen. Bundesminister Kreuzer warnt vor der Verwendung von Molke als Futtermittel.

Mi, 28.5. Das Wildabschußverbot bzw. die Schonzeit und das Wildeinfuhrverbot werden bis 15.6. verlängert.

Es wird dringend empfohlen, das Molkefütterungsverbot sicherzustellen.

Sa, 31.5. Im Land Salzburg wird die Abgabe von Molke für Fütterungszwecke verboten.

Mo, 2.6. Die Landeshauptmänner werden angewiesen, die Molkefütterung zu untersagen.

Mi, 4.6. Das Inkrafttreten des Molkefütterungsverbotes wird verschoben.

Mi, 11.6. Die Einfuhrbeschränkungen für bestimmte Lebensmittel werden aufgehoben.

Den Landeshauptmännern wird freigestellt, das Wildabschuß- und Verkaufsverbot aufzuheben, wenn sichergestellt werden kann, daß der Grenzwert nicht überschritten wird.

Mo, 16.6. Das Bundesministerium für Gesundheit und Umweltschutz warnt vor selbstgezo-gem Gemüse, das bereits längere Zeit im Garten gestanden ist, ebenso vor Pilzen und Waldbeeren. Als zusätzliche Vorsichtsmaßnahme sollen Säuglinge bis zum 12. Monat in der nächsten Zeit mit Säuglingsnahrungsmitteln ernährt werden. Trinkwasser ist unbedenklich. Kinder dürfen ohne weiteres im Freien spielen.

Di, 17.6. Die Abgabe von Molke für Fütterungszwecke in der Schweine- und Kälberzucht wird verboten.

Für die Entsorgung der Molke bieten sich industrielle Verwertung (Laktoseerzeugung), Einbringung in Kläranlagen und Lagerung vertrockneter Molke an. Sollten diese Maßnahmen nicht ausreichen, soll die überschüssige Molke in Vorfluter (Fließgewässer) unter Bedachtnahme auf möglichst geringe Auswirkungen eingebracht werden.

- Juni Im Juni laufen Forschungsprogramme mit dem Ziel an, den Landwirten konkrete Hinweise zu geben, wie sie den Schaden gering halten können. Es werden Fütterungsversuche unternommen und Möglichkeiten der Messung der Belastung am lebenden Tier erprobt.
- Mo, 23.6. Im Einzelfall können vom Molkefütterungsverbot Ausnahmen bewilligt werden, wenn sichergestellt ist, daß 1 nCi Cs-137 + Cs-134/kg Molke bzw. Magermilch nicht überschritten wird und das Fleisch dieser Tiere den Fleischgrenzwert nicht überschreitet.
- Mi, 2.7. Das Bundesministerium für Gesundheit und Umweltschutz teilt der Presse mit, daß gegen den Genuß von Wildpilzen keine Einwände mehr bestehen.
- Im Bundesministerium für Gesundheit und Umweltschutz findet eine Besprechung mit Ländervertretern und Vertretern der verantwortlichen Behörden über die Kontrolle von Vieh und Fleisch statt.
- Do, 3.7. Das Bundesministerium für Gesundheit und Umweltschutz veranstaltet am Naschmarkt eine Gemüseaktion, bei der Bundesminister Kreuzer über die sehr geringe radioaktive Belastung von Gemüse informiert.
- Fr, 4.7. Die Zahl der Milchproben, die täglich untersucht werden, wird reduziert.

Di, 8.7.

Das Bundesministerium für Gesundheit und Umweltschutz gibt eine Zusammenfassung der Strahlensituation heraus:

In im Handel befindlichen Lebensmitteln sind lediglich absolut tolerierbare Reste radioaktiver Substanzen zu finden. Der Aufenthalt im Freien ist unbedenklich. Direkter Kontakt mit dem Boden (z.B. beim Sonnenbaden) sollte jedoch vermieden werden.

Aus dem Boden werden vom nachwachsenden Gemüse kaum radioaktive Substanzen aufgenommen. Bei Obst kann es zu etwas höheren Werten kommen, da radioaktive Substanzen von den Blättern in die Früchte verlagert werden können.

Die Abnahme der Belastung der Milch ist langsamer als erwartet vor sich gegangen. Der Ab-Hof-Verkauf ist wieder möglich, nur in Oberösterreich und Salzburg sollte die Milch weiterhin über den Handel bezogen werden. Käse enthält wenig Radioaktivität. Wild ist weiterhin stark belastet. Trinkwasser ist in ganz Österreich unbedenklich.

Di, 15.7.

Die Beschränkungen des Imports oder Verkaufs von Wildbret (samt den festgelegten Grenzwerten) werden aufgehoben. Zugleich wird darauf hingewiesen, daß Wildbret, soweit es nach dem Tschernobyl-Unfall gewonnen wurde, von Erwachsenen in der üblichen kleinen Verzehrmenge ohne Bedenken verzehrt werden kann, daß aber die Risikogruppen Schwangere, stillende Mütter, Kleinkinder und Kinder Wildbret nur sehr selten verzehren oder vom Verzehr Abstand nehmen sollten.

Do, 17.7. Das Verbot des Verkaufs von Schaf- und Ziegenmilch und Produkten daraus wird ebenfalls aufgehoben. Es gelten die entsprechenden Grenzwerte für Milch und Milchprodukte.

Das Aufbringen von Klärschlamm auf landwirtschaftlich genutzte Flächen wird verboten.

Do, 18.9. Für Nüsse (Walnüsse), Haselnüsse und anderes Schalenobst wird ein Grenzwert von 16 nCi Cs-137 + Cs-134 pro kg (ohne Schale) festgelegt.

Fr, 3.10. Vom Bundesministerium für Gesundheit und Umweltschutz werden Strahlenmessungen an lebenden Rindern vor der Schlachtung mit einer während der Sommermonate entwickelten Meßmethode angeordnet.

10. Vergleich mit dem Fallout aus Kernwaffenversuchen

Ab 1945 wurden Nuklearwaffentests in der Atmosphäre durchgeführt, wobei die umfangreichsten Versuchsserien von 1954-1958 und 1961-1962 stattfanden. Neben dem lokalen Fallout in ca. 100 km Umkreis des jeweiligen Testgeländes erfolgte dabei eine weltweite Verteilung von radioaktiven Spaltprodukten einerseits in die Troposphäre, ähnlich wie im Fall der Reaktorkatastrophe von Tschernobyl, hauptsächlich jedoch über stratosphärischen Fallout mit teilweise jahrelangen Verzögerungszeiten. Dabei waren vor allem mittlere Breiten der nördlichen Hemisphäre betroffen.

Messungen der Belastungen aus dem Bombenfallout sind auch in Österreich erfolgt, sodaß die damals entstandenen Belastungen abgeschätzt werden konnten. Im Unterschied zur gegenwärtigen Situation erfolgte die Deposition nicht innerhalb weniger Tage, sondern in kontinuierlicher Form über längere Zeiträume.

Maßnahmen zur Dosisreduktion wurden damals weltweit nicht ergriffen. Die erfolgten Kontaminationen waren allerdings ein wichtiges Argument für die Beendigung der Kernwaffenversuche in der Atmosphäre durch die wichtigsten Staaten.

Die Flächendeposition aus den Kernwaffenversuchen in mittleren Breiten der nördlichen Hemisphäre (UNSCEAR 1982) sowie Abschätzungen für Österreich nach dem Reaktorunfall von Tschernobyl sind in Tab. 10.1. zusammengestellt.

Daraus ist ersichtlich, daß die Plutoniumbelastung infolge des Reaktorunfalls in Tschernobyl im Vergleich zu jener aus dem Kernwaffenfallout völlig vernachlässigbar ist. Die Strontium-90-Belastung ist nach dem Reaktorunfall deutlich geringer. Bei Jod-131 und Cäsium-137 hingegen beträgt die Belastung in Österreich nach Tschernobyl ein Mehrfaches des kumulierten Fallouts der Kernwaffenversuche.

Tab. 10.1.: Vergleich der am Boden deponierten Aktivitäten infolge der Kernwaffenversuche (kumulierte Aktivitäten bis 1980, nach UNSCEAR 1982) und infolge des Reaktorunfalls von Tschernobyl (geschätzt) in Österreich. Werte in Nanocurie pro Quadratmeter.

Nuklid	Kernwaffentests	Tschernobyl
Pu-239/40	1,6	0,001 - 0,01
Sr-90	87	2 - 40
J-131	350	700 - 10 000
Cs-137	140	25 - über 2000

Sowohl bei den Kernwaffenversuchen als auch nach Tschernobyl blieben die Belastungen aus der Aerosolaktivität über Inhalation geringfügig im Vergleich zu der mit der Nahrung aufgenommenen Aktivität.

Abbildungen 10.1. und 10.2. stellen die mittlere Tageszufuhr an Strontium-90 und Cäsium-137 als Folge der Kernwaffentests dar. Die Tageszufuhr an Strontium-90 betrug im Jahr 1964 ca. 60 pCi pro Tag und ab 1967 ca. 20 pCi pro Tag. Im Jahr 1963 wurden im Durchschnitt 0,5 nCi Cäsium täglich aufgenommen. Ab 1967 sank die tägliche Aufnahme auf unter 0,1 nCi. Im Vergleich dazu liegen die nach ähnlichen Methoden errechneten mittleren täglichen Aufnahmemengen für die Zeit Mai 1986 bis April 1987 für Strontium-90 bei ca. 20 pCi pro Tag und für Cäsium-137 bei ca. 1.8 nCi pro Tag (vgl. Kapitel 11). Sie sind somit infolge des Reaktorunfalls für Sr-90 niedriger, für Cs-137 jedoch deutlich höher.

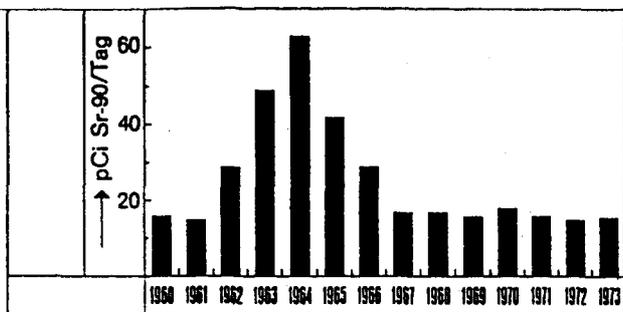


Abb. 10.1.:
Tageszufuhr von Sr-90 durch Lebensmittel bei der städtischen Bevölkerung Österreichs in den Jahren 1960 - 1973.

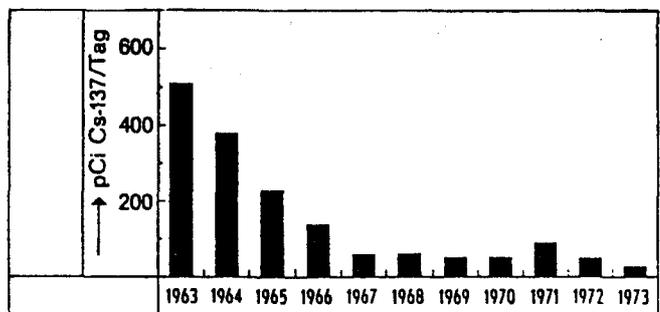


Abb. 10.2.:
Tageszufuhr an Cs-137 durch Lebensmittel bei der städtischen Bevölkerung Österreichs in den Jahren 1963 - 1973.

Quelle: BMGU 1975:
Radioaktivitätsmessungen in Österreich in den Jahren 1970 - 1974

11. Dosisabschätzung

Zur Abschätzung der in Österreich in der Folge des Reaktorunfalls von Tschernobyl aufgetretenen Strahlenbelastungen wurde im BMGU eine Arbeitsgruppe unter dem Vorsitz von P. Vychytil gebildet, die aus Fachleuten verschiedener Institutionen zusammengesetzt war. (vgl. Kap. 11.9.)

11.1. Einleitung

Die bisherigen Abschnitte des vorliegenden Berichts zeigen, daß über die Strahlenbelastung in Österreich in der Folge des Reaktorunfalls in Tschernobyl umfangreiches Datenmaterial vorliegt, sodaß für die seither abgelaufenen Monate eine gute Abschätzung von Personendosiswerten möglich ist. Eine detaillierte Auswertung in diesem Sinne wird auch noch in einigen Jahren wichtige neue Einblicke bringen. Die Belastung kommender Monate kann derzeit nur grob abgeschätzt werden.

Eine Abschätzung der Personendosis, die aufgetreten wäre, wenn keine behördlichen Maßnahmen zum Schutz der Bevölkerung vor der Strahlenbelastung gesetzt worden wären, ist schwierig und nicht mit vergleichbarer Genauigkeit möglich.

Die hier durchgeführten Abschätzungen umfassen die Belastungspfade über äußere Strahlung, Inhalation und Ingestion. Die Submersionsbelastung (externe Strahlung bei Aufenthalt in der radioaktiven Wolke) blieb unbedeutend (weniger als 1 mrem). Die für die Inhalation bedeutendsten Nuklide sind J-131, Ru-106, Te-132, für die Ingestion J-131, Cs-134 und Cs-137. Davon ist J-131 nur für den ersten Monat nach dem Fallout von Bedeutung. Der Beitrag weiterer Nuklide wie Strontium-90 und Ruthenium-106 wird ebenfalls kurz behandelt.

Um die Belastung durch mehrere Nuklide nebeneinander berücksichtigen zu können, wurde neben der Berechnung von Organdosen für das jeweilige kritische Organ (z.B. Schilddrüse durch Jod-131, Tellur-132, Cäsium-137 u.a.) auch eine Berechnung der Effektivdosis nach ICRP vorgenommen. Die Effektivdosis ist die Summe der gewichteten Organdosen. Der Gewichtungsfaktor setzt das Risiko aus der Organbelastung mit dem Risiko einer Ganzkörperbelastung in Beziehung; er beträgt z.B. für die Schilddrüse 0,03, für das rote Knochenmark 0,12. Das heißt, daß eine Schilddrüsendosis von 33 mrem hinsichtlich des Krebstodesrisikos einer Ganzkörperbelastung von 1 mrem entspricht.

Für Kinder wurden die Gewichtungsfaktoren der ICRP beibehalten. Die exakte Zulässigkeit dieser Annahme ist Gegenstand internationaler Fachdiskussionen.

Ein großes Problem für die Dosisabschätzung stellen die regionalen Unterschiede der Belastungen dar, die in einzelnen Gebieten durchaus nicht für alle Belastungspfade gleichlaufen. Daher wurde in der Regel von Mittelwerten ausgegangen.

Unabhängig von der rechnerischen Abschätzung der aufgetretenen Strahlendosen erlauben Ganzkörpermessungen Aussagen über tatsächlich erfolgte Belastungen.

Die vorliegende Dosisabschätzung stellt einen Versuch dar, eine möglichst realistische Abschätzung nach dem gegenwärtigen Stand der Strahlenschutzliteratur unter besonderer Berücksichtigung der verschiedenen Altersgruppen vorzunehmen. Die Ermittlung beruht auf rein dosimetrischer Basis und beinhaltet keine Berücksichtigung der erhöhten Strahlenempfindlichkeit des kindlichen Gewebes, da es darüber in der Literatur keine einheitlichen Aussagen gibt.

11.2. Belastung durch externe Strahlung

Mit den 336 Stationen des Strahlenfrühwarnsystems steht in Österreich ein flächendeckendes Netz zur permanenten Messung der Ortsdosisleistung zur Verfügung. Messungen des Forschungszentrums Seibersdorf sowie des Atominstutts der Österreichischen Hochschulen zeigen, daß die Meßwerte des Strahlenfrühwarnsystems mit den an den entsprechenden Orten in Höhe von 1 m über dem Boden ermittelten Werten im allgemeinen gut übereinstimmen. Die Meßwerte des Strahlenfrühwarnsystems wurden daher für die Dosisermittlung direkt übernommen, da angenommen werden kann, daß sie die Belastungssituation an den von Menschen tatsächlich bewohnten Orten einigermaßen realistisch wiedergeben. Da über Grasflächen Gebäudeabschirmwirkungen und der Abfluß von Radionukliden in die Kanalisation fehlen, ist dort mit höheren Werten zu rechnen. Darüber hinaus bestehen lokal meist eng begrenzte stärker strahlende Zonen infolge von Staubverfrachtungen oder Eintrocknens von belastetem Regenwasser, deren Bedeutung für die Bevölkerungsdosis gering einzuschätzen ist.

Für die Abschätzungen wurde Österreich in drei Gebiete mit dem relativen Belastungsverhältnis 1:3:10 unterteilt (Abb. 11.2.1.). Es wurde ein täglicher Aufenthalt im Freien von sechs Stunden angenommen, für den Schutzwert von Gebäuden ein Schutzfaktor von 10 einberechnet.

Dosisverlaufskurven für Gebiete mit unterschiedlichen Belastungen sind in den Abb. 6.1.2. bis 6.1.12. dargestellt.

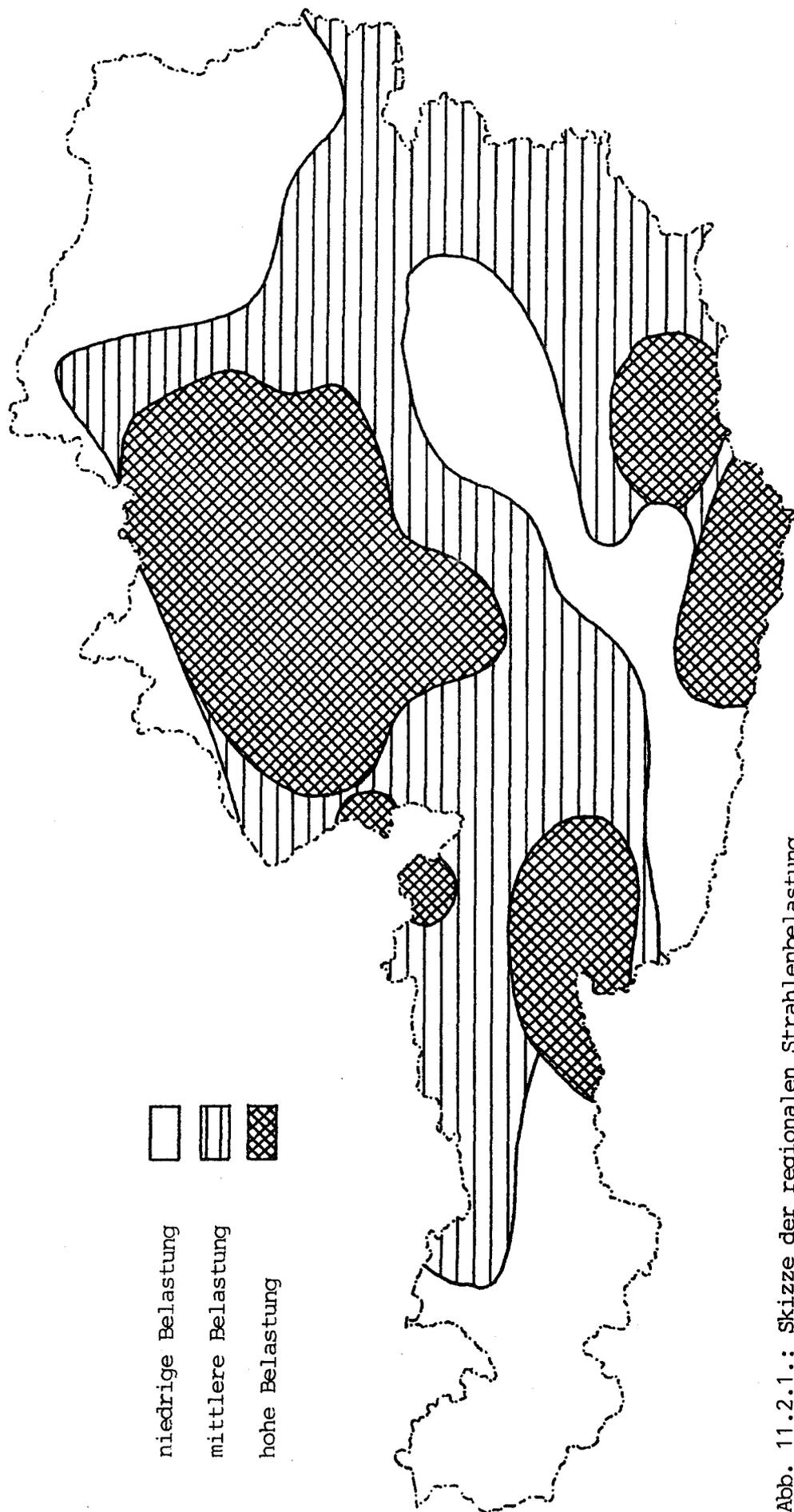


Abb. 11.2.1.: Skizze der regionalen Strahlenbelastung
Österreichs aus den Meßwerten des Strahlenfrühwarnsystems
vom 3.5.1986 und aus Niederschlägen

Zusätzlich zur natürlichen Strahlenbelastung ließen sich folgende Dosiswerte abschätzen (Tab. 11.2.1.):

Tab. 11.2.1.: Externe Strahlendosis als Folge des Reaktorunfalls von Tschernobyl in mrem

(A: Daueraufenthalt im Freien, B: täglicher Aufenthalt im Freien 6 Stunden)

Zonen nach Abb. 11.2.1.

Zone	Mai		Juni		Juli-Dez		1986 ges.		bis April 1987 B
	A	B	A	B	A	B	A	B	
I	40	13	8	2,4	30	9,6	78	25	31
II	10	3,3	2	0,7	9	3,1	21	7	9
III	5	1,6	1	0,3	4,2	1,4	10,2	3,3	4,2

Nach groben Schätzungen leben in der niedrigbelasteten Zone III ca. 2,4 Mio. Menschen, in der mittelbelasteten Zone II ca. 3,2 Mio und in der hochbelasteten Zone I ca. 1,9 Mio. Menschen. Daraus errechnet sich eine mittlere Belastung von ca. 10 mrem bis Ende 1986 und 13 mrem bis Ende April 1987.

Die Auswertung von ca. 1300 Thermolumineszenzdosimetern, die von beruflich strahlenexponierten Personen aus dem gesamten Bundesgebiet getragen wurden, durch das Österreichische Forschungszentrum Seibersdorf ergab für die Zeit nach dem Reaktorunfall signifikant höhere Werte gegenüber den vergangenen Jahren. Die Ergebnisse bestätigen die obige Abschätzung.

11.3. Belastung über den Inhalationspfad

In die quantitative Abschätzung des Inhalationspfades müssen folgende Gesichtspunkte eingehen:

- Die Ermittlung der Radionuklide, welche die größten Beiträge zur Inhalationsdosis geliefert haben.

Eine Zusammenstellung der wichtigsten Nuklide bringen Tabelle 11.3.1. und Abbildung 11.3.1. aus dem Forschungszentrum Seibersdorf.

Zur Bestimmung des Beitrags der einzelnen Nuklide zur Inhalationsdosis wurden die gemessenen Aktivitätskonzentrationen mit einem Maß für die Radiotoxizität der Nuklide gewichtet (Verwendet wurde dabei der sog. DAC - Wert, der die höchstzulässige durchschnittliche Konzentration eines Nuklids während eines Arbeitsjahres für beruflich strahlenexponierte Personen lt. ICRP 30 angibt).

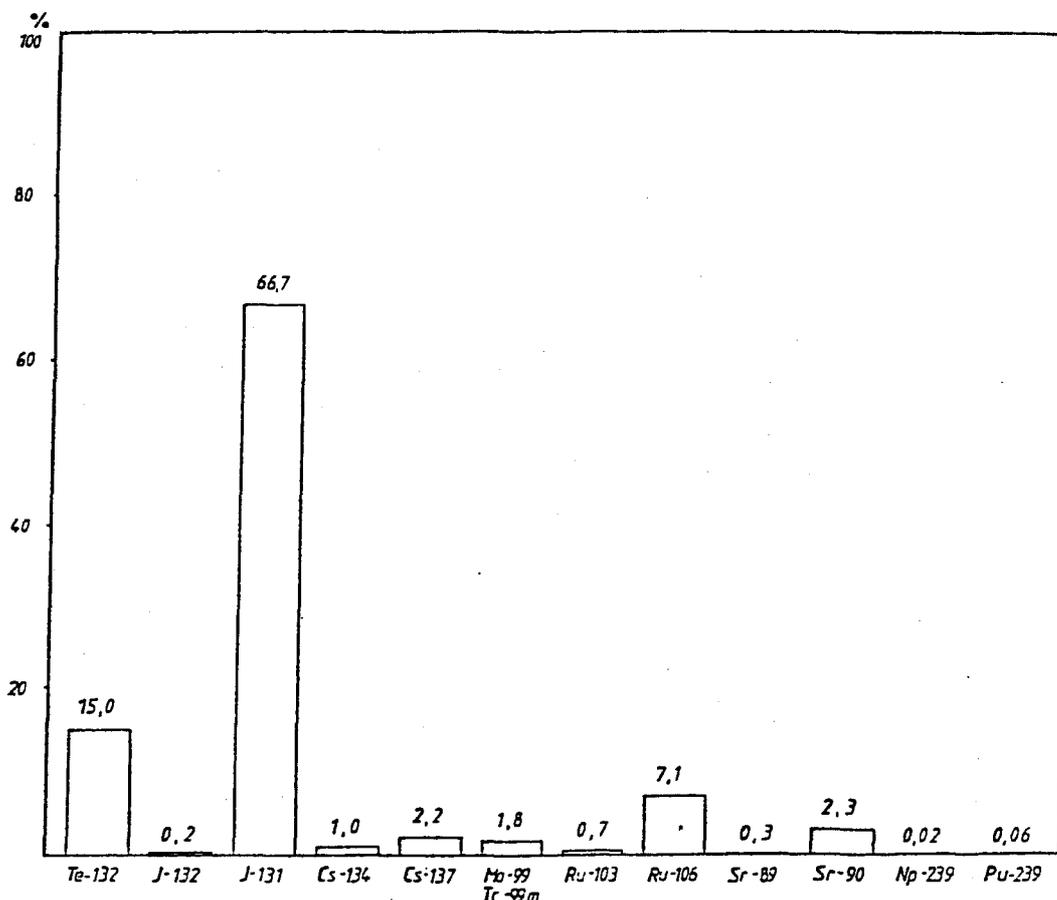


Abb. 11.3.1.: Relative Toxizität der Radionuklide aus Meßdaten der Luftkonzentration am 29.4.1986 in %.

11.3.1.: Konzentration der am 29.4.1986 (1. Maximum)
nach Österreich verfrachteten Radionuklide
in der Luft (Forschungszentrum Seibersdorf)

Nuklid	HWZ	Aktivitäts- konzentration (Bq/m ³)	DAC (Bq/m ³)	Akt.konz. DAC	Relative Toxizität der 1. Aktivitäts- fracht (in %)
Sr-89	51 d	1,502	2.10 ³	0,00075	0,47
Sr-90	28,5a	0,281	6.10 ¹	0,00469	2,93
Mo-99, Tc-99m	66,0h	6,031	2.10 ⁴	0,00030	0,19
Ru-103	39,5d	11,026	1.10 ⁴	0,00110	0,69
Ru-106, Rh-106	368 d	2,283	2.10 ²	0,01141	7,12
Te-129m	33,6d	15,096	4.10 ³	0,00377	2,35
Te-129	70min	7,696	1.10 ⁶	0,00001	0,01
Te-132	78,0h	72,076	3.10 ³	0,02403	14,99
aer		40,330			
J-131	8,04d		7.10 ²	0,10698	66,74
gas		34,558			
aer		53,650			
J-132	2,38h				
gas	(78,0h)*	5,587	1.10 ⁵	0,00059	0,37
J-133	20,8h	2,671	4.10 ³	0,00067	0,42
Cs-134	2,1a	3,636	2.10 ³	0,00183	1,14
Cs-136	13,0d	0,818	1.10 ⁴	0,00008	0,05
Cs-137	30, a	7,185	2.10 ³	0,00359	2,24
Ba-140	12,79d	3,448	2.10 ⁴	0,00017	0,11
La-140	40,2h	3,448	2.10 ⁴	0,00017	0,11
	(12,79d)*				
Np-239	2,355d	1,499	4.10 ⁴	0,0004	0,02
Pu-239	2,4.10 ⁴ a	2,10 ⁻⁵	0,2	0,00010	0,06

*Halbwertszeit des Vorläufernuklids

DAC=Derived Air Concentration, siehe Text

HWZ in Minuten (min), Stunden (h), Tagen (d) und Jahren (a)

aer..... Aerosolmeßwert

gas..... gasförmiger Anteil

Es läßt sich abschätzen, daß mit den Isotopen Jod-131, Tellur-132, Ruthenium-106 und Cäsium-137 etwa 90 % der Gesamtinhalationsdosis erfaßt werden können.

In den späteren Phasen des Belastungsverlaufes nimmt der Anteil des Jod-131 ab und jener des Ruthenium-106 zu.

- Die gemessenen Aktivitätskonzentrationen der wichtigsten Nuklide in der Luft müssen über den Zeitverlauf integriert werden

Die ermittelten Werte in nCi.h.m^{-3} können den Dosisabschätzungstabellen entnommen werden. Beim Vergleich der Summenaktivitäten zeigt sich eine inhomogene Verteilung der Inhalationsbelastung über das Bundesgebiet: Wien weist die höchsten Werte auf, Linz erreicht etwa 2/3, Klagenfurt ca. die Hälfte dieser Werte; Salzburg und Bregenz liegen etwa bei einem Drittel der Wiener Meßergebnisse.

Im Bundesschnitt dürften die Belastungen knapp über der Hälfte der Wiener Werte liegen.

Die Kurvenverläufe der Aerosolmessungen des Umweltbundesamtes (siehe Kap. 6.2.) zeigen deutlich, daß sich die Inhalationsbelastung praktisch auf den Zeitraum zwischen 29. April und 9. Mai 1986 beschränkt hat.

- Zur Ermittlung der Dosisbelastung werden die Summenaktivitäten mit den altersabhängigen Inhalationsdosisfaktoren multipliziert.

Die Tabelle 11.3.2. zeigt die Dosisfaktoren in mrem pro nCi Aufnahme durch Inhalation; Tabelle 11.3.3. liefert dann unter Berücksichtigung der altersabhängigen Atemstunden- bzw. -tagesvolumina die "gebrauchsfertige" Dosisfaktorenübersicht in $\text{mrem pro einstündiger Inhalation bei } 1 \text{ nCi/m}^3$ für das betreffende radioaktive Isotop.

Tabelle 11.3.2.: Altersabhängigkeit der Inhalationsdosisfaktoren für verschiedene Nuklide. Werte in mrem/nCi Aufnahme.

Nuklid	Altersklassen					Erwachsener
	1 Jahr	5 Jahre	10 Jahre	15 Jahre		
J-131						
Schilddrüse	8,14	4,44	2,04	1,3	1,07	
Effektiv	0,244	0,13	0,063	0,041	0,031	
<hr/>						
D	0,44	0,21	0,13	0,074		
W	0,85	0,41	0,26	0,174		
Y	3,33	1,67	1,04	0,74	0,48	
<hr/>						
Schilddrüse	0,93	0,48	0,22	0,12	0,23	
Effektiv	0,13	0,07	0,033	0,020	0,023	
<hr/>						
Effektiv	0,027	0,028	0,029	0,041	0,046	
<hr/>						
Effektiv	0,024	0,022	0,023	0,032	0,0322	

D,W,Y.....Lungenretentionsklassen: unterschiedliche chemische Verbindungen des Nuklids

nach: Henrichs, Elsasser, Schotola, Kaul (1985): Dosisfaktoren für Inhalation oder Ingestion von Radionuklidverbindungen; ISH-Hefte 78-81/1985 und ICRP 30

Tabelle 11.3.3.: Dosisaufnahme aus einer 1-stündigen Inhalation in mrem bei einer Aktivitätskonzentration von 1 nCi/m³ in der Luft

Nuklid	Alter	(ICRP 30)			
		1 Jahr	5 Jahre	10 Jahre	Erwachsener
J-131	Schilddrüse	1,36	1,67	1,3	1,0
	Effektiv	0,0407	0,045	0,04	0,03
Ru-106	D	0,074	0,079	0,08	
	W	0,14	0,15	0,16	
	Y	0,56	0,63	0,65	0,44
Te-132	Schilddrüse W	0,16	0,18	0,14	0,21
	Effektiv	0,021	0,026	0,021	0,021
Cs-134	Effektiv	0,005	0,011	0,018	0,042
Cs-137	Effektiv	0,004	0,008	0,014	0,03
mittlere Atemrate m ³ /d (nach ICRP 23) m ³ /h	4	9	15	22	
	0,167	0,375	0,625	0,917	

Die Ergebnisse dieser Berechnungen für Wien, Linz und Klagenfurt sind den Tabellen 11.3.4. bis 11.3.6. und den Abbildungen 11.3.4. bis 11.3.6. zu entnehmen.

Für die Gesamtinhalationsdosis müssen noch ca. 10 % für die Beiträge anderer Radionuklide hinzugerechnet werden.

Ergebnisse:

Der Beitrag der Inhalation zur Gesamtdosis der Bevölkerung ist gering. An der insgesamt niedrigeren Schilddrüsendosis des Erwachsenen hat sie aber einen nennenswerten Anteil.

Die altersspezifische Analyse weist die 5-jährigen als (relativ) höchstbelastete Altersgruppe aus, wobei hier die Werte etwa 40 % über den Erwachsenenwerten liegen (siehe Abb.11.3.2. bis 11.3.4.).

Jod-131 und Ruthenium-106 sowie (mit Abstand) Tellur-132 haben die größten Beiträge geliefert.

Tabelle 11.3.4.: Abschätzung der Inhalationsdosis in Wien (29.4. bis 9.5.1986), für die Nuklide Ru-106, J-131, Te-132, Cs-137 (ca. 90 % der Gesamtinhalationsdosis) Daten: Atominstitut d. Österr. Universitäten bzw. Umweltbundesamt, Wien. Dosiswerte in mrem, Luftaktivitätssumme in nCi.h.m⁻³
 Eff=Effektivdosis
 SD=Schilddrüsendosis

	1. Lebensjahr		5-jährige		10-jährige		Erwachsener		Luftaktivitätssumme
	Eff	SD	Eff	SD	Eff	SD	Eff	SD	
J-131	4,8	160	5,8	194	4,4	147	3,5	117	116,8
Ru-106	3,24		3,64		3,76		2,55		5,78
Te-132	1,53	10,7	1,81	12,5	1,45	9,7	1,48	14,8	68,8
Cs-137	0,058		0,116		0,2		0,42		14,3
Summe	9,6	171	11,4	207	9,8	157	8,0	132	

Tabelle 11.3.5.: Abschätzung der Inhalationsdosis in Linz (29.4. bis 9.5.1986) für die Nuklide J-131, Ru-106, Te-132, Cs-137 (ca. 90 % der Gesamtinhalationsdosis)
 Daten: Umweltbundesamt Wien. Dosiswerte in mrem, Luftaktivitätssumme in nCi.h.m⁻³.
 Eff=Effektivdosis
 SD=Schilddrüsendosis

	1. Lebensjahr		5-jähriger		10-jähriger		Erwachsener		Luftaktivitätssumme nCi.h.m ⁻³
	Eff	SD	Eff	SD	Eff	SD	Eff	SD	
J-131	2,83	95	3,4	116	2,8	91	2,1	70	70
Ru-106	1,9		2,1		2,2		1,5		3,38
Te-132	1,1	8	1,3	9	1,1	8	1,1	11	51,1
Cs-137	0,04		0,08		0,13		0,3		9,5
<u>Summe</u>	5,9	103	6,9	125	6,2	99	5,0	81	

Tabelle 11.3.6.: Abschätzung der Inhalationsdosis in Klagenfurt (29.4 bis 9.5.1986) für die Nuklide Ru-106, Te-132, Cs-137, Daten: Umweltbundesamt Wien. Dosiswerte in mrem, Luftaktivität in nCi.h.m⁻³.

Eff=Effektivdosis

SD=Schilddrüsendosis

	1. Lebensjahr		5-jähriger		10-jähriger		Erwachsener		Luftaktivitätssumme nCi.h.m ⁻³
	Eff	SD	Eff	SD	Eff	SD	Eff	SD	
<u>Ru-106</u>	1,83		2,05		2,12		1,43		3,27
<u>J-131</u>	1,65	55	1,95	65	1,65	55	1,2	40	40,5
<u>Te-132</u>	1,1	7,7	1,3	10	1,0	7	1,1	7,7	49,5
<u>Cs-137</u>	0,025		0,05		0,086		0,18		6,1
<u>Summe</u>	4,60	63	5,35	75	4,86	62	3,91	48	

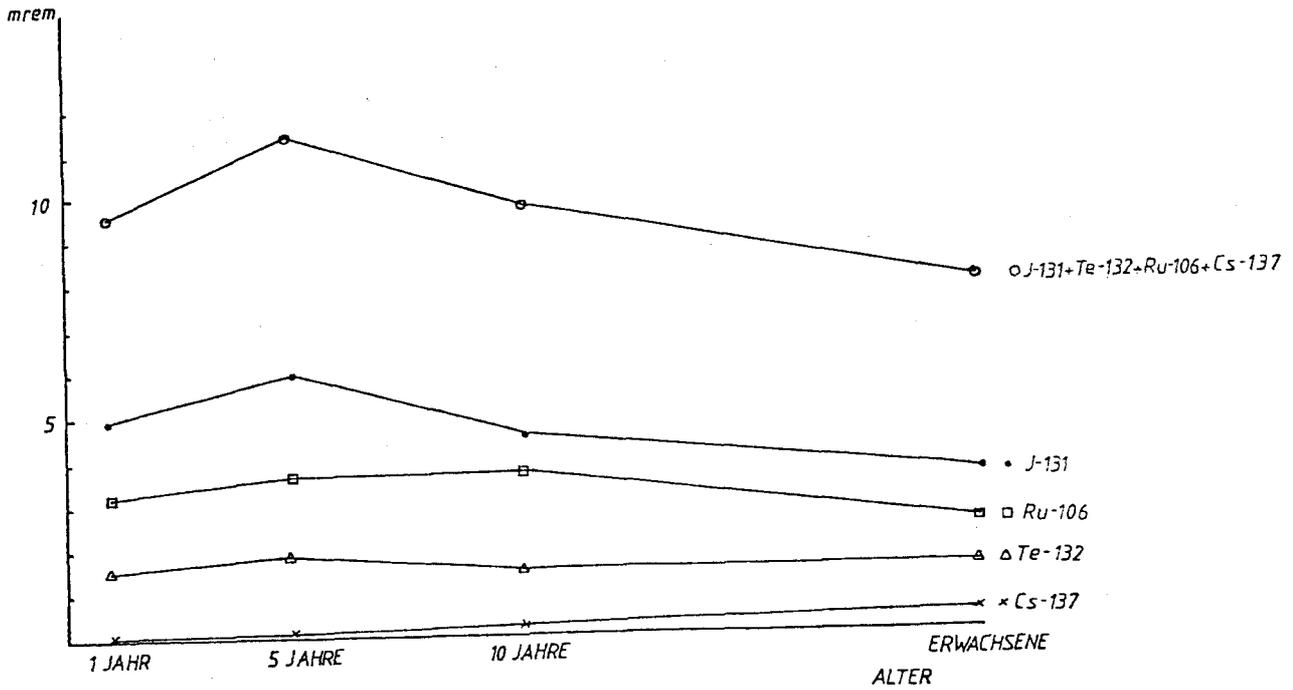


Abb. 11.3.2.: Inhalationsdosisabschätzung (Wien) für J-131, Te-132, Ru-106, Cs-137 und deren Summe ca. 90% der Gesamtinhalationsdosis in mrem, Effektivdosen Ru-106 Lungenretentionsklasse Y

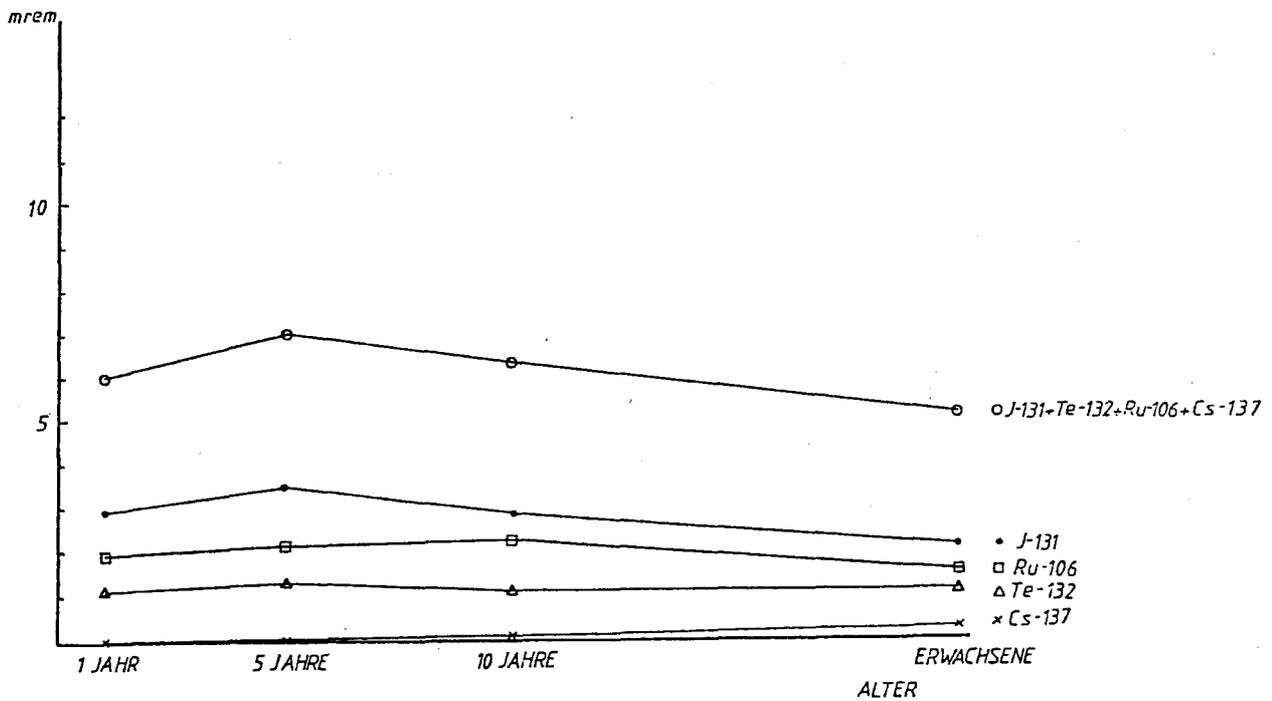


Abb. 11.3.3.: Inhalationsdosisabschätzung (Linz) für J-131, Te-132, Ru-106, Cs-137 und deren Summe ca. 90% der Gesamtinhalationsdosis in mrem, Effektivdosis Ru-106 Lungenretentionsklasse Y

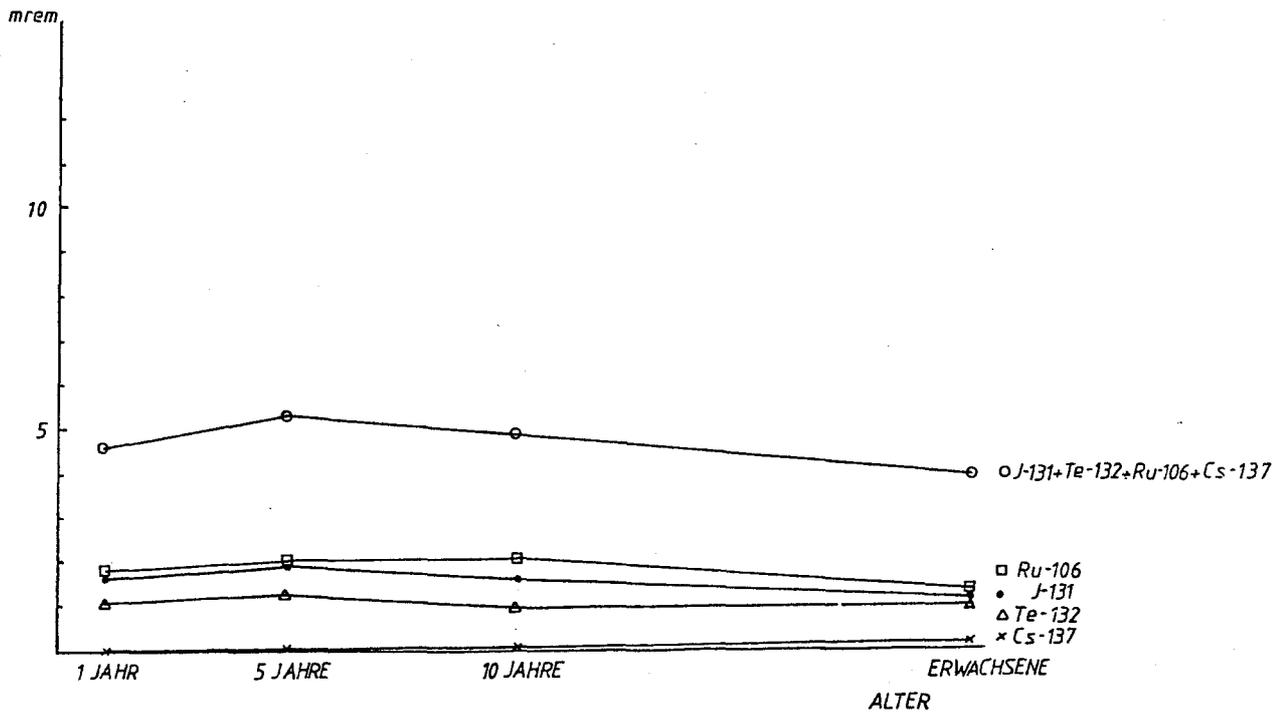


Abb. 11.3.4.: Inhalationsdosisabschätzung (Klagenfurt)
Für J-131, Te-132, Ru-106, Cs-137 und deren Summe
ca. 90 % der Gesamtinhalationsdosis
in mrem, Effektivdosis
Ru-106 Lungenretentionsklasse Y

Methodische Hinweise:

Die Jod-131 Aerosolwerte wurden zur Berücksichtigung auch des gasförmigen Anteils nach Meßergebnissen aus Seibersdorf mit 3 multipliziert (siehe Abb. 6.2.7.).

Die Summenaktivität für Ru-106 wurde über das zeitabhängige Ru-106/Ru-103 - Verhältnis aus den Meßdaten für Ru-103 ermittelt. Diese Berechnung liefert wesentlich verlässlichere Ergebnisse als die meßtechnisch schwierige Bestimmung von Ru-106 über Rh-106. Für Ru-106 wurde Retentionsklasse Y (Oxide, Hydroxide) angenommen. Für die altersabhängigen Inhalationsdosisfaktoren wurden die Atemparameter der ICRP 23, die mit WHO-Angaben sehr gut übereinstimmen und die ISH-Berichte 78-81/1985 berücksichtigt. Für den Erwachsenen wurde dabei z.B. mit 8 Stunden Ruhe und 16 Stunden leichter körperlicher Arbeit bzw. Aktivität pro Tag gerechnet. Daraus ergibt sich für längerdauernde schwere körperliche Arbeit eine etwas höhere Inhalationsbelastung. Umgekehrt ist bei überwiegender Schreibtischarbeit mit einer geringeren Belastung zu rechnen.

Für den Aufenthalt in Gebäuden wurde kein Schutzfaktor berücksichtigt. (Annahme: ständig geöffnete Fenster).

Für den gesamtösterreichischen Durchschnitt der Inhalationsbelastung können ca. 60 % der Wiener Werte angenommen werden.

11.4. Belastung über den Ingestionspfad

Die Ingestion stellt beim vorliegenden Unfalltyp die bedeutendste Quelle der Strahlenbelastung dar. Die Zusammensetzung des Nuklidgemisches bringt auf Grund der physikalischen Halbwertszeiten und der Radiotoxizitäten zwei wesentliche Phasen der Strahlenbelastung mit sich:

- 1) Eine Phase von ca. drei Wochen, in der J-131 dominiert
- 2) eine längerdauernde Phase mit Cs-137 als Leitnuklid

Die den Berechnungen zugrundeliegenden Verzehrdaten sind in Tab. 11.4.1. zusammengestellt.

Die Berechnung der Belastung von Säuglingen unter einem Jahr wurde für drei Gruppen durchgeführt:

- 1) Ernährung mit Frauenmilch
- 2) Ernährung mit adaptierter und teiladaptierter Milchferti-
gung
- 3) Ernährung mit Zweidrittermilch (betrifft höchstens 15 %
der Säuglinge in Österreich) bzw. mit Vollmilch

Zur Ermittlung der Dosis wurden zunächst aus den Meßdaten die kumulierten Aktivitätskonzentrationen B (Nanocurie mal Tage pro Liter oder Kilogramm) einzelner Lebensmittel für den entsprechenden Zeitraum abgeschätzt. Das Produkt dieser Werte mit der täglichen Aufnahmemenge A (Kilogramm oder Liter pro Tag) und mit den Dosisfaktoren F (Millirem pro Nanocurie) ergibt die Dosis D (Millirem).

$$D = B \cdot A \cdot F$$

Es sei darauf hingewiesen, daß die für Kinder unter einem Jahr bzw. für Feten ermittelten Jahresdosen von rein statistischer Bedeutung sind und keinesfalls als Individualdosis interpretiert werden können, da ja z.B. Säuglinge von 3 Monaten nicht über ein volles Jahr dieser Altersgruppe angehören.

Tabelle 11.4.1.1.: Lebensmittelverbrauch, Gramm/Tag

	Erwachsener	Kind 10J	Kind 5J	Säugling 1J	Säugling 6M	Säugling 3M
Milch,						
Topfen	365	273	210	480	530	700
Käse	18	12	8	10		
Butter	14	11	7			
Brot, Mehl	180	136	101	30		
Kartoffel	170	65	34	190	110	
Gemüse	188	101	80	35	150	
Obst	188	114	100	160	180	
Rindfleisch	52	50	43	7	3	
Kalbfleisch	6	5	5			
Schweinefl.	131	97	90	13	5	
Geflügel	33	20	20	3	3	
Eier	38	28	20			

Ann. Die Angaben für Erwachsene stammen aus den Ernährungsbilanzen 1984/85 des Österreichischen

Statistischen Zentralamts, für Kleinkinder aus Unterlagen der Universitätskinderklinik,

Wien (Doz. Haschke), für Kinder von 10 und 5 Jahren dem Ernährungsbericht 1984 der

Deutschen Gesellschaft für Ernährung. Bei Obst ist mit ca. 50 % Südfrüchten zu rechnen.

Bei Säuglingen von 3 Monaten, die bereits mit verdünnter Kuhmilch ernährt werden (derzeit in

Österreich bei etwa 15 %) muß das Volumen mit 0.66 multipliziert werden.

Jodbelastung:

Wesentliche Beiträge zur J-131 Belastung erfolgten über Milch, Frischmilcherzeugnisse und Blattgemüse.

Zur Abschätzung der Milchbelastung wurden alle Meßwerte unter dem Grenzwert von 10 nCi/l herangezogen, da die stärker belastete Milch nicht in den Handel kam.

Die Summation über den zeitlichen Verlauf der Belastung von Milch durch Jod-131 ergab im österreichischen Mittel eine kumulierte Aktivitätskonzentration von 100 nCi.d/l. Dieser Wert ist zur Ermittlung der Aktivitätszufuhr mit dem Tagesverbrauch der entsprechenden Altersgruppe zu multiplizieren. Die höchsten Werte traten in Oberösterreich auf. Die Belastung lag dort ca. 40 % über dem gesamtösterreichischen Durchschnitt. In Gebieten mit wenig belasteter Trinkmilch (Salzburg, Vorarlberg, Kärnten) lag die Belastung ca. 25% darunter.

Der Verkauf belasteter Gemüsesorten war vom 6.5. bis 19. 5. bzw. 22.5. 1986 verboten. Für die Dosisabschätzung wurden willkürlich 10 nCi/kg Gemüse über 25 Tage, somit insgesamt eine kumulierte Aktivitätskonzentration von 250 nCi d/kg angesetzt, in der Annahme einer teilweisen Nichtbefolgung der angeordneten Maßnahmen. Diese Annahme bezieht sich auf den gesamten Gemüseverzehr. Lediglich bei Säuglingen unter einem Jahr wurde ein Verzehr von frischem Blattgemüse nicht unterstellt.

Die J-131-Belastung der Frauenmilch (Frauenmilchsammelstelle der Stadt Wien) ist in Abb. 11.4.1. dargestellt. Es läßt sich daraus eine kumulierte Aktivitätskonzentration von 15 nCi.d/l abschätzen.

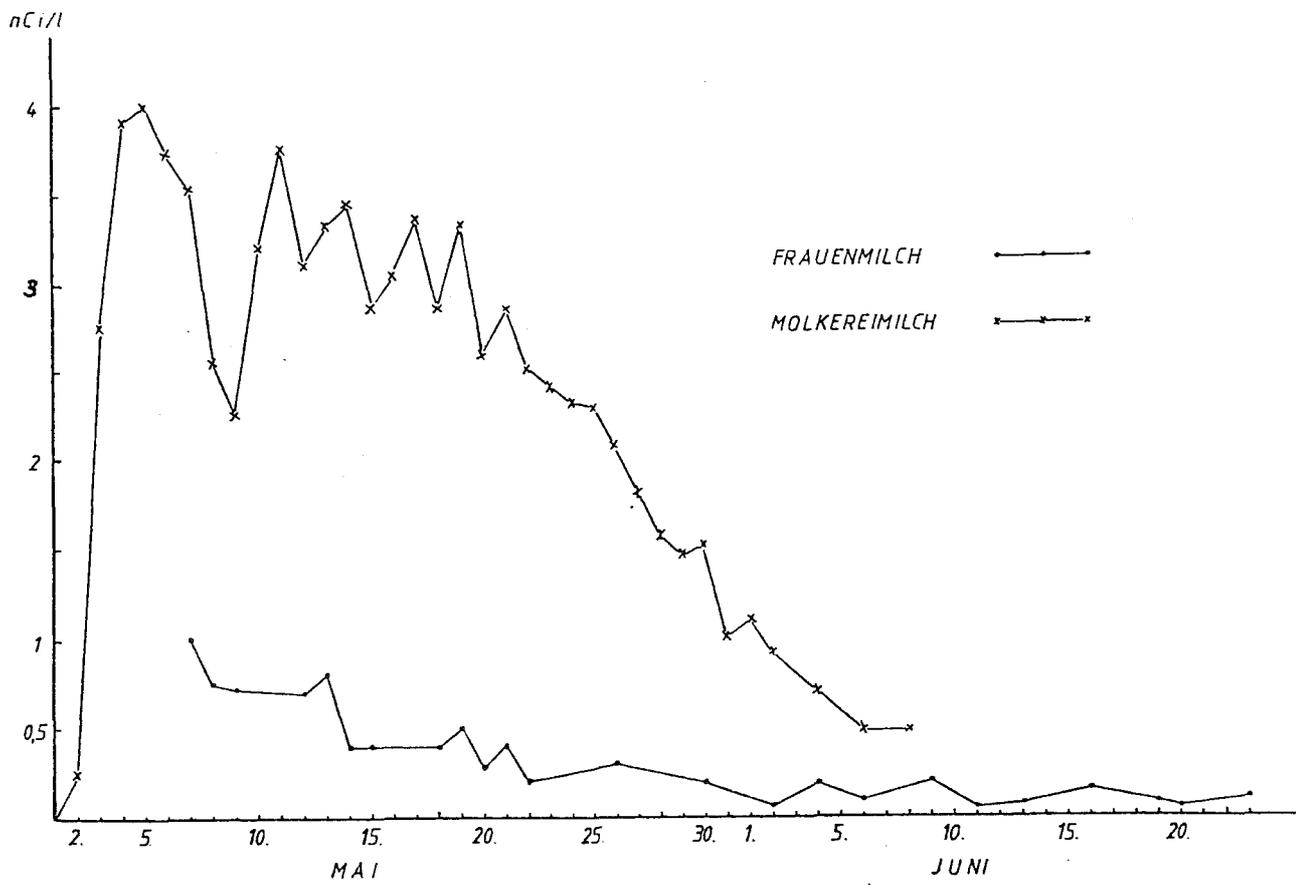


Abb. 11.4.1.: Belastung der Frauenmilch (Sammelweisklinik, Frauenmilchsammelstelle der Stadt Wien, Poolproben) durch Jod-131 im Vergleich zur Molkereimilch (Wien, Probendurchschnitte) im Mai und Juni 1986

Als Schilddrüsensosisfaktor wurde für Erwachsene ein Wert von 1,8 mrem pro Nanocurie verwendet. Die entsprechenden Kinderwerte sind der Literatur entnommen. (Tab. 11.4.2., Abb. 11.4.2.).

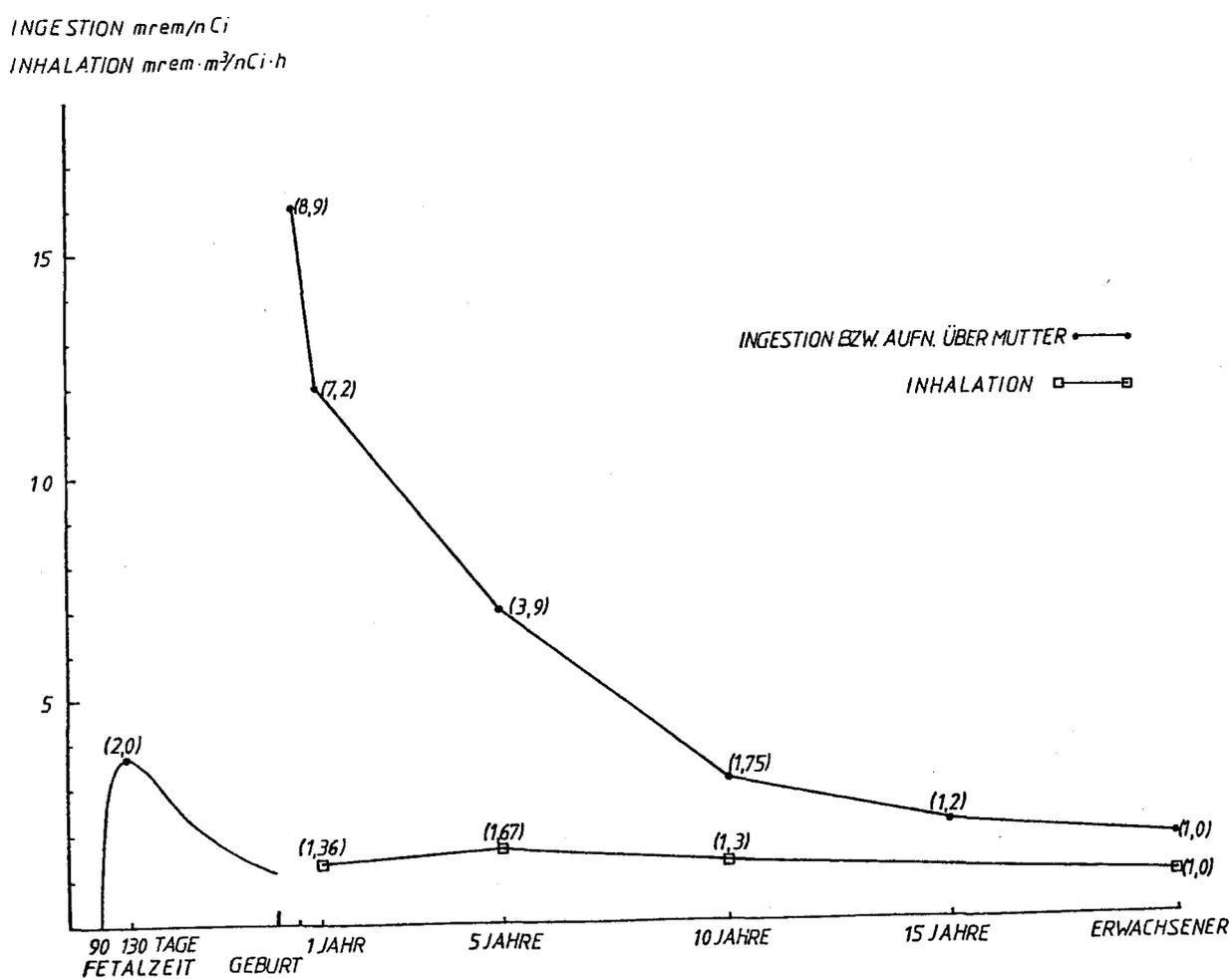


Abb. 11.4.2.: Altersabhängigkeit der Dosisfaktoren

J-131

(x) ... Relativwerte bezogen auf Erwachsene

Tabelle 11.4.2.: Altersabhängigkeit der Ingestionsdosisfaktoren für verschiedene Nuklide, Werte in mrem/nCi Aufnahme.

Nuklid	Alter					
	1 Jahr	5 Jahre	10 Jahre	15 Jahre	Erwachsener	
Sr-90	Knochenoberfläche	3,7	1,44	1,62	2,0	1,55
	r. Knochenmark	1,74	0,63	0,63	0,74	0,70
	Effektiv	0,41	0,16	0,15	0,16	0,15
Ru-106	Effektiv	0,21	0,11	0,06	0,036	0,021
Te-129 m	Effektiv	0,086	0,041	0,024	0,013	0,0085
Te-132	Schilddrüse	0,89	0,44	0,20	0,13	0,23
	Effektiv	0,13	0,07	0,032	0,020	0,0093
J-129	Schilddrüse	31,5	20,4	13	9,6	9,3
	Effektiv	1,04	0,63	0,41	0,274	0,93
J-131	Schilddrüse	13	7,0	3,15	2,2	1,8
	Effektiv	0,407	0,21	0,104	0,066	0,054
J-132	Schilddrüse	0,115	0,063	0,028	0,018	0,014
	Effektiv	0,0052	0,0026	0,0013	0,00085	0,00064
Cs-134	Effektiv	0,044	0,044	0,044	0,067	0,074
Cs-137	Effektiv	0,034	0,032	0,034	0,050	0,052

Nach: Heinrichs, Elsasser, Schotola, Kaul - ISH -Hefte 78-81/1985 und ICRP 30

Die daraus ermittelten Strahlendosen sind in Tab. 11.4.3. sowie in Abb. 11.4.3. zusammengestellt. Mit Ausnahme der mit Zweidrittermilch ernährten Säuglingsgruppe in hochbelasteten Gebieten blieben die Werte unter dem Grenzwert der Strahlenschutzverordnung für die Schilddrüse (1000 mrem). Auch die errechneten Überschreitungen blieben geringfügig. Größere Überschreitungen sind bei Gruppen, die trotz Warnungen nicht von den getroffenen Maßnahmen erfaßt wurden, denkbar.

Die errechneten Werte liegen etwas über den mit Schilddrüsen- und Ganzkörpermessungen ermittelten, die für Erwachsene ergeben eine auf einmalige Aufnahme zurückextrapolierte Schilddrüsenaktivität von ca. 20 nCi. Das entspricht ca. 3,6 mrem Effektivdosis, die aus der Summe von Inhalation und Ingestion herrührt.

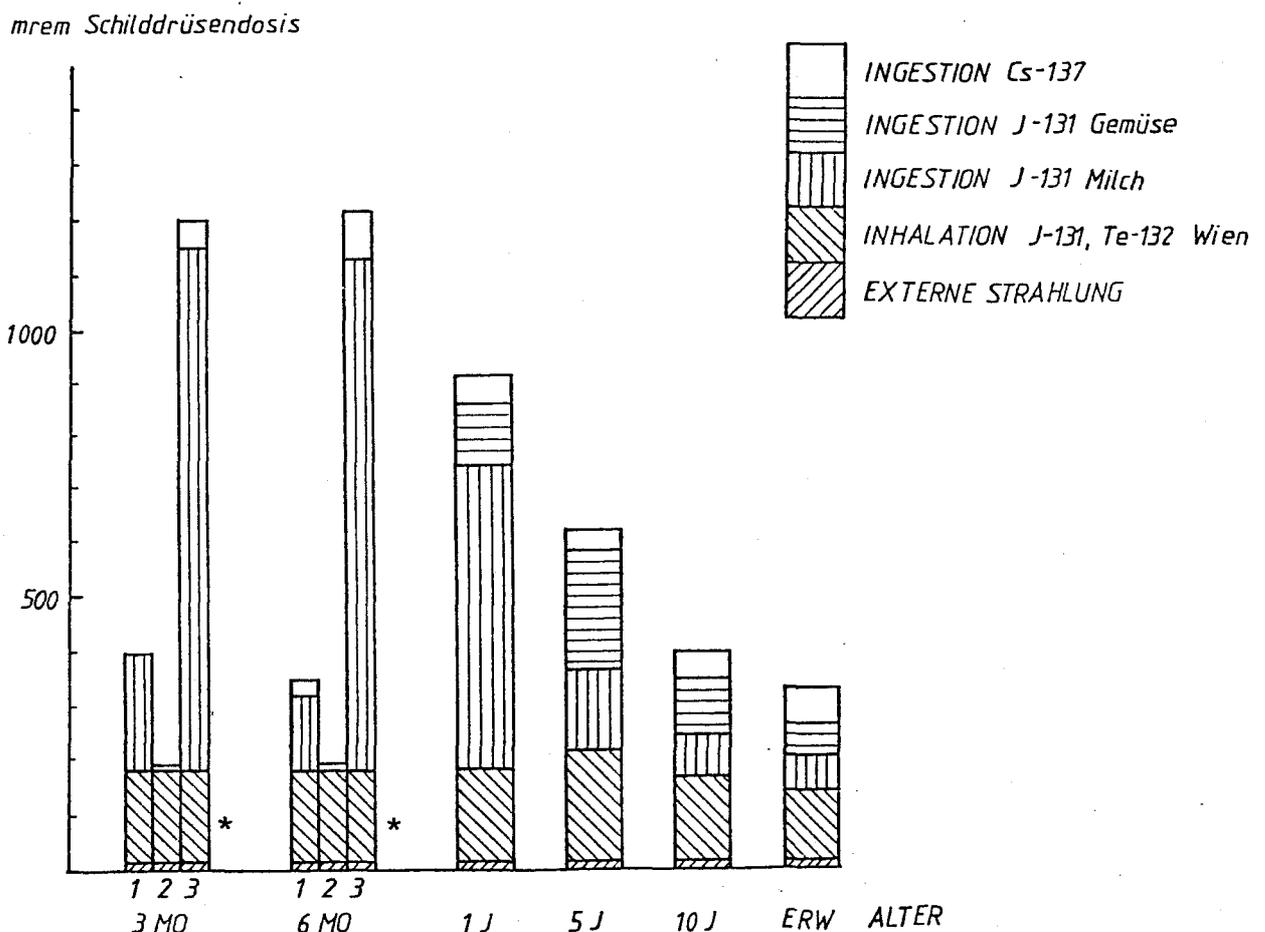


Abb. 11.4.3.: Beiträge einzelner Belastungspfade zur Schilddrüsendosis in der Folge des Reaktorunfalls von Tschernobyl bis Ende April 1987
 Österreichische Mittelwerte
 *) Inhalationsbeiträge für Kinder unter 1 Jahr geschätzt

Tabelle 11.4.3.: Strahlenbelastung durch J-131 über Ingestion im österreichischen Durchschnitt sowie in hochbelasteten Gebieten. Ernährungskategorien der Säuglinge (1,2,3,) siehe Text). M(SD)... Schilddrüsenedosis aus Milchkonsum, G(SD)... Schilddrüsenedosis aus Gemüsekonsum, SD... gesamte Schilddrüsenedosis, Eff... gesamte Effektivdosis
Werte in Millirem

	Säugling 3 Monate			Säugling 6 Monate			S 1J	Kind 5J	Kind 10J	Erwachsener
	1	2	3	1	2	3				
Durchschnittswert										
M(SD)	210	0	963	135	0	942	557	145	81,7	56
G(SD)	0	0	0	0	0	0	117	219	98,4	67,5
SD	210	0	963	135	0	942	674	364	180,1	123,5
Eff	6,3	0	29	4	0	28	20	11	5,4	3,7
=====										
hochbelastete Gebiete										
SD	280	0	1357	180	0	1318	943	509	252,1	173
Eff	8,4	0	41	5,4	0	40	28	15	7,6	5,2

Die Mittelwerte aller Milchproben liegen im gesamtösterreichischen Schnitt um einen Faktor 1,18 über dem Schnitt der Proben unterhalb des Grenzwertes, für das hochbelastete Oberösterreich um einen Faktor 1,25. Für die höchstbelastete Gruppe ergeben sich daraus Einsparungen von 173 mrem Schilddrüsendosis im gesamtösterreichischen Schnitt, in Oberösterreich von 371 mrem.

Noch bedeutender für die Verringerung der Milchbelastung waren Umstellungen in der Tierfütterung (Weideverbot), wie der Belastungsverlauf in der Milch nach der Umwandlung des Grünfütterungsverbotes in eine Empfehlung (7.5.1986) zeigt (siehe Abb. 7.3.10).

Cäsiumbelastung:

Im Gegensatz zur Jodbelastung ist die Phase, in der die Isotope Cs-134 und Cs-137 toxisch dominant sind, noch nicht abgeschlossen. Die Dosisabschätzung ist daher in diesem Bereich auf Voraussagen bezüglich des weiteren Belastungsverlaufs angewiesen, was zwangsläufig nur mit begrenzter Genauigkeit möglich ist.

Für die durch die Cäsiumisotope verursachte Dosis sind vor allem die Belastungspfade über Milch und Fleisch maßgeblich. Es wurde versucht, darüberhinaus auch die Beiträge der übrigen Nahrungsmittelgruppen zu berücksichtigen.

Für die einzelnen Bereiche wurden folgende Abschätzungen vorgenommen:

Milch: Belastung von Mai bis Ende Oktober 200 nCi.d/l. Danach Durchschnittsbelastung von 3 nCi/l, somit 380 nCi.d/l bis Jahresende, 740 nCi.d/l bis Ende April 1987.

Käse: Durchschnittsbelastung 2 nCi/kg ab August 1986, somit bis Jahresende 300 nCi.d/kg, bis Ende April 1987 540 nCi.d/kg.

Mehl und Mehlprodukte: Durchschnittsbelastung aus Produktion 1986 0,8 nCi Cs-137 pro kg, bis Jahresende 45 nCi.d/kg, bis Ende April 141 nCi.d/kg.

Kartoffel: Durchschnittsbelastung 0.5 nCi/kg ab Oktober, bis Jahresende 45, bis Ende April 135 nCi.d/kg.

Gemüse: Durchschnittsbelastung 0,5 nCi/kg ab Mai 1986, bis Jahresende 135, bis Ende April 195 nCi.d/kg.

Obst: Durchschnittsbelastung des heimischen Obstes 3nCi/kg ab Mai, durch Südfrüchteanteil aber nur 1,5 nCi/kg, bis Jahresende 405, bis Ende April 585 nCi.d/kg.

Rindfleisch: Durchschnittsbelastung 5 nCi/kg ab Juni, bis Jahresende 1.050, bis Ende April 1.650 nCi.d/kg.

Kalbfleisch: Durchschnittsbelastung 6 nCi/kg ab Juni, bis Jahresende 1.260, bis Ende April 1.980 nCi/kg.

Schweinefleisch: Durchschnittsbelastung 0,8 nCi/kg ab Juni, bis Jahresende 168, bis Ende April 264 nCi.d/kg.

Geflügel: Durchschnittsbelastung 0,5 nCi/kg ab Juni, bis Jahresende 105, bis Ende April 165 nCi.d/kg.

Säuglingsnahrung: maximal 0,3 nCi/kg ab Juni, bis Jahresende 63, bis Ende April 99 nCi.d/kg.

Frauenmilch: Durchschnittsbelastung 0,12 nCi/l ab Anfang Mai bis Jahresende 28,8 nCi.d/l, bis Ende April 44 nCi.d/l. Der Konzentrationsverlauf läßt sich aus Abb. 11.4.4. entnehmen.

Sonstige: Nahrungsmittel, die nur in geringen Mengen aufgenommen werden (z.B. Honig, Eier) oder die nur sehr gering belastet sind (z.B. Trinkwasser) wurden pauschal in die Rechnung aufgenommen.

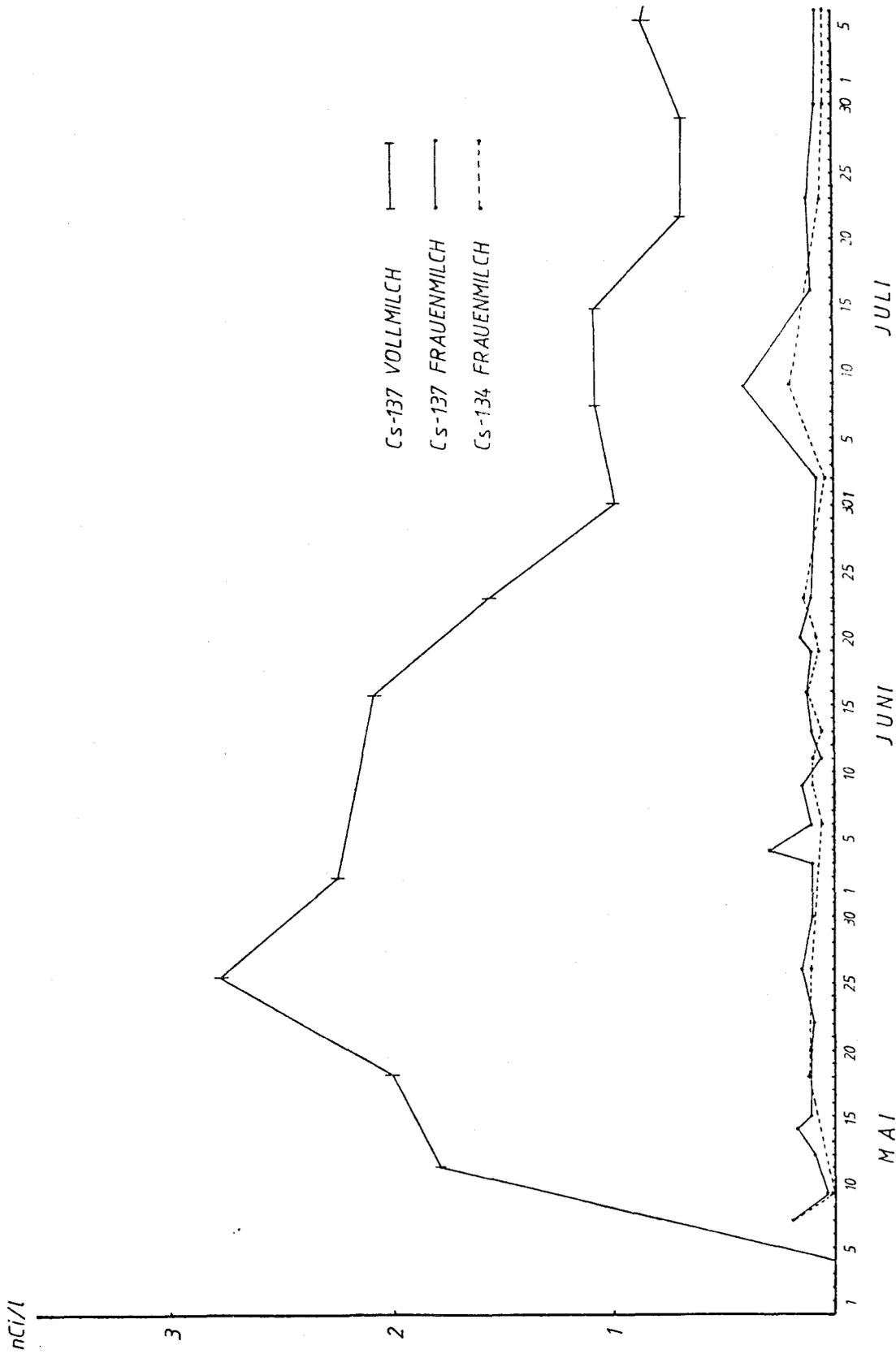


Abb. 11.4.4.: Cs-134 und Cs-137 Gehalt der Frauenmilch (Semmelweislinik, Frauenmilchsammelstelle)
Vergleich mit Molkereimilch (Wien, Durchschnittswerte)

Durch Multiplikation der angeführten Gesamtbelastungen (Nanocurie mal Tage pro Liter oder kg) mit den täglichen Aufnahmemengen aus Tab. 11.4.1 ergeben sich die in Tab. 11.4.4. zusammengestellten Aktivitätsaufnahmen an Cs-137 für die einzelnen Altersgruppen.

Eine Differenzierung nach unterschiedlichen Belastungsregionen erschien mangels Berechnungsgrundlagen nicht zielführend.

Der Dosisfaktor, mit dem die aufgenommenen Aktivitäten zu multiplizieren sind, um die Ganzkörperdosis zu erhalten, beträgt nach ICRP-30 für Erwachsene 0,052 mrem/nCi. Dieser Wert liegt etwas höher als der, der sich aus der österreichischen Strahlenschutzverordnung ableiten läßt.

Infolge der bei Kindern kürzeren biologischen Halbwertszeit für die Cäsiumisotope liegen die dementsprechenden Dosisfaktoren trotz der geringen Körpermasse nicht höher als bei Erwachsenen (ausgenommen Kinder im 1. Lebensjahr).

Infolge des gleichzeitig auftretenden Isotops Cs-134 läßt sich ein Dosisfaktor ermitteln, der bei Mitberücksichtigung des Cs-134 0,1 mrem pro Nanocurie Cs-137 beträgt. Dieser Wert wurde für alle Altersklassen, außer Kinder im 1. Lebensjahr verwendet. Für Kinder im 1. Lebensjahr wurde der Faktor 0,15 mrem/nCi herangezogen (Abb. 11.4.5., 11.4.6.)

Messungen mit Ganzkörperzählern ergaben Ende September 1986 Durchschnittswerte von 45 nCi Cs-137 (Extremwerte von 19 bis 140 nCi). Diese Werte entsprechen Belastungen, die bei etwa einem Drittel der aus Zufuhrwerten ermittelten Daten liegen. Dabei ist jedoch zu bemerken, daß diese Ganzkörpermessungen überwiegend an Personen aus dem Raum Wien vorgenommen wurden und für ganz Österreich vielleicht nicht repräsentativ sind.

Tabelle 11.4.4.: Aufgenommene Aktivitäten (in Nanourie) an Cs-137 für verschiedene Altersklassen, sowie Ganzkörperdosis (in Millirem). Werte bis Jahresende 1986 bzw. (in Klammer) bis Ende April 1987. Ernährungs-kategorien der Säuglinge (1,2,3) siehe Text. Werte für Kinder unter 1 Jahr sind nicht als Individualdosen interpretierbar, nur von statistischer Bedeutung.

	Säugling 3 Monate			Säugling 6 Monate			S 1J	Kind 5J	Kind 10J	Erwachsener
	1	2	3	1	2	3				
Milch	20 (31)	44 (69)	175 (342)	15 (23)	33 (52)	200 (392)	217 (354)	80 (156)	103 (202)	138 (270)
Käse							3 (5)	2,4 (4)	3,6 (6,5)	5,4 (10)
Mehl							1 (4)	5 (14)	6 (19)	8 (25)
Kartoffel										
				5 (16)		5 (16)	9 (27)	2 (5)	3 (9)	8 (25)
Gemüse				20 (29)		20 (29)	5 (7)	11 (16)	14 (20)	25 (37)
Obst				73 (105)		73 (105)	65 (94)	41 (59)	46 (67)	76 (110)
Rindfleisch				3 (5)		3 (5)	7 (12)	45 (71)	53 (83)	55 (86)

11.4.4.: (Fortsetzung)

	Säugling 3 Monate		Säugling 6 Monate		S 1J	Kind 5J	Kind 10J	Erwachsener
	1	2	1	2	3	6	6	8
Kalbfleisch						(6)	(6)	(8)
Schweinefleisch	1		1	2		15	16	22
	(1)		(1)	(3)		(24)	(26)	(35)
Geflügel	0,3		0,3	0,3		2	2	3
	(0,5)		(0,5)	(0,5)		(3)	(3)	(5)
Säuglingsnahrung								
				28				
				(43)				
Sonstiges	5		15	15		15	15	20
	(10)		(30)	(30)		(30)	(30)	(40)
Gesamt	20	44	175	61	317	224	268	368
(nCi)	(31)	(69)	(342)	(190)	(95)	(579)	(472)	(651)
Dosis	3	7	26	18	9	22	27	37
(Ganzkörper)	(5)	(10)	(51)	(28)	(14)	(39)	(47)	(65)

INGESTION mrem/nCi
 INHALATION mrem·m³/nCi·h

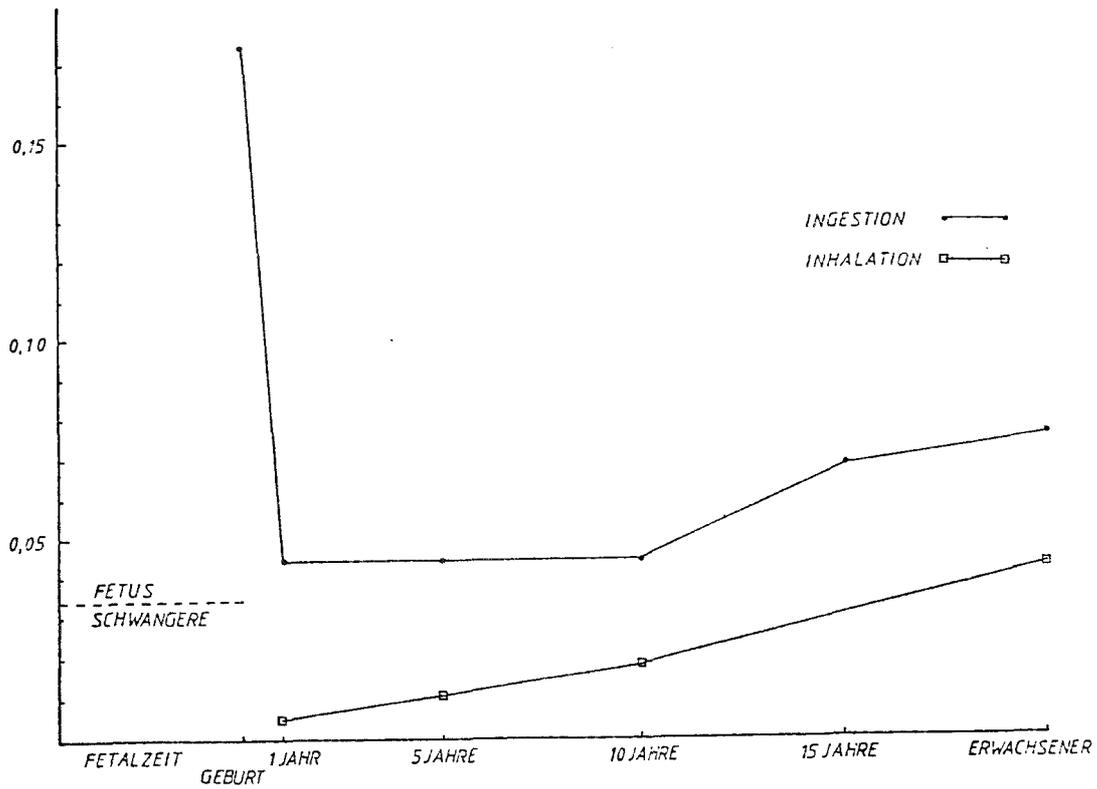


Abb. 11.4.5.: Altersabhängigkeit der Dosisfaktoren (Effektivdosen)
 Cs-134
 Inhalation in mrem pro 1-stündiger Inhalation bei 1 nCi/m³

INGESTION mrem/nCi
 INHALATION mrem·m³/nCi·h

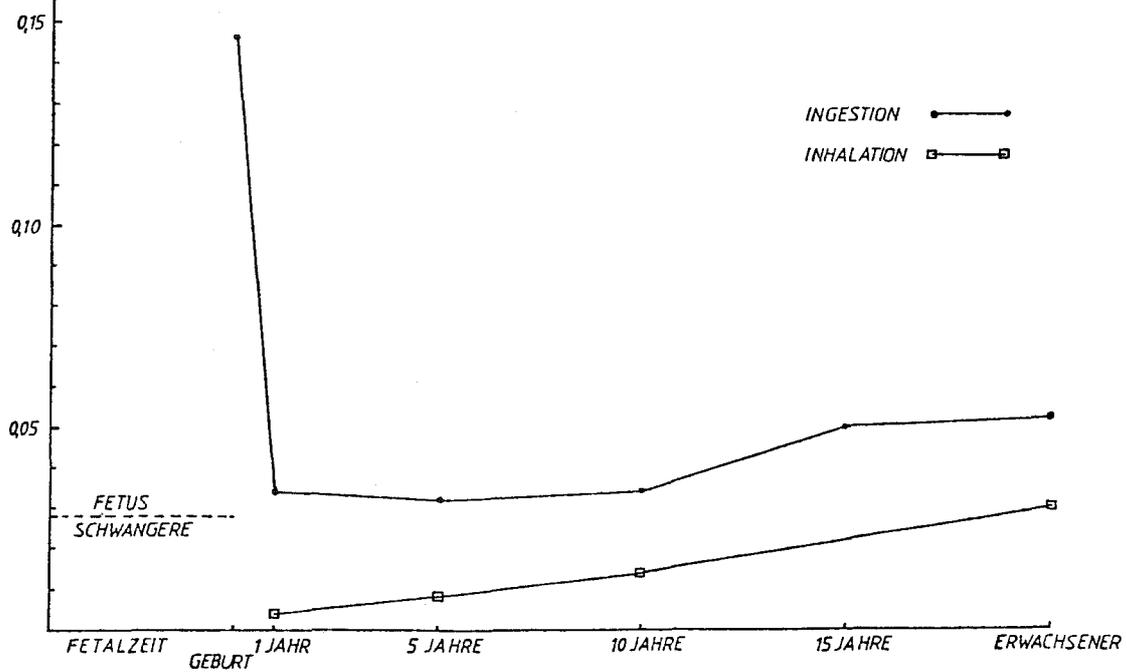


Abb. 11.4.6.: Altersabhängigkeit der Dosisfaktoren (Effektivdosen)
 Cs-137
 Inhalation in mrem pro 1-stündiger Inhalation bei 1 nCi/m³

Strontiumbelastung:

Im ersten Jahr nach dem Reaktorunfall sind Strontiumbelastungen hauptsächlich aus der Milch zu erwarten. Die Strontium-90-Belastung in Kuhmilch beträgt ca. 0,6 % des Cs-137-Wertes. Daraus läßt sich eine durchschnittliche tägliche Aufnahme mit der Nahrung von ca. 20 pCi abschätzen, somit insgesamt ca. 4,8 nCi bis Dezember, 7,3 nCi bis Ende April.

Die Altersabhängigkeit der Dosisfaktoren für die Knochenoberfläche, das rote Knochenmark sowie für die Effektivdosis ist aus Tab. 11.4.2. ersichtlich. Die sich daraus ergebenden Knochenmarksdosen und Effektivdosen sind in Tab. 11.4.5. zusammengestellt (50 Jahre Folgedosis).

Tabelle 11.4.5.: Knochenmarks- und Effektivdosis aus der Belastung über Sr-90 (Annahme: 20 pCi/Tag Aufnahme)

Werte bis Ende 1986, in Klammer bis Ende 1987.

Werte in Millirem

	Kind 1J.	Kind 5J.	Kind 10J.	Kind 15J.	Erwachsener
r. Knochenm.	8 (13)	3 (5)	3 (5)	4 (5)	3 (5)
Effektivdosis	2 (3)	0,8 (1,2)	0,7 (1)	0,8 (1,2)	0,7 (1)

11.5. Belastung durch andere Nuklide

Wie erwähnt, stellt die Ingestion im vorliegenden Fall den wesentlichsten Belastungspfad dar, wobei fast ausschließlich Jod-131 und die Cäsiumisotope -134 und -137 Beiträge liefern, in sehr geringem Ausmaß auch Strontium-90. Nuklide wie Te-132, die Rutheniumisotope und andere treten in der Nahrungsmittelkette kaum auf, mit Ausnahme der Belastung des direkt berechneten Freilandgemüses, dessen Verkauf jedoch verboten war. Strontium-89 blieb wegen seiner kurzen Halbwertszeit und seiner relativ geringen Toxizität bedeutungslos.

Bei der Inhalationsbelastung, die aber insgesamt nur eine geringe Rolle spielte, mußten in den Rechnungen auch Ru-106 sowie Te-132 mitberücksichtigt werden. Die gemessenen Plutoniumaktivitäten blieben auch dafür irrelevant.

11.6. Schwangerschaft und Fetalzeit

Eine eigene Betrachtung muß der Abschätzung der Strahlenbelastung in der Schwangerschaft gewidmet werden.

Die Belastungspfade für den Fetus sind:

1. die externe Bestrahlung (Umgebungsstrahlung), abgeschwächt durch die teilweise Abschirmung durch mütterliches Gewebe
2. die externe und interne Bestrahlung des Fetus durch Radionuklide, welche die Mutter durch Inhalation und Ingestion aufgenommen hat.

Dabei ist die Bestrahlung des Fetus vom umgebenden mütterlichen Gewebe und vom Fruchtwasser, als auch die vom Fetus dia- und paraplazentar aufgenommene Aktivität zu berücksichtigen.

Externe Strahlenbelastung

Für die externe Strahlenbelastung können in guter Näherung die Werte für die Gesamtbevölkerung unter Vernachlässigung des mütterlichen Abschirmungsfaktors herangezogen werden. Dadurch wird der tatsächliche Wert etwas überschätzt. Bis Ende 1986 beträgt dieser Wert durchschnittlich 10 mrem.

Jodbelastung:

Bei der Berechnung der Jod-131-bedingten Strahlenbelastung des Fetus wurden die Dosisfaktorenmodelle von J.R. Johnson (siehe Literatur: Johnson sowie Fueger/Schreiner) sowie von Henrichs, Müller - Brunecker, Paretzke herangezogen.

Die Jodkonzentrierung in der fetalen Schilddrüse beginnt erst nach dem 3. Schwangerschaftsmonat. Der Schilddrüsendosisfaktor erreicht um den 130. Schwangerschaftstag sein Maximum mit etwa dem Doppelten des Erwachsenenwertes und sinkt bis Ende der Schwangerschaft unter den Erwachsenenwert ab. (siehe Tab.11.6.1 und Abb.11.6.1.).

Tab. 11.6.1.: Fetale Schilddrüsendosis für Jod-131 nach
J.R. Johnson
(Literatur siehe Johnson und Fueger/Schreiner)

Fetale Schilddrüsendosis nach einer einmaligen Aufnahme von
1 nCi (37 Bq) J-131 durch die Mutter als Funktion der Schwang-
erschaftsdauer zum Zeitpunkt der Aufnahme:

Schwangerschaftsdauer (TAGE)	Schilddrüsendosis in mrem pro nCi Aufnahme
90	0,0
91	0,43
92	0,73
95	1,5
100	2,3
110	3,3
130	3,6
150	3,2
170	2,7
200	2,1
250	1,4

Erwachsener
(nach ICRP 30)

1,8

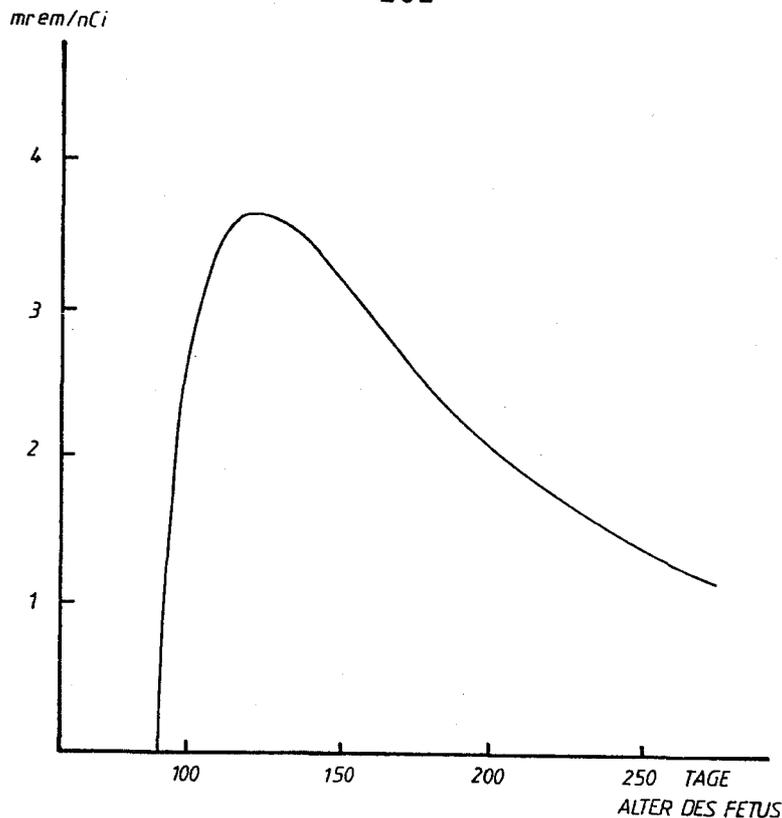


Abb. 11.6.1.: Fetale Schilddrüsendosis in mrem pro nCi Aufnahme durch die Mutter J-131

Die Strahlenbelastung durch Jod-131 in den ersten 12 Wochen der Schwangerschaft beruht folglich vorwiegend auf der Jod-131-Aktivität im mütterlichen Organismus bzw. in den fetalen Organsystemen.

Unter Verwendung von Dosisfaktoren aus Henrichs, Müller-Brunecker, Paretzke (siehe Literatur) läßt sich bei einer Jod-131 Aufnahme über Ingestion von 90 nCi (es wurde ein gegenüber Durchschnittserwachsenen erhöhter Milchkonsum zugrundegelegt) und über Inhalation von 70 nCi, eine fetale Belastung innerhalb der ersten 3 Schwangerschaftsmonate von geringen Bruchteilen von mrem errechnen .

Für Feten im 4. - 9. Schwangerschaftsmonat ergibt sich für einen mittleren Dosisfaktor von 2,3 mrem pro nCi Aufnahme und einer Gesamtaufnahme von 160 nCi J-131 bei Schwangeren (nach Johnson) eine fetale Schilddrüsendosis von ca. 370 mrem.

Bei Jod-131 Aufnahme zwischen dem 120. und 140. Schwangerschaftstag (ungünstigste Annahme) ergibt sich eine fetale Schilddrüsendosis von 560 mrem.

Hinsichtlich der Schilddrüsendosis sind also Feten weniger belastet als Säuglinge und Kleinkinder, die mit 2/3 Milch ernährt wurden. Auch unter Berücksichtigung einer erhöhten Strahlenempfindlichkeit von Feten ist also deren Schilddrüsenbelastung doch gering geblieben. Zudem ist zu berücksichtigen, daß sich Schwangere besonders an die Empfehlungen des Bundesministeriums für Gesundheit und Umweltschutz gehalten haben und daher eher mit niedrigeren Aufnahmezeiten über die Nahrung zu rechnen ist.

Würde man die mittleren fetalen Dosisfaktoren aus Henrichs, Müller-Brunecker, Paretzke zugrundelegen (siehe Literatur: 0,74 mrem/nCi für Inhalation und 1,11 mrem/nCi für Ingestion der Mutter) ergäbe sich eine mittlere fetale Schilddrüsendosis von 152 mrem (100 mrem durch Ingestion, 52 mrem durch Inhalation der Mutter).

Cäsiumbelastung:

Für die fetale Belastung durch Cs-137 und Cs-134 ist die bei Schwangeren deutlich verkürzte biologische Halbwertszeit zu berücksichtigen (ca. 50 Tage, gegenüber etwa 100 Tagen des Referenzmenschen der ICRP).

Dies führt zu einer starken Belastungsminderung sowohl für die Schwangere als auch für den Fetus. Aus der Literatur ist zu ersehen, daß im Fetus keine Cäsiumkonzentrierung erfolgt, so daß von denselben Aktivitätskonzentrationen wie in der Mutter ausgegangen werden kann.

Die Cäsiumdosisfaktoren für Feten (nach GSF-Bericht 6/85) liegen somit bei ca. 50 % des Erwachsenenwertes.

Bei einer mütterlichen Aufnahme von 485 nCi Cs-137 und 2 6 7 nCi Cs-134 (erhöhte Nahrungsaufnahme Schwangerer berücksichtigt) resultiert für Feten bis Ende 1986 eine Dosis von maximal 22,7 mrem.

11.7. Zusammenfassende Darstellung der Belastungen

In Tab. 11.7.1. und in Abb. 11.7.1. sind die für den Zeitraum bis April 1987 abgeschätzten Effektivdosiswerte für die einzelnen Belastungspfade zusammengefaßt. Daraus ist ersichtlich, daß für Erwachsene wie für Säuglinge von einem Jahr die Dosis im österreichischen Durchschnitt ca. 100 mrem betragen wird. Für andere Altersgruppen liegen die entsprechenden Werte darunter, lediglich für Säuglinge, die nicht mit speziellen Kindernährmitteln ernährt werden, ergibt sich ein etwas höherer Wert.

Da bei der Nahrungsmittelbelastung die regionalen Schwankungen geringer sind als bei der äußeren Strahlung, die Hauptbelastung aber über diese erfolgt, liegen hoch belastete Gebiete nur wenig über dem österreichischen Durchschnittswert.

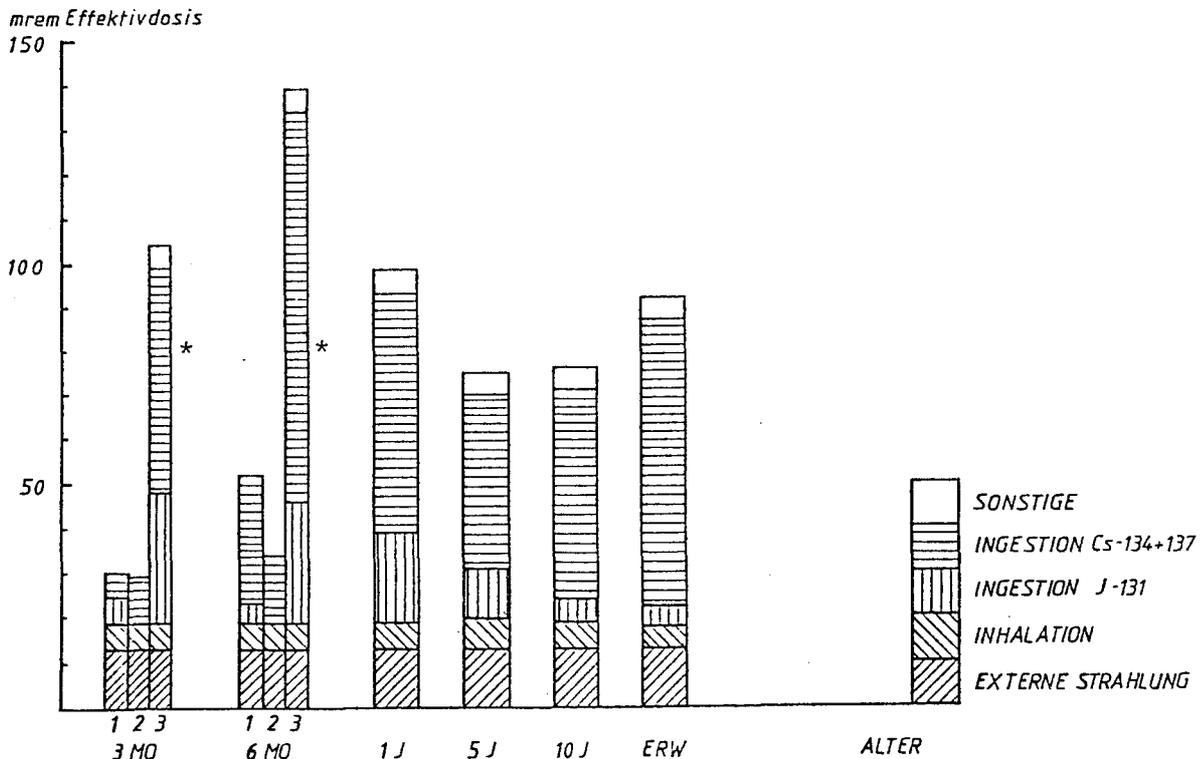


Abb. 11.7.1.: Beiträge einzelner Belastungspfade zur gesamten Effektivdosis als Folge des Reaktorunfalls von Tschernobyl bis Ende April 1987
Österreichische Mittelwerte
*) bei Nichtbeachtung der Ernährungsempfehlungen des BMGU

Tabelle 11.7.1.1.: Effektivdosis (in mrem) als Folge des Reaktorunfalls von Tschernobyl im ersten Folgejahr (bis April 1987). Österreiche Durchschnittswerte. Ernährungskategorien der Säuglinge: 1) Ernährung mit Frauenmilch 2) Ernährung mit (teil-)adaptierter Milchfertiernahrung bzw. mit "Babynahrung" 3) Ernährung mit Zweidrittelmilch bzw. mit Vollmilch und nicht mit speziellen Kindernährmitteln. Werte für Kinder unter 1 Jahr sind nicht als Individualdosen interpretierbar, nur von statistischer Bedeutung

	Säugling 3 Monate			Säugling 6 Monate			S. 1J	Kind 5J	Kind 10J	Erwachsener
	1	2	3	1	2	3				
Äußere Strahlung	13	13	13	13	13	13	13	13	13	13
Inhalation	6	6	6	6	6	6	6	7	6	5
Ingestion:										
Jodphase	6	0	29	4	0	28	20	11	5	4
Cäsiumph.	5	10	51	29	14	87	54	39	47	65
sonst.			5			5	5	5	5	5
gesamt	30	29	104	52	33	139	98	75	76	92

Die Belastung erfolgt bei nahezu allen Gruppen hauptsächlich über die Ingestion der Cäsiumisotope. Es sei nochmals darauf verwiesen, daß bei Ganzkörpermessungen tatsächlich niedrigere Belastungen gemessen wurden als die Aufnahmeberechnungen ergeben.

Abb.11.4.3. zeigt die Anteile der einzelnen Belastungswege für die Schilddrüsendosis im österreichischen Durchschnitt. Die Schilddrüsenbelastung ist bei Kindern ab 1 Jahr durchwegs höher als bei Erwachsenen. Der Schilddrüsen Grenzwert der Strahlenschutzverordnung (1000 mrem), der für den vorliegenden Fall allerdings nicht im strengen Sinne gilt, wird nur bei einigen Gruppen geringfügig überschritten.

Die relativen Anteile der einzelnen Belastungspfade sind stark altersabhängig (Abb. 11.7.2.). Während bei gestillten Säuglingen die äußere Strahlung einen relativ großen Beitrag liefert, trägt diese zur Erwachsenenbelastung nur wenig bei. Für die Erwachsenenendosis ist auch J-131 wenig relevant, wesentlich ist jedoch die Ingestion der Cäsiumisotope.

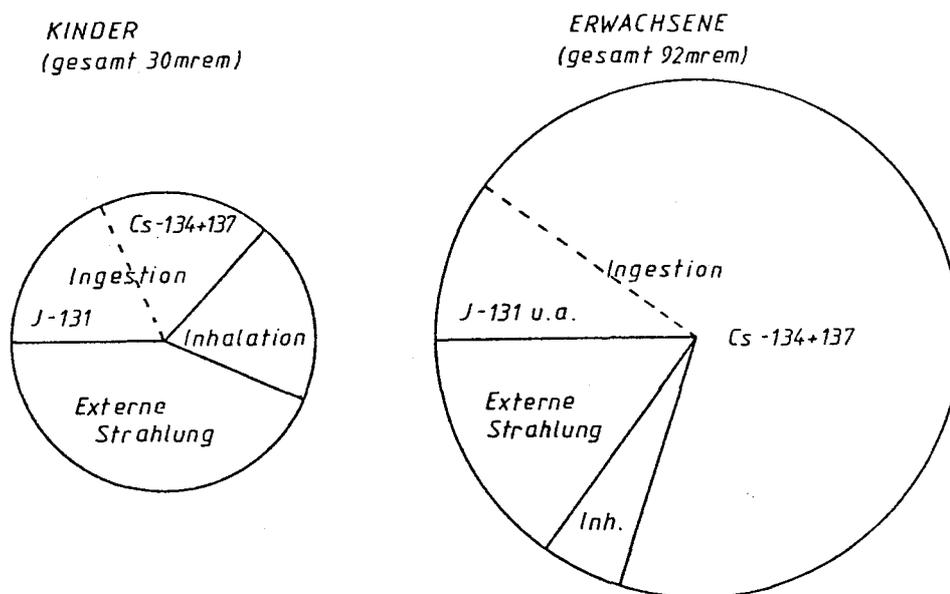


Abb. 11.7.2.: Relative Anteile verschiedener Belastungspfade bei Kindern (3 Monate, gestillt) und Erwachsenen

Die Hauptbelastung der Erwachsenen erfolgt über Milch und Fleisch (54% der Gesamtdosis) sowie über den Verzehr pflanzlicher Produkte (26%).

Akute Strahlenschädigungen waren aufgrund des Reaktorunfalls von Tschernobyl in Österreich nie zu erwarten; Krebstodesfälle und genetische Schädigungen lassen sich zwar aus der Dosisbelastung theoretisch errechnen, eine statistisch signifikante Steigerung derartiger Strahlenfolgen ist allerdings aufgrund der vergleichsweise hohen "normalen" Rate an Krebs und genetischen Defekten nicht zu erwarten.

11.8. Ausblick auf die folgenden Jahre

Es ist vorherzusehen, daß die Strahlenbelastung als Folge des Reaktorunfalls in den folgenden Jahren stark abnehmen wird. Detaillierte Voraussagen sind hierzu nur in sehr beschränktem Maß möglich. Durch Remobilisierung von in mehrjährigen Futterpflanzen gespeichertem Cäsium ist im folgenden Jahr mit geringen Belastungen zu rechnen. Langfristig von gewisser Bedeutung ist der ständige, wenn auch geringe Beitrag der im Boden deponierten Nuklide zur äußeren Strahlung sowie der Transfer in die Nahrungsmittelkette durch Aufnahme aus dem Boden. Beide Beiträge sind sicher auf vergleichsweise sehr geringem Niveau anzusetzen, jedoch von relativ langer Dauer.

Abschätzungen zufolge werden für die nächsten 50 Jahre im Durchschnitt über das Bundesgebiet Effektivdosiswerte von insgesamt ca. 50 mrem für Österreich angegeben.

11.9. Teilnehmer der Arbeitsgruppe für die Dosisbelastung

MR Dr. P. Vychytil, MR Prof. DDr. V. Havlovic, Dr. W. Ecker, Dr. J. Zechner (Bundesministerium für Gesundheit und Umweltschutz);

Dr. W. Struwe, Dr. E. Henrich, Dr. F. Schönhofer, P. Flener (Umweltbundesamt);

Dr. V. Karg (Bundesanstalt f. Lebensmitteluntersuchung);

Dr. K. Irlweck (Österr. Forschungszentrum Seibersdorf bzw. Inst. f. Anorganische Chemie der Universität Wien);

Dr. A. Hefner, Dr. Kunsch, Dr. K. Mück, Dr. F. Steger (Österreichisches Forschungszentrum Seibersdorf);

Univ. Prof. Dr. H. Vonach (Institut f. Radiumforschung und Kernphysik d. Österreichischen Akademie der Wissenschaften);

Univ. Doz. Dr. R. Albert (Institut f. Pflanzenphysiologie der Universität Wien);

Univ. Prof. Dr. E. Tschirf, Univ. Doz. Dr. M. Tschurlovits, Dr. H. Klima (Atominstitut der Österreichischen Universitäten);

Univ. Doz. Dr. F. Haschke (Universitäts-Kinderklinik);

Dr. E. Havlik (II. Med. Klinik, Wien);

Dr. M. Nell, Dr. W. Schebeczek (Physikalisch-Technische Prüfanstalt f. Radiologie und Elektromedizin).

11.10. Literaturverzeichnis zum Kapitel 11: Dosisabschätzung

FUEGER, G.F., SCHREINER, W. (1985): Dosimetrie offener Radionuklide, Verlag Informatica Ges.m.b.H; Wien

HENRICHS, K., ELSASSER, U., SCHOTOLA, C., KAUL, A. (1985): Dosisfaktoren für Inhalation oder Ingestion von Radionuklidverbindungen; Institut für Strahlenhygiene des Bundesgesundheitsamtes, Neuherberg

ISH - Heft 78: Altersklasse 1 Jahr

ISH - Heft 79: Altersklasse 5 Jahre

ISH - Heft 80: Altersklasse 10 Jahre

ISH - Heft 81: Altersklasse 15 Jahre

HENRICHS, K., MÜLLER-BRUNECKER, G., PARETZKE H.G. (1983): Zur Strahlenexposition der Schilddrüse bei Inkorporation von Jodisotopen: Altersabhängigkeit und Zuverlässigkeit von Dosisfaktoren; Institut für Strahlenschutz der Gesellschaft für Strahlen- und Umweltforschung, München; GSF-Bericht S-960, 1983

HENRICHS, K., PARETZKE, H.G. (1985): Strahlenexposition durch Inkorporation radioaktiver Caesiumisotope, Institut für Strahlenschutz der Gesellschaft für Strahlen- und Umweltforschung, GSF-Bericht 6/85

ICRP 30 (1985): Grenzwerte der Aktivitätszufuhr von Radionukliden für Beschäftigte

ICRP Veröffentlichung 30, Teil 1-3 + Supplement-Bände

Gustav Fischer Verlag, Stuttgart-New York 1985

ICRP 23 (1974): Report of the Task Group on Reference Man
Pergamon Press, Oxford 1974

IPCS (International Programme on Chemical Safety, 1983):
Environmental Health Criteria 25: Selected Radionuclides; WHO,
Genf 1983

JOHNSON, J.R. (1982): Fetal Thyroid Dose from Intakes of
Radioiodine by the Mother; Health Physics 43, 573-582, 1982

KAUL, A., ROEDLER, H.D., 1980: Radioiodine: Biokinetics, Mean
Dose and Dose Distribution;
Radiation Environment Biophysics 18, 185-195, 1980

NCRP (National Council on Radiation Protection, 1977):
Cesium-137 from the Environment to Man: Metabolism and Dose,
Report No 52, Washington Cd, 1977

ROEDLER, H.D., ERZBERGER, A., KAUL, A. (1984): Biokinetics of
Internal Emitters and Absorbed Dose to the Human Fetus; 6th
International Congress of IRPA (Int. Radiation Protection
Association), Berlin 1984

SCHWARZ, G., DUNNING, D.E. JR. (1982): Imprecision in Estimates
of Dose from Ingested 137-Cs Due to Variability in Human
Biological Characteristics; Health Physics 43, 631-645, 1982

STIEVE, F.E., ZEMLIN, G., GRIEBEL, I. (1985): Plazentarer
Transfer von Jod und seinen Verbindungen; Institut für
Strahlenschutz, GSF-Bericht 41/85

UMWELTRADIOAKTIVITÄT und Strahlenexposition in Südbayern durch
den Tschernobyl-Unfall, Gesellschaft für Strahlen-
und Umweltforschung, München 1986

12. Verstrahlungssituation in anderen Ländern Europas

Auch zum jetzigen Zeitpunkt ist es noch nicht möglich, eine vollständige Übersicht über Dosisleistung und Deposition in Europa zu erstellen. Der vorliegende Überblick beschränkt sich daher auf jene Länder, aus denen bereits Berichte vorliegen bzw. verlässliche Angaben aus kompetenter Quelle mündlich erhalten wurden.

Schweiz:

In der Schweiz wurden am 2. Mai 1986 in der Umgebung des Bodensees Ortsdosisleistungen bis zu 100 uR/h gemessen, während die übrige Schweiz kaum betroffen war. Beginnend am 5. Mai 1986 kam es auch im Süden (Tessin) zu Erhöhungen, die um den 6. Mai ein Maximum um etwa 170 uR/h erreichten. Im Tessin traten auch die höchsten Depositionen von Cs-137 auf, etwa 1200 nCi/m^2 und in der Kuhmilch wurden bis zu 50 nCi J-131/l und 18 nCi Cs-137/l gemessen. Die erhöhte Kontamination im Tessin spiegelt sich in den Radionuklidgehalten sämtlicher Lebensmittel wider.

Ungarn:

Wie aus einer Verstrahlungskarte hervorgeht, wurde Ungarn relativ gering betroffen. Es wurden unterschiedliche Kontaminationswellen registriert - in Budapest waren Spitzen am 2. und 8. Mai, in Paks am 4. und 7. Mai zu verzeichnen. Lediglich die Gegend um Budapest und Westungarn zeigte höhere Werte, die mit den Werten in Ostösterreich korrespondierten. (Bekanntlich waren diese Gebiete in Österreich vergleichsweise gering kontaminiert.) In Ungarn wurde ein gezieltes und maßvolles, jedoch effektives Meßprogramm zur Kontrolle der Umwelt und der Lebensmittel durchgeführt. Die weitaus höchste Aktivität von Jod-131 in Milch lag bei 30 nCi/l, die Werte bewegten sich jedoch im allgemeinen in den letzten Maitagen um 1 nCi/l.

Die niedrigen Werte für Gemüse und andere Nahrungsmittel, die in ungarischen Importwaren gemessen wurden, legen ebenfalls den Schluß nahe, daß das ungarische Staatsgebiet sehr wenig kontaminiert wurde.

Tschechoslowakei:

Die sehr spärlich verfügbaren Daten zeigten eine maximale Dosisleistung von 70 - 80 uR/h. Die in Österreich regional starke Kontamination von Oberösterreich und Salzburg soll sich nach verschiedenen Informationen in den angrenzenden Gebieten der Tschechoslowakei fortgesetzt haben.

Finnland:

Am Abend des 27. April 1986 wurden in Kajaani im Gefolge eines heftigen Regenschauers die ersten Erhöhungen festgestellt, allerdings als natürliches Phänomen (Auswaschen von Radon aus der Atmosphäre) fehlinterpretiert.

Die höchste externe Dosisleistung wurde am 30. April in Uusikaupunki mit etwa 300 uR/h gemessen. Höhere Werte wurden in ziemlich klar begrenzten Gebieten festgestellt, wobei der Norden des Landes praktisch überhaupt nicht kontaminiert wurde. Die höchsten (lokal begrenzten) Depositionen von Cs-137 lagen um $1,6 \text{ nCi/m}^2$, bewegten sich jedoch in der südlichen Landeshälfte im allgemeinen zwischen 55 und 460 nCi/m^2 . Diese relativ geringen Verstrahlungen entstanden, obwohl im Süden sehr hohe Luftkontaminationen gemessen wurden - ein Phänomen, das auch aus dem Osten Österreichs bekannt ist. Auch in Finnland waren einige "Kontaminationswellen" unterscheidbar.

Aufgrund der Jahreszeit und der Disziplin der Bauern, die ihre Kühe auf Anordnung im Stall behielten, lagen die höchsten Werte für Jod-131 in der Milch noch unter 1 nCi/l . Die gleichen Werte wurden auch für Cs-137 gemessen.

Mittels eines maßvollen, jedoch gut überlegten Meßprogramms, konnte vom finnischen Strahlenschutzinstitut die Belastungssituation der Umwelt und der Lebensmittel sehr rasch ermittelt werden. Wesentlich erhöhte Werte gab es bei manchen Süßwasserfischen und in einigen Gebieten bei Elch- und Rentierfleisch.

In den am stärksten kontaminierten Gegenden wird die zusätzliche Dosis im ersten Jahr nach dem Unfall auf etwa 60 bis 80 mrem geschätzt, in den geringer belasteten Gebieten wird sie wesentlich weniger betragen.

Außer der dringenden Empfehlung, die Kühe nicht auf der Weide grasen zu lassen (aufgehoben am 26. Mai) und einigen weiteren Empfehlungen, gab es keine verordneten Maßnahmen.

Schweden:

Am Morgen des 28. April 1986 wurden beim Kernkraftwerk Forsmark nördlich von Stockholm erhöhte Dosisleistungswerte und frische Spaltprodukte gemessen. In Verbindung mit starken Niederschlägen kam es zu regionalen starken Verstrahlungen im Gebiet um Gävle nördlich von Stockholm (bis 400 uR/h) und Sundsvall (etwa 300 uR/h). Die Deposition betrug für Cs-137 in beiden Gebieten eng begrenzt bis 2700 nCi/m². Die Daten beruhen auf Flugmessungen.

Milch aus den beiden stark betroffenen Gebieten wies maximal 1,6 nCi Jod-131/l auf, da die Tiere mit alten Vorräten gefüttert wurden. Die höchsten Werte in Milch betragen für Jod-131 6,1 nCi/l (Gotland) für Cs-137 etwa 1,4 nCi/l, der höchste Wert für Sr-90 war 24 pCi/l, wobei die Durchschnittswerte wesentlich darunter lagen.

Der Richtwert für den Verkauf von Lebensmitteln lag bei 8,1 nCi Cs-137/kg. Hohe Werte wurden in Pilzen, Fischen, wild wachsenden Beeren und im Wild in den am meisten betroffenen Gebieten registriert.

Norwegen:

In Norwegen waren mehrere eng begrenzte Gebiete relativ hoch verstrahlt - die Bodenkontamination lag dort teilweise über 3600 nCi Cs-137/m², wobei jedoch der überwiegende Teil des Landes sehr gering oder überhaupt nicht kontaminiert war. Aufgrund der niedrigen EWG-Grenzwerte für Radiocäsium in Fleisch (16,2 nCi/kg) kam es zu Problemen mit Rentierfleisch, Schaffleisch und Süßwasserfischen. Es wurde eine Anhebung der Grenzwerte für diese Nahrungsmittel um einen Faktor 10 verfügt, da man die ökonomischen und sozialen Kosten im Vergleich zur erzielbaren Dosisreduktion für zu hoch erachtete. Etliche Meßprogramme, spezifisch für die norwegischen Lebensmittel- und Umweltbedingungen, sind im Laufen.

Dänemark:

Dänemark wurde von schwach kontaminierter Luft überflutet. Da es zur kritischen Zeit keine Niederschläge gab, kam es zu so geringer Kontamination, daß kaum Dosisleistungserhöhungen feststellbar waren. Es kam daher auch zu keinen Problemen bei Lebensmitteln.

Bundesrepublik Deutschland:

Im nördlichen Deutschland wurden nur geringe Erhöhungen der Luftaktivität registriert, zum Großteil sogar erst ab dem 3. Mai. In einigen Stationen im östlichen Bayern konnten (wie in Österreich) schon am 29. April erste Erhöhungen in Aerosolen festgestellt werden, die stärksten Erhöhungen waren am 30. April bzw. 1. Mai zu verzeichnen.

In Süddeutschland wurden am 30. April und am 1. Mai, jeweils nachmittags, zwei Hauptkontaminationswolken festgestellt. Die Dosisleistungen betragen maximal 190 uR/h, lagen im allgemeinen jedoch unter 100 uR/h. Die Bodenkontamination mit Cs-137 betrug maximal 320 nCi/m^2 (Durchschnitt etwa 100 nCi/m^2) - an der Grenze zu Salzburg sollen in höheren Lagen wesentlich höhere Werte gemessen worden sein.

Die Richtwerte für Milch (13,5 nCi J-131/l) wurden in Bayern um den 5. Mai häufig überschritten. Die Belastung der Nahrungsmittel dürfte etwa der durchschnittlichen Belastung in Österreich entsprochen haben. Die Situation bei den Nahrungsmitteln dürfte in etwa so wie in den mittel verstrahlten Gebieten in Österreich gelegen sein.

Benelux-Länder:

In den Benelux-Ländern kam es, so wie in den angrenzenden Gebieten der Bundesrepublik Deutschland, zu sehr geringen Erhöhungen. Es gab keinerlei Probleme in der Nahrungsmittelversorgung.

Frankreich:

In Frankreich wurden an einigen Stellen schwache Erhöhungen gemessen. Einzelne radioökologisch orientierte Messungen sind bekannt, doch wurden keine großen Meßprogramme durchgeführt. Man war aufgrund der vorliegenden Meßergebnisse überzeugt, daß die Situation keine besonderen Maßnahmen erforderte.

Spanien - Portugal:

Auf der iberischen Halbinsel wurden nur äußerst geringe Erhöhungen festgestellt. Die Meßprogramme waren nur auf die stichprobenartige Kontrolle ausländischer Lebensmittel abgestimmt.

Beschreibung verwendeter Fachausdrücke

ABSORPTION

Aufnahme eines Stoffes in einem Medium, bzw. Umwandlung von Strahlenenergie in eine andere Energieform durch Wechselwirkung mit Materie.

ADSORPTION

Bindung eines Stoffes an die Oberfläche eines anderen Stoffes.

AEROSOLE

Fein verteilte, feste oder flüssige Schwebeteilchen in Gasen.

AKTIVITÄT

Siehe Radioaktivität

ALPHA-STRAHLEN

Radioaktive Strahlen, die von bestimmten Radionukliden (Plutonium-239 und Radium-226) beim aktiven Zerfall ausgesandt werden (Korpuskularstrahlen); diese Alpha-Teilchen sind Heliumkerne. Alpha-Strahler haben nur eine geringe Reichweite von etwa 1 mm im Körpergewebe und werden für den Menschen erst gefährlich, wenn sie auf die Haut oder durch Atmen und Nahrung ins Körperinnere gelangen.

ANTHROPOGEN

Vom Menschen beeinflusst oder verursacht

ÄQUIVALENTDOSIS

Produkt aus der Energiedosis mit einem Qualitätsfaktor Q . Der Qualitätsfaktor kennzeichnet die relative biologische Wirksamkeit einer bestimmten Strahlungsart im menschlichen Körper. So kann etwa bei gleicher Energiedosis ein Alpha-Strahler ($Q=20$ für Alpha-Teilchen) die 20-fache Äquivalentdosis erzeugen wie ein Beta-Strahler ($Q=1$ für Beta-Teilchen, Gammastrahlung und Röntgenstrahlung) Einheit: 1 Sievert, (siehe Tabelle)

ATOM

Kleinstes Teilchen eines chemischen Elements, bestehend aus dem Atomkern und der Elektronenhülle.

BECQUEREL (Bq)

Internationale Maßeinheit für Radioaktivität. 1 Bq entspricht einem radioaktiven Atomzerfall in der Sekunde (siehe Tabelle).

BETA-STRAHLEN

Radioaktive Strahlen, die von bestimmten Radionukliden (z.B. Jod-131, Strontium-90) beim radioaktiven Zerfall ausgesandt werden (Elektronenstrahlen). Beta-Teilchen durchdringen einige Millimeter bis 2 Zentimeter des Körpergewebes und stellen besonders bei direkter Aufnahme eine Gefahr für den Menschen dar.

CÄSIUM (Cs)

Chemisches Element mit mehreren Isotopen. Cäsium ist ein Alkalimetall und z.B. dem Kalium sehr ähnlich. Das Radioisotop Cäsium-137 ist ein Beta- und Gammastrahler mit einer Halbwertszeit von rund dreißig Jahren; das Isotop Cäsium-134 hat eine Halbwertszeit von etwa 2 Jahren.

CURIE (Ci)

Ältere Einheit der Radioaktivität (siehe Tabelle).

DEPOSITION

Ablagerung von Schadstoffen.

- a) trockene Deposition: Schadstoffe werden trocken abgelagert
- b) nasse Deposition: Schadstoffe werden mit dem Niederschlag ausgewaschen

DIAPLAZENTAR

Nuklide können von der Mutter über die Plazenta ("diaplazentar") in den Fetus gelangen.

DOSIS

Die Strahlendosis (Energiedosis) ist die auf (z.B. 1 kg) Körpermasse übertragene Strahlenenergie (siehe Tabelle).

DOSISLEISTUNG

Die pro Zeiteinheit (min=Minute, h=Stunde, d=Tag, a=Jahr) absorbierte Äquivalentdosis (z.B. rem/a), Energiedosis (z.B.: rad/h) oder Ionendosis (z.B.: R/h).

EFFEKTIVDOSIS

Die Effektivdosis besteht aus der Summe der gewichteten Äquivalentdosen der einzelnen Körperorgane, da die Beiträge der einzelnen Organe zum gesamten Strahlenrisiko unterschiedlich sind.

ELEKTRON

Teil des Atoms (Atomhülle), negativ geladen, geringe Masse.

EMISSION

Abgabe von (Schad-)Stoffen an die Atmosphäre oder in Gewässer.

EMITTENT

Verursacher von Emissionen.

ENERGIEDOSIS

Absorbierte Strahlungsenergie je Masseneinheit. Einheit: rad (seit 1986 = Gray, siehe Tabelle).

FALLOUT

Bezeichnung für radioaktiven Niederschlag aus der Atmosphäre nach Kernwaffenexplosionen oder Reaktorunfällen. Der Fallout besteht aus einem Gemisch von Radioisotopen, dessen Zusammensetzung je nach Art der Kernreaktion, der meteorologischen Bedingungen und der Entfernung vom Ort der Kernreaktion variieren kann.

FETUS

Leibesfrucht; hier wird darunter der Keim während der gesamten Schwangerschaftsdauer verstanden. (Im engeren Sinne dauert die Fetalperiode etwa vom Anfang der 9. Schwangerschaftswoche bis zur Geburt)

GAMMA-SPEKTROMETRIE

Die von der Probe ausgesandte Gamma-Strahlung wird (nach ihrer Energie aufgelöst) registriert; aus den festgestellten Energien und den gezählten Ereignissen kann auf die Art der in der Probe enthaltenen Radionuklide und ihre Konzentration rückgeschlossen werden.

GAMMA-STRAHLUNG

Energiereiche elektromagnetische Wellenstrahlung, die bei radioaktiven Kernumwandlungen bzw. aus angeregten Atomkernen freigesetzt wird; sie besitzt energieabhängig z.T. ein großes Durchdringungsvermögen.

GRAY (Gy)

Internationale Einheit der Energiedosis, 1 Gray entspricht 100 rad oder der Energiemenge von 1 Joule pro Kilogramm des bestrahlten Materials (siehe Tabelle).

HALBWERTSZEIT (HWZ)

- a) physikalische HWZ (T_{phys}): Zeit, in der jeweils die Hälfte der ursprünglichen Menge eines radioaktiven Stoffes zerfallen ist.
- b) biologische HWZ (T_{biol}): Zeit, in der jeweils die Hälfte der ursprünglichen Menge eines im Körper aufgenommenen radioaktiven Stoffes vom Organismus ausgeschieden oder abgebaut ist.
- c) effektive HWZ (T_{eff}): Zeit, in der die Aktivität einer radioaktiven Substanz im Körper auf die Hälfte abgenommen hat.

$$T_{\text{eff}} = \frac{T_{\text{phys}} \cdot T_{\text{biol}}}{T_{\text{phys}} + T_{\text{biol}}}$$

HEKTO-PASCAL (hPa)

Maßeinheit für den Gasdruck.

HEUPELLETS

Aus Heu gepreßtes Futter.

HINTERGRUNDAKTIVITÄT

Ständig vorhandene (natürliche) Radioaktivität.

ICRP

International Commission on Radiological Protection
(Internationale Strahlenschutz-Kommission).

IMMISSION

Ablagerung von Schadstoffen aus Atmosphäre oder Gewässern auf Lebewesen und Gegenstände.

INGESTION

Allgemein: Nahrungsaufnahme

Speziell: Aufnahme von radioaktiven Stoffen mit der Nahrung

INHALATION

Allgemein: Einatmung von Gasen

Speziell: Aufnahme von radioaktiven Stoffen mit der Atemluft

INKORPORATION

Allgemein: Aufnahme in den Körper.

Speziell: Aufnahme radioaktiver Stoffe in den menschlichen Körper.

ION

Elektrisch geladenes Atom oder Molekül.

IONENDOSIS

Durch ionisierende Strahlung erzeugte elektrische Ladung pro Masse durchstrahlter Luft; Einheit: Röntgen, R (seit 1986: Coulomb/kg, siehe Tabelle).

IONISIERENDE STRAHLEN

Röntgen-, Gamma- und Korpuskularstrahlen, die Ionen zu erzeugen vermögen. Sie können im Körper zu Zellschädigungen führen.

ISOTOPE

Variante eines chemischen Elements mit gleichen chemischen Eigenschaften (gleiche Protonenzahl), aber verschiedener Neutronenzahl.

JOD (J oder I)

Chemisches Element mit mehr als 30 Isotopen. Jod ist ein lebenswichtiges Spurenelement und zum Aufbau von Schilddrüsenhormonen unentbehrlich. Da sich radioaktive Isotope (z.B. Jod-131) chemisch nicht vom stabilen Jod unterscheiden, können Jod-Radioisotope in die Schilddrüse aufgenommen werden und dort durch ihre Beta- und Gammastrahlung Schäden hervorrufen. Die meisten Jod-Radioisotope zerfallen in wenigen Minuten oder Stunden; Jod-131 hat eine physikalische Halbwertszeit von acht Tagen. (Im vorliegenden Bericht weisen manche Abbildungen die neue internationale Abkürzung I auf).

KOLLEKTIVDOSIS

Summe aller Einzeldosen der Personen eines Kollektivs (nach bestimmten Kriterien ausgesuchte Personengruppe, z.B. Einwohner eines bestimmten Gebietes).

KONTAMINATION

Speziell: Verunreinigung von Stoffen (z.B. Nahrungsmitteln) oder der Umwelt durch radioaktive Substanzen.

LEGUMINOSEN

Pflanzen (Schmetterlingsblütler), haben die Fähigkeit, Luftstickstoff zu binden.

LOW-LEVEL-ANLAGE

Mittels spezieller Bleiabschirmungen und durch elektronische Verminderung der durch Strahlung von außen bewirkten Zählereignisse wird ein besonders niedriger Hintergrund für die Messung der Probe erzielt.

Alpha/Beta Low-Level-Anlage: Zur Messung von alpha- bzw. beta-strahlenden Proben. Im allgemeinen ist für eine nuklid-spezifische Aussage ein großer chemischer Aufwand in der Probenvorbereitung erforderlich.

ME(S)Z

Mitteleuropäische(Sommer-)Zeit.

MYCEL

Flechtgewebe der Pilze.

NAHRUNGSKETTE

Die durch die Ernährung bedingte stufen- und kettenartige Abhängigkeitsfolge von Lebensgemeinschaften (z.B. Gras - Kuh - Milch - Mensch). Radioaktive Stoffe werden von einem am Anfang der Nahrungskette stehenden Organismus aufgenommen (z.B. Gras) und im Verlauf der Nahrungskette weitergereicht, wobei es zum Teil zu stärkeren Anreicherungen kommen kann.

NATRIUM-JODID (Tl)-DETEKTOR

In einem durch Thallium aktivierten Natrium-Jodid-Kristall werden durch Gamma-Strahlung aufgrund der Szintillationseffekte Lichtblitze erzeugt (siehe auch Szintillationsverfahren).

NEUTRON

Elektrisch neutrales Teilchen des Atomkerns.

NUKLID

Atomart, charakterisiert durch Massenzahl, Atomnummer und Energiezustand ihres Kerns.

OBERFLÄCHENWASSER

Wasser aus Seen oder Flüssen.

ORTSDOSISLEISTUNG

Dosis pro Zeiteinheit an einem bestimmten Ort; z.B. Ionen-dosisleistung in uR/h.

PARAPLAZENTAR

Wörtlich: neben der Plazenta; Substanzen können von der Mutter über die Plazenta (diaplazentar) oder neben der Plazenta (z.B. über das Fruchtwasser) in den Fetus gelangen.

PROTON

Positiv geladenes Teilchen des Atomkerns.

RAD

Englisch: radiation absorbed dose; ältere Einheit der Energie dosis (siehe Tabelle).

RADIOAKTIVE STOFFE

Stoffe, die infolge spontaner Kernprozesse ionisierende Strahlen aussenden.

RADIOAKTIVITÄT

Eigenschaft von bestimmten Atomkernen, ohne äußere Einwirkung zu zerfallen und dabei Strahlung auszusenden.

RADIONUKLIDE

Instabile Atomkerne, die radioaktiv zerfallen.

REM

Englisch: roentgen equivalent men.
Ältere Einheit der Äquivalentdosis (siehe Tabelle).

RÖNTGEN (R)

Ältere Einheit der Ionendosis (siehe Tabelle).

SCHRITTFILTERBANDANLAGE

Ein Filterband wird bei Luftansaugen schrittweise transportiert, wobei mehrere, im räumlichen Abstand befindliche Gesamt-Beta-Meßstellen die am Filterband abgelagerten Aerosole in einer zeitlich verzögerten Weise ausmessen.

SIEVERT (Sv)

Internationale Einheit der Äquivalentdosis (siehe Tabelle).

SZINTILLATIONSVERFAHREN

In gewissen Substanzen werden durch Strahlung Lichtblitze hervorgerufen, die in elektronische Signale umgewandelt und weiterverarbeitet werden. Die Intensität der Lichtblitze ist ein Maß für die Energie der Strahlung.

THERMOLUMINISZENS-DOSIMETER (TLD)

Durch die Strahlung kommt es zu Veränderungen im Kristallgitter der Dosimetersubstanz, die sich beim Aufheizen rückbilden und dabei in Form einer Lichtemission meßbar werden.

TOXIZITÄT

Giftigkeit.

TRAJEKTORIEN

Zugbahnen der Luft.

TRANSFERFAKTOR

Gibt an, wieviel Aktivität, z.B. vom Boden in die Pflanze, oder vom Futter der Kuh in deren Milch oder Fleisch übergeht.

WASHOUT

Siehe Deposition, nasse.

Tabelle neuer und alter Einheiten und deren Umrechnungsfaktoren:

	neue Einheit	alte Einheit	Umrechnungsfaktor
Radioaktivität	Becquerel (Bq) 1 Bq = 1 Zerfall/sec	Curie (Ci)	1 Ci = $3,7 \times 10^{10}$ Bq 1 Bq = 27 pCi
Ionendosis	Coulomb pro kg (C/kg)	Röntgen (R)	1 R = $2,58 \times 10^{-4}$ C/kg
Energiedosis	Gray (Gy) 1 Gy = 1 Joule/kg	rad (rd)	1 Gy = 100 rd 1 rd = 0,01 Gy
Äquivalentdosis	Sievert (Sv) 1 Sv = 1 Joule/kg	rem	1 Sv = 100 rem 1 rem = 0,01 Sv

Maßeinheiten:

Vorsilbe	Symbol	Zehnerpotenz
Mega-	M	$10^6 = 1\ 000\ 000$
Kilo-	k	$10^3 = 1\ 000$
Milli-	m	$10^{-3} = 0,001$
Mikro-	u	$10^{-6} = 0,000\ 001$
Nano-	n	$10^{-9} = 0,000\ 000\ 001$
Piko-	p	$10^{-12} = 0,000\ 000\ 000\ 001$