

Zeitschrift: Bericht der Eidgenössischen Kommission zur Überwachung der Radioaktivität

Herausgeber: Eidgenössische Kommission zur Überwachung der Radioaktivität

Band: 29 (1985-1986)

Heft: 1: Text

Rubrik: Die Strahlenexposition der Schweizer Bevölkerung durch den Reaktorunfall von Tschernobyl

Nutzungsbedingungen

Die ETH-Bibliothek ist die Anbieterin der digitalisierten Zeitschriften. Sie besitzt keine Urheberrechte an den Zeitschriften und ist nicht verantwortlich für deren Inhalte. Die Rechte liegen in der Regel bei den Herausgebern beziehungsweise den externen Rechteinhabern. [Siehe Rechtliche Hinweise.](#)

Conditions d'utilisation

L'ETH Library est le fournisseur des revues numérisées. Elle ne détient aucun droit d'auteur sur les revues et n'est pas responsable de leur contenu. En règle générale, les droits sont détenus par les éditeurs ou les détenteurs de droits externes. [Voir Informations légales.](#)

Terms of use

The ETH Library is the provider of the digitised journals. It does not own any copyrights to the journals and is not responsible for their content. The rights usually lie with the publishers or the external rights holders. [See Legal notice.](#)

Download PDF: 15.03.2025

ETH-Bibliothek Zürich, E-Periodica, <https://www.e-periodica.ch>

6. DIE STRAHLENEXPOSITION DER SCHWEIZER BEVÖLKERUNG DURCH DEN REAKTORUNFALL VON TSCHERNOBYL *)

6.1. Zur Problematik der Dosisabschätzung

Die Strahlenexposition durch den Reaktorunfall Tschernobyl setzt sich aus vier Komponenten zusammen:

- Externe Bestrahlung durch die Radioaktivität der Luft
- Inhalationsdosis durch Einatmen radioaktiver Luft
- Externe Bestrahlung als Folge der Ablagerung radioaktiver Nuklide auf dem Boden
- Interne Bestrahlung als Folge der Aufnahme kontaminierter Lebensmittel

Im Falle von Tschernobyl waren die ersten zwei Beiträge recht klein (unter 0,02 mSv). Betr. die Abschätzung der externen Dosis vgl. Seite 6.5 (Kap. 6.2.).

Für das erste Jahr nach dem Unfall war der Anteil der internen Dosis am grössten; langfristig dominiert jedoch die externe Dosis, deren Berechnung aber nicht sehr sicher ist, weil das Eindringen des Caesiums in den Boden nicht genau prognostiziert werden kann. Das Caesium-137 wird jedoch rascher von der Bodenoberfläche verschwinden, sei es durch Auswaschen, durch Eindringen in den Boden und als Folge menschlicher Tätigkeit (z.B. neue Strassenbeläge, Umgraben, usw.), als aufgrund seiner physikalischen Halbwertszeit von 30 Jahren zu erwarten wäre.

Für die Berechnung der internen Dosis durch über die Nahrung (Milch, Gemüse, Fleisch) aufgenommene Radioaktivität sind hauptsächlich die Isotope Iod-131, Caesium-134 und Caesium-137 zu berücksichtigen. Als die radioaktiven Luftmassen von Tschernobyl am 30.4.1986 die Schweiz erreichten, wurde das frisch spriessende Gras und z.T. Gemüse durch Ablagerung verstrahlt. Anfänglich dominierte das Jod-131, das über das Gras in die Kuh und somit in die Milch gelangt. Es verschwand aber wieder mit einer effektiven Halbwertszeit von wenigen Tagen. Caesium-134 und Caesium-137 gelangen über das Gras ebenfalls in die Tiere.

Weil Caesium, analog dem Kalium, von allen Zellen aufgenommen wird, und weil die physikalischen Halbwertszeiten lang sind

*) Dieses Kapitel geht teilweise von dem ausführlichen Bericht "Tschernobyl: Ermittlung des Strahlenrisikos und deren Problematik" aus, erstellt durch die "Expertengruppe Dosis-Wirkung" der Eidg. Kommission für Strahlenschutz (Frau Prof. Dr. Fritz-Niggli, Dr. W. Burkard, Dr. W. Burkart, dipl. phys. W. Jeschki, dipl. nat. M. Meier[†], Dr. G. Schüler, Dr. N. Schwegler, Dr. E. Stoll)

(Cs-134: 2,1 resp. Cs-137: 30 Jahre) gelangen diese Nuklide nicht nur über die Milch, sondern auch über das Fleisch in die menschliche Nahrung. Zudem war auch das Heu der Winterfütterung 1986/87 mit Caesium verstrahlt. Daraus resultierten wiederum erhöhte Caesiumwerte in Milch und Fleisch. Diese gingen erst mit der Grünfütterung im Frühjahr 87 allmählich zurück. Verglichen mit den Dosen infolge der direkten Verstrahlung wird die Aktivitätsaufnahme der Pflanzen (Gemüse) über die Wurzel in den folgenden Jahren von geringer Bedeutung bleiben.

Die Abschätzungen der über die Nahrungsaufnahme verursachten Strahlendosen sind jedoch mit gewissen Unsicherheiten behaftet, die folgende Ursachen haben:

- inhomogene Verteilung der abgelagerten Radioaktivität,
- die erhobenen Proben sind nicht immer repräsentativ, weil Proben z.T. gezielt dort erhoben wurden, wo hohe Aktivitätswerte erwartet wurden,
- gewisse Gemüseproben waren bei der Messung nicht in erntereifem oder essbarem Zustand (gewaschen und gerüstet),
- Unterschiede in den Ernährungsgewohnheiten.

Bei den Dosisrechnungen wurde jedoch bewusst von ungünstigen Annahmen ausgegangen, so dass die Prognosen für die zu erwartende Strahlenexposition der Bevölkerung auf der "sicheren Seite" liegen sollten.

Die von den verschiedenen Körperorganen absorbierte Dosis durch über die Nahrung aufgenommene Radionuklide kann in den meisten Fällen nicht direkt aus Messungen ermittelt werden. Die Äquivalentdosen für ein bestimmtes Organ durch ein gegebenes Nuklid können aber aus der aufgenommenen Aktivität durch Multiplikation mit den entsprechenden Dosisfaktoren berechnet werden.

Die Dosisfaktoren ergeben die sog. "50-Jahre-Folgedosis" (= "Dose Commitment"), d.h. die integrierte Dosis während 50 Jahren bei einmaliger Aufnahme von 1 Bq Aktivität des betreffenden Nuklids über Nahrung resp. Atemluft. Dabei ist zu unterscheiden zwischen den Dosisfaktoren für einzelne Organe und dem Dosisfaktor, mit welchem die effektive Äquivalentdosis (gewichtete Summe der einzelnen Organdosen) berechnet wird. Aus praktischen Gründen werden die Dosisfaktoren für einen erwachsenen Referenzmenschen (70 kg) berechnet. Dies, sowie vereinfachende Annahmen bei den entsprechenden Rechenmodellen, bewirken eine Einschränkung der Zuverlässigkeit der auf diese Weise durchgeführten absoluten Dosisabschätzungen. Die wirklichen Dosen einzelner Individuen weichen im allgemeinen von den so berechneten Dosen für den Referenzmenschen ab, aber die Beurteilung der gesundheitlichen Risiken ist dadurch nicht wesentlich eingeschränkt.

Die Wichtungsfaktoren der einzelnen Organe geben an, mit welcher Wahrscheinlichkeit nach einer gleichmässigen Ganzkörperbestrahlung an einem Organ stochastische Schäden mit tödlichem Ausgang entstehen (ICRP-26). Sie sind nachfolgend aufgeführt:

Prozentanteil der Todesfälle

| | |
|---|-------|
| Genetische Schäden in der 1. und 2. Folgegeneration | ~ 25% |
| Brustkrebs (bezogen auf Gesamtbevölkerung) | ~ 15% |
| Lungenkrebs | ~ 12% |
| Leukämie | ~ 12% |
| Schilddrüsenkrebs | ~ 3% |
| Knochenkrebs | ~ 3% |
| Krebserkrankungen in übrigen Organen | ~ 30% |

Diese Tabelle ermöglicht den Risikovergleich zwischen einer Organbestrahlung (z.B. Schilddrüse) und einer Ganzkörperbestrahlung. Eine Bestrahlung der Schilddrüse allein bringt also nur 3% des Todesrisikos mit sich, das durch eine Ganzkörperbestrahlung mit gleicher Dosis entstehen würde. Die entsprechende effektive Aequivalentdosis (Ganzkörperisiko) ergibt sich durch Multiplikation der Schilddrüsendosis mit dem Wichtungsfaktor 0,03.

Die Dosisfaktoren für einzelne Organe sind von folgenden Grössen abhängig:

- dem Anteil der aufgenommenen Aktivität, der in das betreffende Organ gelangt,
- der Masse des Organs,
- der mittleren Energie der vom betreffenden Nuklid (ev. inkl. Tochternuklid) emittierten Strahlung,
- der physikalischen Halbwertszeit des Nuklides,
- dem Anteil der Strahlung, der im betrachteten Organ selbst absorbiert wird,
- dem Anteil der Strahlung, der in einem benachbarten Organ absorbiert wird ("Quellen-Organ" → "Ziel-Organ"),
- dem Stoffwechsel, d.h. der biologischen Verweildauer des chemischen Elementes bzw. der chemischen Verbindung im Organ, welches das Nuklid aufgenommen hat, (biologische Halbwertszeit)
- schliesslich spielen auch individuelle Eigenschaften der betroffenen Person eine Rolle.

Als Dosisfaktoren werden im Folgenden die publizierten Werte des Instituts für Strahlenhygiene in Neuherberg/München (ISH) verwendet, wobei die Werte für Erwachsene mit jenen von ICRP-30 übereinstimmen:

Dosisfaktoren in Sv pro aufgenommenes Bq

| | | Erwachsene | Jugendliche (10 Jahre) | Kinder (1 Jahr) |
|--------|-----------------------------|---------------------|----------------------------------|---------------------------|
| J- 131 | Schilddrüsendosis | $4,3 \cdot 10^{-7}$ | $8,5 \cdot 10^{-7}$ | $3,5 \cdot 10^{-6}$ |
| | Effektive Aequivalent-Dosis | $1,3 \cdot 10^{-8}$ | $2,8 \cdot 10^{-8}$ | $1,1 \cdot 10^{-7}$ |
| Cs-134 | Effektive Aequivalent-Dosis | $2,0 \cdot 10^{-8}$ | $1,2 \cdot 10^{-8}$ | $1,2 \cdot 10^{-8}$ |
| Cs-137 | Effektive Aequivalent-Dosis | $1,4 \cdot 10^{-8}$ | $9,3 \cdot 10^{-9}$ | $9,3 \cdot 10^{-9}$ |

ICRP-30 enthält für Erwachsene folgende Angaben zur Umrechnung von Aktivität in Dosisleistung für im ganzen Körper verteiltes Caesium:

| | wenn Aktivität im Körper konstant bleibt | bei Abnahme der Aktivität im Körper mit 100 Tagen Halbwertszeit |
|--------|---|---|
| | (Erwachsene) | (Erwachsene) |
| Cs-137 | $3,5 \cdot 10^{-8}$ Sv/Jahr·Bq | $1,4 \cdot 10^{-8}$ Sv/Jahr·Bq |
| Cs-134 | $5,7 \cdot 10^{-8}$ Sv/Jahr·Bq | $2,0 \cdot 10^{-8}$ Sv/Jahr·Bq |

Für ein Gemisch aus Caesium-137 und 50% Caesium-134 ergibt sich:

| | | |
|---------------|--|--|
| Cs-134+Cs-137 | $4,2 \cdot 10^{-8}$ Sv/Jahr·Bq Cs-137 | $1,6 \cdot 10^{-8}$ Sv/Jahr·Bq Cs-137 |
|---------------|--|--|

Die Dosis aller nachfolgenden Jahre zusammen beträgt noch 9% (Cs-137) bzw. 6% (Cs-134) derjenigen im ersten Jahr.

Beim Ereignis Tschernobyl wurden anfänglich für Prognosen und zur Berechnung der Dosen die Dosisfaktoren des National Radiological Protection Board (NRPB), England, verwendet. Diese ergaben für Kinder für das Caesium-Nuklidgemisch aus Tschernobyl ca. 3 mal, und für Kleinkinder ca. 7 mal höhere Dosen als jene des ISH. Dies hängt damit zusammen, dass NRPB für Kinder die gleiche biologische Halbwertszeit für Caesium (110 Tage) annimmt, wie für Erwachsene. Nach neueren Arbeiten sind jedoch bei Kindern wesentlich kürzere biologische Halbwertszeiten (für 1 jährige ca. 16 Tage, für 10 jährige ca. 40 Tage) festgestellt worden, als bei Erwachsenen. Auch die NRPB hat inzwischen ihre Dosisfaktoren entsprechend revidiert (NRPB-GS7, 1987 [20]). Im allgemeinen stimmen diese Dosisfaktoren mit denjenigen des ISH sehr gut überein; infolge unterschiedlicher Annahmen über Stoffwechselfparameter können für die wichtigsten Nuklide jedoch Abweichungen bis ca. 40% vorkommen. NRPB beurteilt diese Uebereinstimmung als "erfreulich", weil die wirklichen Unsicherheiten bei den Dosisabschätzungen wohl meistens viel grösser seien.

Berücksichtigt man, dass 1986 die Caesium-134-Aktivität bei 55% derjenigen von Caesium-137 lag, so ergibt sich ein kombinierter Dosisfaktor $Sv(Caesium-134+Caesium-137)/Bq(Caesium-137)$ durch Multiplikation der Dosisfaktoren von Caesium-137 mit einem Faktor 1,8.

Beim Jod-131 ist zu bemerken, dass dieses im Gegensatz zum Caesium nicht in alle Zellen des Körpers gelangt, sondern vorwiegend in die Schilddrüse eingelagert wird. Es verursacht deshalb vor allem eine Schilddrüsendosis, die durch Multiplikation mit dem betreffenden Wichtungsfaktor in eine effektive Aequivalentdosis umgerechnet werden kann.

Bei Kindern kann die absorbierte Dosis bei gleicher aufgenommener Aktivität, wegen der kleineren Masse der Körperorgane, grösser sein als bei Erwachsenen. Weil bei Kleinkindern die Schilddrüse 8 mal kleiner ist als bei Erwachsenen, ist für sie der Dosisfaktor für Jod entsprechend grösser. Bei Caesium wird der Ef-

fekt der kleineren Organmasse jedoch dadurch kompensiert, dass dieses durch den rascheren Stoffwechsel beim Kind schneller ausgeschieden wird als beim Erwachsenen und die Organe dadurch weniger lang bestrahlt werden.

Für die restlichen Nuklide im Tschernobylausfall sowie für Dosisbeiträge durch Radionuklide in andern als den betrachteten Lebensmitteln wird im Folgenden für Erwachsene ein Beitrag von ca. 10% der Caesium-137-Dosis angenommen. In der nachfolgenden Tabelle sind die Dosisbeiträge der restlichen Nuklide in der Kuhmilch zu 5% der Caesium-137-Dosis (bzw. 3% der Gesamt-Caesium-Dosis) abgeschätzt.

Dosisbeiträge durch die restlichen Nuklide in der Kuhmilch relativ zu Caesium-137

| Isotop | HWZ | 2) | 2) | 1) | Zerfalls- korrektur | 2) |
|----------------------------------|---------|-------------|------|-----------|------------------------|---------------|
| | | DF Sv/Bq | DF | Aktivität | | Dosis in % |
| rel. zu Cs-137 | | | | | | |
| Te-132 | 3,25 d | 2,0E- 9 | 0,14 | 2,4 | 0,013 | 0,44 % |
| J -132 | 0,095 d | 1,6E-10 | 0,01 | 3 | 0,0004 | 0,0012% |
| J -131 | 8,04 d | 1,3E- 8 | 0,9 | 20 | 0,032 | 58 % |
| Ba-140 | 12,8 d | 2,3E- 9 | 0,16 | 0,46 | 0,051 | 0,38 % |
| Ru-103 | 39,6 d | 7,3E-10 | 0,05 | 1,4 | 0,156 | 1,1 % |
| Cs-137 | 30 a | 1,4E- 8 | 1,0 | 1,0 | 1,0 | 100 % |
| Cs-134 | 753 d | 2,0E- 8 | 1,4 | 0,52 | 0,85 | 62 % |
| Sr- 90 | 28 a | 3,5E- 8 | 2,5 | 0,01 | 0,99 | 2,5 % |
| Sr- 89 | 52,7 d | 2,2E- 9 | 0,16 | 0,2 | 0,21 | 0,66 % |
| Summe | --- | --- | -- | -- | -- | 5 % |
| (ohne J-131 und Cs-137 + Cs-134) | | | | | | |

- 1) bez. auf den 1.5.86 in der Kuhmilch
- 2) für Erwachsene

Man sieht daraus, dass die Beiträge der restlichen Nuklide im Vergleich zu jenen von Caesium-137 und -134 klein sind und obige Annahmen gerechtfertigt sind.

6.2. Dosisabschätzung durch externe Bestrahlung und durch Radioaktivitätsaufnahme über Nahrungsmittel

Um die Gefährdung der Bevölkerung zu prognostizieren, wurden erste Dosisabschätzungen schon kurze Zeit, nachdem die radioaktiven Luftmassen von Tschernobyl die Schweiz erreichten, gemacht. Sie haben sich im Nachhinein als recht gut erwiesen. Für die internen Dosen basierten verbesserte Prognosen auf Radio-

aktivitätsmessungen der Nahrungsmittel sowie auf Annahmen über deren Verzehrstraten. Die Dosisprognosen sind im Verlaufe des Sommers 1986 ständig nachgeführt worden, wobei immer wieder die neuesten Messdaten in die Berechnungen einfließen.

Bezüglich Nahrungsmittelkonsum wurden für den Durchschnitt der Schweizer Bevölkerung folgende Werte angenommen:

| Nahrungsmittel | Konsumraten in kg/Tag | |
|------------------|----------------------------|--------------------|
| | Jugendliche und Erwachsene | Kinder 0-2 Jahre |
| Milch | 0,5 | 0,7 |
| Gemüse und Salat | 0,2 | 0,03 ¹⁾ |
| Rindfleisch | 0,15 | 0,02 |

1) Dieser Wert gilt nur für den Monat Mai, in dem das Gemüseangebot noch limitiert war. Ab Juni waren Salat und Gemüse kaum mehr kontaminiert.

Die Abschätzung der Personendosen durch den Unfall Tschernobyl mit Hilfe der angeführten Konsumraten und Dosisfaktoren erfolgt folgendermassen:

$$\text{Dosis (Sv)} = \left[\begin{array}{c} \text{Integrale} \\ \text{Aktivität im} \\ \text{Nahrungsmittel} \\ \text{(Bq/kg) \cdot Anzahl Tage} \end{array} \right] \cdot \left[\begin{array}{c} \text{Konsum-} \\ \text{rate} \\ \text{kg/Tag} \end{array} \right] \cdot \left[\begin{array}{c} \text{Dosis-} \\ \text{faktor} \\ \text{Sv/Bq} \end{array} \right]$$

Als Beispiel sind in der nachfolgenden Tabelle die Dosen für Caesium-137 + Caesium-134 und Jod-131 für Erwachsene der meistbetroffenen Bevölkerung für den Zeitraum 1.5.86 - 30.4.87 zusammengestellt (d.h. Selbstversorger im Kanton Tessin, ohne Konsum von Schaf-Fleisch und -Milch):

| | Konsumrate kg/Tag | J-131 | | Cs-137 | |
|--|----------------------|-------------------------------------|--------------------------------------|-------------------------------------|--------------------------------------|
| | | Integrale Aktivität Bq•Tag/kg | Aufgenom- mene Aktivität Bq | Integrale Aktivität Bq•Tag/kg | Aufgenom- mene Aktivität Bq |
| Kuhmilch | 0,5 | 14'000 | 7'000 | 48'000 | 24'000 |
| Gemüse | 0,2 | 30'000 | 6'000 | 10'000 | 2'000 |
| Fleisch | 0,15 ¹⁾ | -- | -- | 170'000 | 26'000 |
| Summe (Bq) | -- | -- | 13'000 | -- | 52'000 |
| Dosisfaktor (Sv/Bq) | -- | -- | $1,3 \cdot 10^{-8}$ | -- | $2,5 \cdot 10^{-8}$ ²⁾ |
| effektive Aequivalent- dosis (mSv) | -- | -- | 0,17 | -- | 1,3 |

1) wovon 0,1 kg/Tag Rindfleisch, 0,025 kg/Tag Schaf- und Ziegenfleisch und 0,025 kg/Tag Wild, Kaninchen und Innereien.

2) incl. Dosis durch Cs-134 (55% von Cs-137)

Für die Berechnung der integralen Caesium-137-Aktivität in Kuhmilch und Fleisch aus dem Tessin, siehe Fig 6.1.

Dabei ist berücksichtigt, dass Milch mit mehr als 185 Bq Caesium-137/Liter aus dem Kanton Tessin in die Zentralschweiz transportiert wurde um Käse und Butter herzustellen. Deshalb ist im Mai und Juni 1986 für Milch im Tessin mit einer maximalen Caesium-137-Aktivität von 185 Bq/Liter gerechnet worden.

Wenn man für Kinder (1-2-jährig, 10-jährig) die entsprechenden Konsumraten und Dosisfaktoren anwendet, lassen sich auch für sie die effektiven Aequivalentdosen in mSv berechnen. Bei Kleinkindern ergibt sich bei Einhalten der Empfehlungen für die Jod-Aufnahme eine Reduktion (nach HSK-Bericht [T2]) auf einen Fünftel.

Für die meistbetroffene Bevölkerung (Selbstversorger Ostschweiz und Tessin ohne Konsum von Schafmilch und -Fleisch) erhält man als externe Dosis und effektive Aequivalentdosis für die Zeit vom 1.5.86 bis 30.4.87 durch über die Nahrung aufgenommenen Radionuklide (nach E. Stoll [T10]):

Dosen der meistbetroffenen Bevölkerung in mSv (1.5.86-30.4.87):

| | Externe Bestrahlung | Cs-Dosis | Jod-Dosis | Restliche Nuklide | Summe |
|---|------------------------|----------|-----------|----------------------|--------|
| | mSv | mSv | mSv | mSv | mSv |
| Erwachsene | ~ 0,5 | ~ 1,30 | ~ 0,17 | ~ 0,02 | ~ 2,00 |
| Jugendliche 10a | ~ 0,5 | ~ 0,85 | ~ 0,34 | ~ 0,04 | ~ 1,7 |
| Kinder unter 2a | | | | | |
| - Empfehlung der Behörden befolgt | ~ 0,5 | ~ 0,59 | ~ 0,24 | ~ 0,06 | ~ 1,40 |
| - Empfehlung der Behörden nicht befolgt | ~ 0,5 | ~ 0,61 | ~ 1,07 | ~ 0,08 | ~ 2,30 |

Zur Ueberprüfung des Dosisbeitrages durch die restlichen Nuklide von ca. 10% der Caesium-Dosis sei derjenige durch Strontium-89 und -90 abgeschätzt (siehe Tabelle 5.1.a und b), und zwar als Beispiel für Kleinkinder der meistbetroffenen Bevölkerung. Analog zu Fig. 6.1. und aus gemessenen Caesium-137/Strontium-Verhältnissen kann für Strontium-90 in Kuhmilch eine integrale Aktivität von ca. 350 Bq·Tag/kg und in Gemüse von ca. 1000 Bq·Tag/kg bestimmt werden. Beiträge von Strontium-90 des Bombenausfalls sind dabei eingeschlossen, auch wenn sie einen ansehnlichen Teil ausmachen können. Für Strontium-89 erhält man in der Milch von Mai und Juni 1986 bis ca. 1200 und in Gemüse bis ca. 14'000 Bq·Tag/kg. Mit den oben angegebenen Konsumraten für Kleinkinder und den Dosisfaktoren $1,1 \cdot 10^{-7}$ Sv/Bq für Strontium-90 und $2,5 \cdot 10^{-8}$ Sv/Bq für Strontium-89 (ISH-Berichte, 1986) erhält man einen Dosisbeitrag für Kleinkinder durch beide Strontium-Isotope (ohne Einhaltung der Empfehlungen) von ca. 0,06 mSv. Dies bestätigt den in obiger Tabelle für die restlichen Nuklide angegebenen Dosisbeitrag von 0,08 mSv.

In Fig. 6.1.g ist die integrale Aktivität für Fische im Luganersee aufgetragen. Geht man von einer integralen Caesium-137-Aktivität von 720 kBq·Tag/kg und einer Konsumrate von 300 g Fisch pro Woche aus, so erhält ein Erwachsener Fischliebhaber im ersten Jahr nach Tschernobyl eine Caesium-Dosis von 0,75 mSv. Diese Abschätzung stimmt mit den früheren Prognosen (S. 5.26) gut überein, die im September 1986 zum Fischereiverbot geführt haben.

Die Abschätzung der Durchschnittsdosis für die gesamte Bevölkerung ist nicht einfach, weil die Schweiz vom Fallout von Tschernobyl ganz uneinheitlich betroffen war.

Die Abschätzung der mittleren Dosis für Erwachsene basiert auf den von 1986 bis Frühling 1987 aus den Messungen errechneten regionalen monatlichen Mittelwerten für Jod-131, Caesium-137 und Caesium-134 in Kuhmilch (Fig. 5.18), Rindfleisch (Fig. 5.33) und Gemüse (Fig. 5.34-36, Spinat und Salat). Dabei wurde eine Konsumrate von 0,5 Liter Kuhmilch/Tag, 0,15 kg Rindfleisch/Tag und 0,2 kg Gemüse/Tag angenommen. Beim Jod ergeben lediglich die Mo-

5ate Mai und die erste Hälfte Juni Dosisbeiträge. Mit diesen Konsumraten erhält man die in Fig. 6.2.a dargestellten monatlich aufgenommenen Caesium-137-Aktivitäten.

Um aus der aufgenommenen Caesium-Aktivität den zeitlichen Verlauf des Aktivitätsgehaltes im Körper zu berechnen, wurde als effektive Halbwertszeit im Körper ein Wert von 100 Tagen benutzt. Damit lässt sich die Caesium-Aktivität im Körper berechnen (Fig. 6.2.b), wenn man weiss, welcher Anteil im Körper eingebaut wird. Die Caesium-Dosen und deren zeitliche Entwicklung ergeben sich durch Anwendung der Dosisfaktoren auf Seite 6.4 (Fig. 6.2.c).

Für die Berechnung der externen Dosis wurden folgende Werte für dauernden Aufenthalt im Freien benützt: Tessin: 1,5 mSv; Ostschweiz: 0,6 mSv; Zentral- und Nordschweiz: 0,3 mSv; Westschweiz: 0,25 mSv. Bei 2 Std. Aufenthalt/Tag im Freien und 22 Std/Tag im Haus (Schutzfaktor 10) ergeben sich die in der nachfolgenden Tabelle aufgeführten Werte. Für die restlichen Nuklide wurde 1/10 der Jod-Dosis angenommen. Die gewichtete Summation über die ganze Schweiz erfolgte gemäss der Wohn-Bevölkerung in den vier Regionen.

**Mittlere effektive Aequivalentdosen in mSv (im ersten Jahr)
für Erwachsene: (1.5.86 - 30.4.87)**

| | Tessin | Ost- schweiz | Zentral- und Nordschweiz | West- schweiz | Schweiz (Mittel) |
|----------------------------------|--------|-----------------|-----------------------------|------------------|---------------------|
| Externe Be- strahlung | 0,18 | 0,11 | 0,06 | 0,04 | 0,07 |
| Caesium- Dosis | 0,66 | 0,125 | 0,051 | 0,027 | 0,09 |
| Jod-Dosis | 0,11 | 0,10 | 0,063 | 0,042 | 0,065 |
| restliche Nuklide | 0,01 | 0,01 | 0,01 | 0,005 | 0,01 |
| Summe | 0,96 | 0,35 | 0,18 | 0,11 | 0,23 |
| % Bevölke- rung pro Region | 4 | 26 | 32 | 38 | 100 |

Bei einer zweiten Art der Dosisermittlung wurde von Stoll [T10] die Durchschnittsdosis anfänglich mit 20% der Dosis der meist betroffenen Bevölkerung angegeben. Ganzkörpermessungen bezüglich Caesium-137 und Caesium-134 in den ersten Monaten nach Tschernobyl zeigten aber deutlich, dass ein Wert von ca. 10% angebracht war; für Jod wurde ein Wert von 20% beibehalten. Bei den Annahmen der Konsumgewohnheiten wurden eher zu hohe Werte gewählt. So ist z.B. beim Fleischkonsum angenommen worden, das täglich konsumierte Fleisch stamme von Schaf, Kalb, Rind, Kuh oder Ziege. In Wirklichkeit konsumiert aber der Schweizer rund 60% Schweinefleisch, und dieses war deutlich weniger radioak-

tiv. In der folgenden Tabelle sind die so erhaltenen Durchschnittsdosen aufgeführt; sie stimmen recht gut mit den oben angegebenen Werten und denjenigen überein, die aus Gebieten mit ähnlicher Kontamination von verschiedenen ausländischen Instituten publiziert worden sind.

Effektive Aequivalentdosen , gemittelt für die ganze Bevölkerung der Schweiz im ersten Jahr: (1.5.86-30.4.87)

| | |
|----------------------------|------------|
| Erwachsene | ~ 0,21 mSv |
| Jugendliche | ~ 0,21 mSv |
| Kinder unter 2 Jahren | |
| - Empfehlung befolgt | ~ 0,17 mSv |
| - Empfehlung nicht befolgt | ~ 0,34 mSv |

Die rund 500 Ganzkörpermessungen im EIR Würenlingen, zum grossen Teil Personen aus dem Kanton Aargau, ergaben im Sommer und Herbst 1986 im Mittel für beide Caesium-Isotope zusammen als Aktivitätsgehalt im Körper rund 1000 Bq (Fig. 5.47.c). Der entsprechende Caesium-Gehalt von Fig. 6.2.b von rund 2000 Bq im Körper, berechnet für den gleichen Zeitpunkt, für die Region Zentral- und Nord-Schweiz, liegt somit um etwa einen Faktor 2 höher als die Resultate der Ganzkörpermessungen im EIR. Ganzkörpermessungen in Genf (Fig. 5.48) ergaben für Caesium-137 knapp 400 Bq, für beide Caesium zusammen somit etwa 550 Bq. Der aus der Aufnahme berechnete Wert für die West-Schweiz liegt bei knapp 1000 Bq (Fig. 6.2.b) und ist somit ebenfalls um einen Faktor von ca. 2 zu hoch. Somit liefert die Dosisabschätzung ausgehend von mittleren Aktivitätskonzentrationen in der Nahrung vermutlich eine Ueberschätzung der Dosen um einen Faktor 2. Es ist möglich, dass die in diesem Bericht angenommenen Ernährungsgewohnheiten (Milch und Milchprodukte sowie Frischgemüse) diejenigen der Durchschnittsbevölkerung etwas überschätzen.

Einzelne Caesium-Gehalte im Körper von Selbstversorgern mit Konsum von Schafmilch und -Fleisch lagen bei ca. 6000 Bq, mit Werten bis 15000 Bq für beide Caesium-Nuklide zusammen. Die berechneten Caesium-Dosen der meistbetroffenen (Tessiner) Bevölkerung ergeben 1,3 mSv im ersten Jahr, was einem totalen Caesium-Gehalt (Cs-137 + Cs-134 zusammen) im Körper von ca. 22'000 Bq entspricht, also fast vier mal mehr als der gemessene Ganzkörperwert von 6000 Bq für die gleiche Bevölkerungsgruppe.

Für Jugendliche von 10 Jahren wurde ein gleicher Nahrungsmittelkonsum wie bei Erwachsenen vorausgesetzt und somit auch eine gleiche Aufnahme von Caesium über die Nahrung. Ganzkörpermessungen am EIR an 12 Jugendlichen im Alter von ca. 10 Jahren aus dem Mittelland ergaben einen Durchschnittswert von 740 Bq an inkorporiertem Caesium (Halbwertszeit im Körper für 10 jährige: ca. 50 Tage) also etwa 3/4 des Wertes von Erwachsenen. Aufgrund der Messwerte von Lebensmitteln wären Werte von 1000-1300 Bq zu erwarten. Obwohl die Messdaten bei Jugendlichen wegen der kleinen Anzahl nicht überbewertet werden dürfen, deuten sie somit ebenfalls auf eine Ueberschätzung der Caesium-Inkorporation bei den

Dosisabschätzungen aufgrund der Aktivitätsaufnahme via Nahrung hin.

Schilddrüsenmessungen des EIR an Erwachsenen aus der Gegend des EIR in Würenlingen ergaben einen mittleren integrierten Jod-131-Gehalt der Schilddrüse von rund 8 kBq·Tag. Der daraus resultierende Mittelwert der Schilddrüsendosis beträgt 1,1 mSv (Dosisfaktor: 0,14 mSv/kBq·Tag; nach ICRP-30). Die auf den ganzen Körper umgerechnete effektive Äquivalentdosis von 0,03 mSv lag also auch bei der Hälfte des aus der Ingestion für die Zentral- und Nordschweiz abgeschätzten Wertes von 0,06 mSv gemäss Tab. Seite 6.9.

Die 1985 eingestellten Strontium-90-Bestimmungen an Knochen Verstorbener wurden nach dem Unfall Tschernobyl wieder aufgenommen (Tab. 5.3.). Messungen von 14 Verstorbenen aus dem Tessin ergaben, bezogen auf das gesamte Skelett, 25 mBq Strontium-90/g Calcium; 5 Proben aus der Nordost-Schweiz 18 mBq Strontium-90/g Calcium. Diese Werte weichen nicht von denjenigen von 1984 (Mittel 21 mBq Strontium-90/g Calcium) ab. Dies ergibt eine unbedeutende effektive Äquivalentdosis von 1,8 (Tessin) bzw. 1,3 (Nordost-Schweiz) μ Sv/Jahr.

6.3. Dosisverteilung

Für die Werte der Caesium-Strahlendosen, die auf Ganzkörpermessungen basieren, kann eine Aussage über den Streubereich gemacht werden. Von 540 Messwerten ergaben weniger als 25 einen Caesium-Gehalt von über 1'850 Bq; d.h. 95% der ausgemessenen Personen haben eine Caesium-Dosis von \leq 0,1 mSv erhalten. Berücksichtigt man die Werte der Ortsdosisleistung der Regionen, aus denen die untersuchten Personen stammen, lässt sich bei Kenntnis der Verteilung der Ortsdosisleistung in der Schweiz und der Bevölkerung abschätzen, dass ca. 80% der Schweizer eine gesamte Dosis durch den Unfall Tschernobyl im ersten Jahr von höchstens 0,2 mSv akkumuliert haben.

6.4. Hypothetische Maximalwerte der Dosen

Maximalwerte von Strahlendosen könnten entstanden sein, wenn Selbstversorger und ihre Kinder, entgegen den Empfehlungen, ausschliesslich Schafmilch getrunken und Schaffleisch und eigenes Gemüse gegessen hätten. Die Berechnungen der Dosis können ausgehen von gemessenen Konzentrationen im Körper (Caesium im Ganzkörper resp. Jod in der Schilddrüse) oder von den Aktivitäten der konsumierten Nahrungsmittel und angenommenen Verzehrswerten. Im Folgenden werden Maximaldosen zunächst für die Alpennordseite berechnet, weil Schafmilch vorwiegend nur hier und nicht im Tessin konsumiert wird.

Maximale Dosen durch Jod können aus den oben erwähnten Schilddrüsenmessungen von Jod-131 in Personen aus dem Mittelland abgeschätzt werden. Diese ergaben eine Schilddrüsendosis von 1,1 mSv. Verglichen mit der mittleren Jod-Konzentration in Kuhmilch anfangs Mai lagen die höchsten gemessenen Jod-Konzentrationen in Schafmilch zur gleichen Zeit ca. 20 mal höher (Fig. 6.1.i und

5.18.b.2 und 5.18.c.2). Deshalb könnten die Schilddrüsendosen für Erwachsene Selbstversorger nördlich der Alpen im Extremfall Werte von ca. 20 mSv erreicht haben. Dies entspricht effektiven Aequivalentdosen von 0,6 mSv. Bei Kleinkindern würden sich durch Jod wegen der 8 mal kleineren Schilddrüse Organdosen bis 200 mSv resp. effektive Aequivalentdosen bis ca. 6 mSv ergeben. Geht man davon aus, dass Mütter ihre Kleinkinder infolge der täglich publizierten Empfehlungen sicher nicht ausschliesslich mit Schafmilch ernährt haben, bezeichnen wir diese berechneten Dosiswerte als hypothetisch.

Die höchsten Caesium-Gehalte, bestimmt aus Ganzkörpermessungen, betragen im Mittelland 2500 Bq für beide Caesium-Isotope zusammen (Fig. 5.47.a). Unter der Annahme, dass diese Konzentration 1 Jahr lang konstant gewesen wäre, lässt sich - mit den Dosisfaktoren des Kap. 6.1. - eine maximale effektive Aequivalentdosis von ca. 0,1 mSv berechnen.

Damit ergeben sich aus dieser ersten Berechnungsart (aus Ganzkörper- bzw. Schilddrüsen-Messungen) für Selbstversorger auf der Alpennordseite, inkl. externe Dosen, die folgenden hypothetischen Maximaldosen im 1. Jahr nach dem Unfall Tschernobyl bei Nicht-Einhalten der Empfehlungen:

- für Erwachsene eine effektive Aequivalentdosis bis 1,3 mSv (Jod-131: 0,6 mSv, Caesium: 0,1 mSv, übrige Nuklide: < 0,1 mSv, extern: 0,5 mSv); resp. Schilddrüsendosen bis 20 mSv.
- für Kleinkinder eine effektive Aequivalentdosis bis ca. 6 mSv (Jod-131: 6 mSv, Caesium: < 0,1 mSv, extern: 0,1 mSv); resp. Schilddrüsendosen bis 200 mSv.

Maximale Dosen können (auch zum Vergleich mit obigen Abschätzungen) mit Hilfe von gemessenen Aktivitäten in Lebensmitteln (Schafmilch, Schaffleisch, Gemüse) und angenommenen Konsumraten abgeschätzt werden. Basis dazu bilden insbesondere die in den Figuren 6.1.i und k dargestellten maximalen Integralaktivitäten in Schafmilch im Mai und Juni 1986 und in Schaffleisch, dargestellt in Figur 6.1.d. Man erhält für Selbstversorger auf der Alpennordseite als hypothetische Maximalwerte für die Ingestionsdosen:

Hypothetische Maximaldosen (Alpennordseite) (1.5.86-30.4.87):

| | Erwachsene | Kind 10 Jahre | Kleinkind 1 Jahr | Einheit |
|---|------------|------------------|---------------------|---|
| Schafmilch | | | | |
| Integralaktivität J-131 | 130'000 | 130'000 | 130'000 | $\frac{\text{Bq} \cdot \text{Tag}}{\text{Liter}}$ |
| Integralaktivität Cs-137 (a) | 37'000 | 37'000 | 37'000 | $\frac{\text{Bq} \cdot \text{Tag}}{\text{Liter}}$ |
| eff. Aequivalentdosis von J-131 (b) | 0,85 | 1,8 | 10 | mSv |
| eff. Aequivalentdosis von Cs-137 + 134 | 0,44 | 0,3 | 0,4 | mSv |

Schafffleisch

| | | | | |
|---|--------|--------|--------|--|
| Integralaktivität Cs-137 + 134 (c) | 60'000 | 60'000 | 60'000 | $\frac{\text{Bq} \cdot \text{Tag}}{\text{kg}}$ |
| eff. Aequivalentdosis von Cs-137 + 134 | 0,2 | 0,15 | 0,02 | mSv |

Gemüse

| | | | | |
|------------------------------------|--------|--------|--------|--|
| Integralaktivität J-131 (d) | 30'000 | 30'000 | 30'000 | $\frac{\text{Bq} \cdot \text{Tag}}{\text{kg}}$ |
| eff. Aequivalentdosis von J-131 | 0,1 | 0,15 | 0,1 | mSv |

| | | | | |
|--|-----|-----|----|-----|
| eff. Aequivalentdosis aus Ingestion (hypothetisch) | 1,6 | 2,4 | 10 | mSv |
|--|-----|-----|----|-----|

| | | | | |
|-------------------------------------|----|----|-----|-----|
| Schilddrüsendosis (hypothetisch) | 30 | 60 | 350 | mSv |
|-------------------------------------|----|----|-----|-----|

- (a) Die Integralaktivität von Caesium wurde aus derjenigen in Fig. 6.1.i, die für Mai und Juni angegeben ist, mit Hilfe der Fig. 6.1.a auf das ganze 1. Jahr umgerechnet.
- (b) Die Konsumrate von Schafmilch wird wie diejenige von Kuhmilch angenommen, nämlich 0,5 Liter/Tag für Erwachsene und 10-jährige Kinder, und 0,7 Liter/Tag für Kleinkinder.
- (c) Ausgegangen wird von dem in Fig. 6.1.d dargestellten Aktivitätsverlauf von Caesium-137 in Schafffleisch im Tessin und der daraus abschätzbaren maximalen Integralaktivität von 330'000 Bq·Tag/kg. Aus Fig. 5.32.a und b folgt, dass in der Ostschweiz die Caesium-Aktivität in Schafffleisch etwa 5 mal kleiner war als im Tessin, was auch aus Vergleichen von Kuh- und Schafmilch in beiden Landesgegenden geschlossen werden kann.
- (d) Die maximale Integralaktivität für Jod-131 wird abgeschätzt aus Salat- und Spinat-Messungen der Fig. 5.34 und 5.35. Die Dosisbeiträge von Caesium aus dem Gemüse sind wesentlich kleiner als die Dosen aus der Schafmilch.

Die Dosisabschätzungen mit Hilfe von gemessenen Aktivitäten in Lebensmitteln und angenommenen Verzehrswerten ergeben wiederum ca. 2 mal höhere Werte als die Dosisberechnungen, die sich auf Ganzkörper- und Schilddrüsenmessungen abstützen, wie dies bereits für die mittleren Dosen der Schweizer Bevölkerung festgestellt wurde (siehe Kapitel 6.2.). Mit den aus der Ingestion abgeschätzten Dosen werden also auch die Maximalwerte überschätzt. Dies ist wohl deshalb so, weil kein Selbstversorger täglich die Nahrungsmittel mit den höchsten gemessenen Aktivitäten verzehrt.

Für eine Beurteilung von Maximaldosen im Tessin ist zu beachten, dass die Anzahl Milchscheafe äusserst gering ist. Wenn man trotzdem für hypothetische Einzelfälle einen Wert berechnen will, muss zunächst abgeschätzt werden, wieviel Jod-131 in der Schafmilch gewesen sein könnte, weil für den Tessin keine Messresultate vorliegen. Falls die in Kuhmilch gemessenen Jod-131-Verhältnisse beidseits der Alpen auf Schafmilch übertragen werden, folgt, dass in der Schafmilch des Tessins die Jod-131-Aktivität ca. 30% höher gewesen sein könnte als in der Zentral- und Nordschweiz (Fig. 5.18.). Im Tessin könnten die Maximalkonzentrationen in der Schilddrüse um denselben Prozentsatz höher gewesen sein als in der Zentral- und Nordschweiz; maximale Schilddrüsendosen könnten (ausgehend von den berechneten Dosiswerten auf Seite 6.12) für hypothetische Einzelfälle bei Erwachsenen ca. 25 mSv und bei Kleinkindern ca. 250 mSv betragen haben. Für Erwachsene ergäbe dies eine effektive Aequivalentdosis durch Jod-131 von ca. 0,8 mSv und für Kleinkinder von ca. 8 mSv.

Die Maximaldosen durch Caesium im Tessin sind aus den in Fig. 5.47.b dargestellten Resultaten für den Caesium-Gehalt im menschlichen Körper abschätzbar und ergeben ca. 0,6 mSv effektive Aequivalentdosis für Erwachsene.

Damit würde man im Tessin folgende hypothetische Maximaldosen im 1. Jahr nach dem Unfall erhalten (inkl. externe Dosen):

- für Erwachsene bis 2 mSv effektive Aequivalentdosis (J-131: 0,8 mSv, Caesium: 0,6 mSv, übrige: 0,1 mSv, extern: 0,5 mSv); resp. 25 mSv Schilddrüsendosis.
- für Kleinkinder bis ca. 8,5 mSv effektive Aequivalentdosis (J-131: 8 mSv, Caesium < 0,6 mSv, übrige: 0,1 mSv, extern: 0,1 mSv); resp. 250 mSv Schilddrüsendosis (hypothetisch).

Diese Maximaldosen im Tessin (hypothetische Annahme: Konsum von Schafmilch und Schaffleisch) basieren auf Ganzkörper- und Jod-131-Messungen an der Schilddrüse Erwachsener. Diese Zahlen lassen sich nicht direkt mit den auf Seite 6.8. angegebenen Werten für die meistbetroffene Bevölkerungsgruppe vergleichen, weil sich diese Dosen auf die abgeschätzte Aufnahme verstrahlter Lebensmittel abstützen und weil kein Konsum von Schafmilch und Schaffleisch angenommen wurde.

Für den Fall, dass die Empfehlungen bezüglich Schafmilch- und -fleisch eingehalten wurden, ergeben analoge Abschätzungen aufgrund von Annahmen über verzehrte verstrahlte Lebensmittel für Kleinkinder im Tessin maximale effektive Aequivalentdosen von ca. 2 mSv resp. Schilddrüsendosen von ca. 8 mSv. Die entsprechenden Werte für Kleinkinder der Ostschweiz betragen 1 mSv effektive Aequivalentdosis resp. 20 mSv Schilddrüsendosis. (Dieser letztere Wert ist höher als im Tessin, weil dort die Empfehlungen bezüglich Konsum von Schafmilch länger aufrecht erhalten wurden.).

All diese Werte zeigen, dass die Empfehlungen für die richtigen Lebensmittel, die richtige Zeitspanne und die richtigen Bevölkerungsgruppen abgegeben wurden. Auch wenn man annimmt, dass all die obigen Abschätzungen der Maximaldosen eine Unsicherheit von

bis zu einem Faktor 2 aufweisen, ist damit gezeigt, dass mit der Befolgung der Empfehlungen die Ziele des Dosismassnahmenkonzepts eingehalten werden konnten.

6.5. Folgedosen bis zum endgültigen Zerfall des Caesiums

Die Berechnung der Caesium-Strahlenexposition, bis zum vollständigen Verschwinden des Caesium aus der Biosphäre, kann nur approximativ durchgeführt werden. Gemäss den Erfahrungen aus den Bombenfallout-Messung ist bekannt, dass das Caesium-137 mit einer Halbwertszeit von ca. 10 Jahren aus der Biosphäre (d.h. oberste Erdschicht und Pflanzen) verschwindet. Da Caesium an Erdpartikeln sehr gut haftet, ist die Gefahr einer Verschleppung von der Umgebung in Häuser und Wohnungen relativ klein. Ende 1986 war die durchschnittliche Ortsdosisleistung in der Schweiz noch um ca. 20 nSv/h resp. 0,18 mSv/Jahr erhöht. Ein Drittel davon ist dem Caesium-134 mit seiner kurzen Halbwertszeit von 2 Jahren anzulasten. Mit Hilfe dieser Daten kann die externe Strahlenexposition (6 Stunden Aufenthalt im Freien) für die nachfolgenden Jahre auf etwa 0,4 mSv abgeschätzt werden.

Zusammen mit dem internen Beitrag via Nahrung (Aufnahme von Caesium durch die Pflanzen über die Wurzeln) von etwa 0,1 mSv ergibt sich zur mittleren Strahlenexposition von etwa 0,2 mSv im ersten Jahr nach Tschernobyl somit für die nachfolgenden Jahre gesamthaft noch ein totaler Beitrag von 0,5 mSv, wobei dieser Wert nicht sehr sicher ist, aber für die Beurteilung des Strahlenrisikos durchaus genügt.

Im Vergleich dazu beträgt die mittlere Strahlenexposition der Schweizer Bevölkerung (Erwachsene) durch den Fallout der Atombombenversuche, summiert über den Zeitraum 1950 bis Ende der 80er-Jahre, rund 1,2 mSv (vgl. H. Völkle: "Zur Strahlenexposition der Bevölkerung durch den radioaktiven Ausfall der Kernwaffenversuche der 50er- und 60er-Jahre". Jahrestagung Fachverband für Strahlenschutz, Finnjet 6.-10. Okt. 1985).

6.6. Strahlenexposition durch sog. "Heisse Teilchen" im Tschernobyl-Ausfall (nach W. Burkart im Bericht der EKS [T 10] und [T12]; vgl. Seite 9.3)

Im Ausfall von Tschernobyl wurden sog. "Heisse Teilchen", die allerdings sehr selten waren, mit bis zu 10 kBq, vor allem Ruthenium-103 (HWZ = 39 Tage), nachgewiesen. Heisse Teilchen sind Aerosolteilchen hoher spezifischer Aktivität; es handelt sich z.T. um Fragmente des Kernbrennstoffes, die überwiegend in der frühen Phase des Unfallgeschehens freigesetzt wurden. Im EIR wurde auch ein heisses Teilchen mit Alpha-Aktivität (0,1 Bq) mit deutlichem Curium-242-Anteil festgestellt. Falls solche Teilchen in der Lunge abgelagert werden, können sie lokal hohe Strahledosen verursachen. Ueberlegungen ergeben jedoch, dass strahlenbiologische Effekte durch die "Heissen Teilchen" im allgemeinen kleiner sind als bei einer homogenen Verteilung der Aktivität. Tierexperimente sprechen dafür, dass mit zunehmender räumlicher und zeitlicher Inhomogenität der Dosisverteilung in der Lunge die Radiotoxizität abnimmt.

Solche Feststellungen lassen den Schluss zu, dass die in Westeuropa im Fallout der ersten Tage nachgewiesenen heissen Beta- und Alpha-Teilchen keine wichtige Komponente für die durch Tschernobyl verursachten Dosisbeiträge und allfällige gesundheitliche Auswirkungen darstellen.

6.7. Mögliche gesundheitliche Risiken für die Bevölkerung in der Schweiz durch den Unfall Tschernobyl

Die Absorption ionisierender Strahlen im menschlichen Körper kann gesundheitliche Folgen für die unmittelbar bestrahlte Person haben (somatische Wirkung). Werden die Erbfaktoren in den Zellen geändert, spricht man von einer genetischen Wirkung; wenn sich die Aenderung in den Keimzellen der Reproduktionsorgane ereignet (Mutationen), kann diese auf die Nachkommenschaft übertragen werden (genetisches Risiko).

Die "International Commission on Radiological Protection" (ICRP) teilt die Strahlenwirkung in zwei Kategorien ein:

- "nicht-stochastische Wirkungen", bei denen der Schweregrad der Wirkung mit der Strahlendosis zunimmt, und für die ein Schwellenwert bestehen kann, unter dem keine Wirkung feststellbar ist. Beispiel: Rötung der Haut, Trübung der Augenlinsen durch hohe Strahlenmengen,
- "stochastische Wirkungen", bei denen die Wahrscheinlichkeit, dass sie auftreten, nicht jedoch ihr Schweregrad, proportional zur Dosis ist und für die kein Schwellenwert angenommen wird. Beispiele: Induktion von Krebs und von Mutationen.

6.7.1. Krebsrisiko

Bösartige Tumoren können sich durch Strahlenwirkung in jedem Organ des Körpers bilden. Am empfindlichsten in Bezug auf das Auftreten ist das rote Knochenmark, die Brust der Frau und die Schilddrüse. Etwas weniger empfindlich sind die Lunge, der gastrointestinale Trakt und die Leber. Relativ unempfindlich sind die Nieren, das Gehirn, die Haut usw.

Eine Abschätzung des Krebsrisikos durch ionisierende Strahlen für den Menschen ist nur auf der Basis epidemiologischer Studien möglich.

Verschiedene bestrahlte Menschengruppen wurden untersucht, so beispielsweise ca. 10'000 Personen der Wiederaufbereitungsanlage Sellafield (England), für welche eine totale mittlere Dosis von 90 mSv (in der Zeit von 1947 bis 1983) gemessen wurde (P.G. Smith, A.J. Douglas - British Medical Journal, 293, 845, 1986). Weitere Studien wurden durchgeführt an Morbus-Bechterew-Patienten, die mit einer mittleren Dosis von 7 Gy (BEIR-Report, 1980, S. 157 ff) an der Wirbelsäule bestrahlt worden sind, sowie bei Ueberlebenden der Atomwaffeneinsätze in Hiroshima und Nagasaki (bis 5 Sv).

Da sich bei der Studie von Hiroshima und Nagasaki im untern Dosisbereich von 0.5 Sv keine signifikante Erhöhung des Krebsrisi-

kos beobachten liess, müssen die Risikofaktoren dieser und anderer Studien für die Beurteilung kleiner Dosen (20-200 mSv) nach unten extrapoliert werden, was mit grosser Unsicherheit verbunden ist. Eine weitere Extrapolation bis in den Bereich der natürlichen Strahlendosen ist noch unsicherer. Nach Meinung der Fachleute wird aber das Risiko durch die Wahl einer linearen Extrapolation auf niedrige Dosen bis in den Bereich von 1 mSv nicht unterschätzt.

Verschiedene nationale und internationale Organisationen (ICRP, UNSCEAR, BEIR, NCRP) haben Risikowerte aus den vorhandenen Daten abgeleitet. Alle darauf basierenden Risikoabschätzungen für kleine Dosen dürfen aber nur als grobe Schätzungen betrachtet werden.

Wie schwierig die Risikoabschätzung für die Entstehung bösartiger Geschwülste (z.B. Leukämie oder Brustkrebs) ist, zeigt sehr deutlich der Bericht des "US National Research Council" (BEIR-Report III, 1980). Das Komitee kommt zum Schluss, dass es für kurzfristige Bestrahlungen von 1 mSv unmöglich ist, eine gesundheitsschädigende Wirkung durch ionisierende Strahlen bei einer Bevölkerung nachzuweisen, weil die dadurch ausgelösten somatischen Effekte von denjenigen durch andere Faktoren (z.B. Umwelttoxinen) überdeckt werden und nicht zu unterscheiden sind.

In drei Gebieten der Erde mit erhöhtem Thoriumgehalt im Boden (Kerala/Indien, Guarapari/Brasilien und Singkiang/China) erhalten die Bewohner höhere natürliche jährliche Strahlendosen (im Mittel ca. 5 mSv) als in unserem Lande. Ausgedehnte Studien über eventuelle biologisch-medizinische Folgen für die seit Generationen in diesen Gebieten lebenden Volksgruppen haben keine strahlenbedingten somatischen bzw. bevölkerungsgenetischen Auswirkungen nachweisen lassen. Auch eine Studie in den USA (The Argonne Radiological Impact Programm - ARIP, Part. I, M.A. Frigerio et al. ANL/ES, 26, 1973) zeigt keinen Unterschied der Mortalitätsrate infolge von bösartigen Geschwülsten in der Bevölkerung von Gebieten der USA mit unterschiedlichen Ortsdosen natürlichen Ursprunges von 1,2 bzw. 2,1 mSv pro Jahr (Bevölkerung: ca. 6 Mio). Andere Studien, die einen eventuellen Zusammenhang zwischen kleinen Dosen und erhöhtem Krebsrisiko aufzeigen, konnten ihre Daten statistisch nicht absichern.

Die durchschnittliche effektive Äquivalentdosis der Bevölkerung in der Schweiz als Folge von Tschernobyl beträgt ca. 0,2 mSv im ersten Jahr. Dazu kommen in den folgenden Jahren durch Caesium weitere ca. 0,5 mSv pro Person. Nach neuesten Daten kann mit einem Risikofaktor für Krebsmortalität der Gesamtbevölkerung (inkl. Kinder) von 0,13 pro Sv gerechnet werden (D.L. Preston & D.A. Pierce: "The Effects of Changes in Dosimetrie on Cancer Mortality Risk Estimates in the Atomic Bomb Survivors". Rad. Effects Res. Foundation, Japan - USA, RERF/TR/9-87). Dieser Wert beruht auf Annahmen, die vorläufig wissenschaftlich nicht beweisbar sind; insbesondere ist fraglich, ob der aus der kurzzeitigen Bestrahlung durch Atombombenexplosionen bestimmte Risikofaktor ohne weiteres auf eine langdauernde Strahlenexposition wie bei Tschernobyl übertragen werden kann. Wenn man trotzdem mit diesem Risikofaktor die Auswirkungen von Tschernobyl berechnet, würde sich in der Schweiz die Krebsmortalität von etwa 1,2

Millionen Fällen pro Lebenszeit um ca. 0,4 Promille erhöhen.

Als guter Vergleichmassstab für die Beurteilung der Auswirkungen von Tschernobyl kann die natürliche Strahlendosis beigezogen werden. Diese beträgt im Jahresmittel für die Bevölkerung in der Schweiz 1,35 mSv (effektive Aequivalentdosis). Durch das Radon kommt ein zivilisationsbedingter Beitrag von ca. 2,2 mSv hinzu. Die totale mittlere effektive jährliche Aequivalentdosis der Bevölkerung beträgt somit (ohne Anteil der röntgendiagnostischen Untersuchungen in der Medizin von rund 1 mSv) etwa 3,5 mSv (Streubreite 0,8 bis 150 mSv). Für ein Generationsalter von 30 Jahren ergibt dies eine Dosis von rund 100 mSv. Die Bevölkerung in der Schweiz akkumuliert durch den Unfall Tschernobyl in den nächsten 30 Jahren im Mittel eine Dosis von 0,7 mSv; dies entspricht weniger als 1% der natürlichen Dosis pro Generation inkl. Radon. Dieses Verhältnis von weniger als 1% stimmt auch für die Dosen der meistbetroffenen Bevölkerung durch Tschernobyl (ca. 2 mSv) im Bezug auf die höchsten Dosen natürlichen Ursprungs in der Schweiz (ca. 1% der Bevölkerung erhält in 30 Jahren mehr als 300 mSv). Deshalb sind in der Schweiz infolge des Unfalls in Tschernobyl praktisch keine gesundheitlichen Schädigungen zu erwarten.

Die kindliche Schilddrüse hat als Folge von Tschernobyl wegen des Jod-131 in der Milch bei Einhalten der Empfehlungen Organ-Dosen erhalten, die etwa zwischen 1 und 10 mSv liegen. Vereinzelte Werte bis 250 mSv sind theoretisch denkbar, in den hypothetischen Fällen, wo Kleinkinder, entgegen den täglich veröffentlichten Empfehlungen, ausschliesslich mit Schafmilch ernährt worden sind.

Die ausführlichste Aufstellung der Folgen einer Bestrahlung der Schilddrüse von Erwachsenen bzw. Kindern mit Jod-Radionukliden, insbesondere mit Jod-131, wurde vom "US National Council on Radiation Protection and Measurement" 1985 veröffentlicht (NCRP-Report No. 80, 1985). Die wichtigsten klinischen Angaben, die man über bestrahlte Schilddrüsen besitzt, stammen aus den Gruppen von Patienten, die aus therapeutischen (Hyperthyreose) oder aus diagnostischen Gründen (Funktionsprüfung der Drüse) durch Verabreichung von Jod-131 behandelt, bzw. untersucht wurden:

- während 9 Jahren, nach der Behandlung mit Jod-131 (Hyperthyreose), wurden insgesamt 20'600 Patienten laufend kontrolliert. Die Strahlendosen der Schilddrüse waren bei jedem Patienten höher als 20 Sv (durchschnittlich wurden 480 MBq Jod-131 pro Patient verabreicht), also ca. 2'000 mal höher als die in der Schweiz nach Tschernobyl ermittelten 10 mSv. Trotzdem wurde bei den Patienten, gegenüber dem "spontan" eintretenden Schilddrüsenkrebs, keine Zunahme festgestellt.
- im genannten Bericht werden auch ca. 300 Kinder erwähnt, die ebenfalls therapeutisch eine Jod-131-Dosis von durchschnittlich 90 Sv erhalten haben. Anstatt die aus der Bevölkerungsstatistik für diese Altersklasse zu erwartenden 0,3 Schilddrüsenkrebsfälle, wurden bei der Gruppe 2 Krebsfälle nachgewiesen. Die Anzahl Patienten ist aber zu klein, um eine signifikante Zunahme ableiten zu können.

- für Untersuchungen über die Arbeitsweise der Schilddrüse (diagnostische funktionelle Untersuchungen) wurden in den 50er- und 60er-Jahren (heute wird vorwiegend Jod-123 verwendet) viel kleinere Mengen Jod-131 verabreicht als für therapeutische Zwecke. Bei ca. 9'600 erwachsenen Patienten, die eine mittlere Schilddrüsendosis von 580 mSv erhalten hatten und während 17 Jahren beobachtet wurden, konnte keine Zunahme der Krebsfälle nachgewiesen werden (8 Krebsfälle auf 8,3 erwartete). Von einer grossen Anzahl Kinder besitzt man vorläufig nur von 443 Untersuchungen sichere Angaben. Die mittlere Jod-131 Schilddrüsendosis betrug ca. 1000 mSv. Keines der Kinder entwickelte einen Schilddrüsenkrebs; 6 davon aber zeigten gutartige Knoten.
- Im Westen der Vereinigten Staaten erhielten Kinder im Mittel eine Schilddrüsendosis von 180 mSv durch Jod-131 aus einer Fallout-Wolke, die sich nach Atombombenversuchen gebildet hatte. 1'378 Kinder wurden 14 Jahre lang beobachtet: man fand bei ihnen keine Zunahme der Krebsfälle oder gutartiger Knoten. Hier ist die Anzahl Kinder allerdings zu klein, um bei diesen Dosen sichere Aussagen machen zu können.

Diese und andere Untersuchungen (z.B. L.E. Holm, 1980), mit viel höheren Strahlendosen der Schilddrüse gemacht, als die in der Schweiz durch Tschernobyl verursachten, zeigen, dass auch für Kleinkinder in der Schweiz nach diesem Unfall keine schwerwiegenden, gesundheitsschädigenden Konsequenzen zu erwarten sind. Für Erwachsene lässt sich die Aussage machen, dass die Gefährdung durch das Jod-131 aus Tschernobyl deutlich geringer ist als für Kinder.

6.7.2. Genetisches Risiko

Änderungen an den Genen nennt man Mutationen. Diese können sich einerseits in den Keimzellen ereignen (Keimzellmutationen) und auf die Nachkommenschaft übertragen werden (genetisches Risiko), können aber auch in andern Körperzellen auftreten (somatische Mutationen). Für die Beurteilung des genetischen Strahlenrisikos ist die Häufigkeit des spontanen Auftretens genetisch bedingter Anomalien in der Bevölkerung von grundlegender Bedeutung. Internationale Gremien (BEIR 1980, UNSCEAR 1982, UNSCEAR 1986) kommen zum Schluss, dass 6-10% aller Neugeborenen (d.h. 60'000-100'000 pro Million) Anomalien aufweisen, die mindestens teilweise rein genetisch bedingt sind und bis zum Erreichen des Erwachsenenalters sichtbar werden. Nur etwa 1/6 davon ist rein genetisch verursacht. Bei den übrigen, den unregelmässig vererbten Anomalien, ist eine genetische Komponente vorhanden, die aber nur im Zusammenwirken mit Umwelteinflüssen manifest wird.

Es interessiert besonders, inwieweit die natürliche Strahlendosis (in der Schweiz 1,35 mSv Keimdrüsen-Dosis pro Jahr, durch externe und interne Bestrahlung) für das Auftreten genetischer Veränderungen verantwortlich ist; auch mögliche Auswirkungen des "Tschernobyl-Unfalls" werden im Folgenden diskutiert. Zu beachten ist, dass ionisierende Strahlung lediglich rein genetisch bedingte Anomalien direkt bewirkt; bei den unregelmässig vererbten Anomalien wird nur die genetische Komponente beeinflusst. Da die Grösse dieser Komponente unbekannt ist, sind numerische An-

gaben zur Strahlenbeeinflussung der unregelmässig vererbten Anomalien nicht möglich und werden in den neuesten Publikationen von UNSCEAR auch nicht mehr gemacht.

Analog dem Vorgehen von UNSCEAR wird in diesem Bericht das Schwergewicht ebenfalls auf die besser quantifizierbaren, nur genetisch bedingten Anomalien gelegt.

Was wir über die Entstehung genetischer Schäden beim Menschen als Folge von Bestrahlungen wissen, ist sehr wenig, und Angaben darüber werden nur von Tierversuchen hergeleitet.

Bei den nach den Atombomben-Abwürfen gezeugten Kindern der Überlebenden von Hiroshima und Nagasaki, wo die Strahlendosen der Keimzellen um ein Vielfaches höher waren als in der Schweiz nach Tschernobyl, konnten genetische Effekte statistisch nicht nachgewiesen werden (siehe beispielsweise W.J. Schull et al. 1981, p. 277-303 in "Biological Aspects of Human Mutation", Academic Press, New York).

Im Folgenden soll trotz dieser lückenhaften Kenntnisse über genetische Risiken, auf solche, die die natürliche Strahlendosis und jene, die Tschernobyl in der Schweiz verursacht haben könnten, kurz eingetreten werden:

Die wichtigsten Arten von genetischen Veränderungen sind: dominante und rezessive Mutation, unregelmässig vererbte Anomalien und Chromosomen-Veränderungen. Experten-Kommissionen der National Academy of Sciences (BEIR), sowie der Vereinten Nationen (UNSCEAR) haben aus den vorliegenden Daten folgende Schlüsse gezogen:

a) Durch Strahlung induzierte dominante und X-chromosomale Mutationen bringen sichtbare Schädigungen schon in der ersten Generation.

b) Durch Strahlung induzierte rezessive Mutationen führen in der ersten Generation selten zu Schäden, da beide Eltern die gleiche rezessive Veranlagung haben müssen. Mutierte Gene gehen dem Erbgut verloren, meist bevor es zu einem Schaden kommt.

c) Durch Strahlung induzierte Chromosomen-Veränderungen können zelluläre Schäden bewirken, so dass sie meistens nicht zu Lebendgeburten führen. Ihr Auftreten kann aber quantifiziert werden, dürfte aber etwa 4% der dominanten und X-chromosomalen Mutationen ausmachen.

d) Unregelmässig vererbte Anomalien sind, wie erwähnt, schwer zu quantifizieren, dürften aber für Risikoschätzungen nicht ins Gewicht fallen.

Unsere Schätzungen des genetischen Risikos beziehen sich also nur auf die dominanten und X-chromosomalen Mutationen. Es wurde abgeschätzt, dass durch die natürliche Strahlen-Dosis von 30 mSv pro Generation (~ 30 Jahre pro Generation mit 1 mSv Gonaden-Dosis pro Jahr) etwa 1-6% der natürlicherweise vorkommenden dominanten und X-chromosomalen Mutationen von 10'000 Fällen pro Million Lebendgeborene verursacht werden. Dies entspricht einer

Zahl von 100-600 Fällen pro Million Lebendgeborene. Wird nur eine Generation mit einer Dosis von 30 mSv bestrahlt, reduziert sich diese Zahl um den Faktor 5 d.h. auf 20 bis 120 Fälle.

Damit lassen sich die dominanten genetischen Auswirkungen als Folge des Unfalls von Tschernobyl über alle nachfolgenden Generationen abschätzen: Dieser hat im 1. Jahr eine durchschnittliche Dosis auf die Keimdrüsen von ca. 0,2 mSv (etwas weniger, weil Jod-131 keine genetischen Schäden verursacht) zur Folge gehabt und wird im Verlaufe einer Generation Dosen bis ca. 0,7 mSv verursachen. (Die in diesem Bericht ermittelten 50-Jahre-Folgedosen fallen zum grössten Teil in den nächsten 30 Jahren an).

Als Folge der zusätzlichen Dosis wegen Tschernobyl von 0,2 bis 0,7 mSv sind somit pro Million Lebendgeborene ($20 \cdot 0,2$): 30 bis ($120 \cdot 0,7$): 30; d.h. höchstens 3 zusätzliche dominante Anomalien zu erwarten, verglichen mit 10'000 Fällen natürlicherweise vorkommender Anomalien durch dominante und X-chromosomale Mutationen.

Damit ist aufgezeigt, dass - auch wenn die Angaben approximativen Charakter haben - das genetische Risiko durch den Unfall von Tschernobyl sehr klein ist. Es liegt innerhalb der naturgegebenen Schwankungen des spontanen Auftretens von genetischen Störungen und lässt sich von diesen nicht unterscheiden.

6.7.3. Strahlenbedingte Entwicklungsstörungen durch pränatale Bestrahlung

Durch Bestrahlung am ungeborenen Kind im Mutterleib können gesundheitliche Störungen, wie Letalität (Sterblichkeit), Induktion von Missbildungen, schwere geistige Störungen, Induktion von Leukämie und solide Tumoren ausgelöst werden. UNSCEAR 1986 schätzt dieses gesundheitliche Risiko eines lebendgeborenen Menschen auf weniger als 0,2% pro 10 mSv, wenn die Strahlenmenge über die ganze Gestationsperiode (= Schwangerschaft) verabreicht wird. Die natürliche Schädigungsrate beträgt nach UNSCEAR 1986 6%, wobei allerdings bei dieser Berechnung die Tumorinduktion nicht inbegriffen ist.

Für die kommenden Jahre ist total mit einer Gesamtdosis von 0,5 mSv für Erwachsene zu rechnen. Von dieser Dosis erhält jedoch das ungeborene Kind im Mutterleib während der empfindlichen Zeit der Schwangerschaft (8.-15. Woche) nur einen kleinen Bruchteil. Das zusätzlich zu erwartende embryonale Risiko durch Tschernobyl ist daher vernachlässigbar klein.

Das Risiko für schwere geistige Zurückgebliebenheit bei einem Neugeborenen ist von der 8.-15. Woche der Schwangerschaft am grössten, und wird von M. Otake & W.J. Schull (Brit. J. Radiol. 57, 409, 1984) zu 0,4 pro Sv angegeben. Für eine anzunehmende Strahlendosis einer Schwangeren nach Tschernobyl im Mai/Juni 1986 von 0,1 mSv fällt das zusätzliche Risiko nicht ins Gewicht. Ueberdies existiert möglicherweise eine Schwellendosis für schwere geistige Zurückgebliebenheit nach pränataler Bestrahlung.

6.8. Massnahmen und Empfehlungen (Fig. 6.3.)

Um Entscheide zum Schutz der Bevölkerung fällen zu können, braucht es Schutzziele, die festlegen, welche Dosen nicht überschritten werden sollen. Auch müssen ausreichende Messdaten vorliegen, um die radiologische Lage der Umwelt genügend genau beurteilen zu können.

Gemäss Dosismassnahmenkonzept (Kap. 1.2.) sollte die effektive Äquivalentdosis der meistbetroffenen Bevölkerung infolge Einnahme verstrahlter Lebensmittel 5 mSv im ersten Jahr nach dem Ereignis nicht überschreiten (Einzelne Organ- oder Gewebedosen: < 50 mSv). Ferner verlangen die Prinzipien des Strahlenschutzes, dass das ALARA-Prinzip berücksichtigt wird. Es war somit erforderlich, allfällige Massnahmen so anzuordnen, dass dieses Schutzkonzept eingehalten werden kann.

Beim Ereignis Tschernobyl war es wichtig, die Gefährdung für die Bevölkerung gemäss ihrer Dringlichkeit zu beurteilen.

Die Reihenfolge der Prioritäten für die Radioaktivitätsmessungen war dabei die folgende:

- Messung von Nuklid-Konzentrationen in Luftproben: Diese erlauben Prognosen über die externe Bestrahlung aus der Luft und die interne Dosis infolge Inhalation. Der erste Anstieg der Radioaktivität der Luft wurde durch die Luftüberwachungsanlage Weissfluhjoch/Davos in der Nacht auf den 30.4.1986 festgestellt. Alle nachfolgenden Luftmessungen ergaben, dass die externen und internen Dosen durch die Luftradioaktivität nicht ins Gewicht fallen würden, so dass keine diesbezüglichen Empfehlungen nötig waren.
- Externe Dosen durch auf dem Boden abgelagerte Radio-Nuklide (Ortsdosen): Diese wurden überwacht durch Teile des im Aufbau begriffenen NADAM-Systems, ergänzt durch sofort angeordnete Messfahrten. Diese Messungen ergaben, dass keine Einschränkungen bezüglich Aufenthalt im Freien notwendig waren, auch nicht für Kinder.
- Messungen von Gras und Blattgemüse: Aus den Aktivitätsmessungen im Gras kann frühzeitig die Aktivität in der Milch, einem wichtigen Grundnahrungsmittel, vorausgesagt werden. Blattgemüse wird nach der Ernte sofort konsumiert; es war durch den Ausfall von Tschernobyl am stärksten verstrahlt. Messungen von Gras und Blattgemüse waren deshalb wichtig, um erste Prognosen über interne Dosen durch die Aufnahme verstrahlter Nahrungsmittel zu erstellen.
- Aktivitätsmessungen von Milch, Fleisch und allen weiteren Nahrungsmitteln: Dadurch konnten die Dosisprognosen ständig überprüft, erweitert und aktualisiert werden. Auf dieser Basis wurden notwendige Massnahmen und Empfehlungen im Sinne des Dosismassnahmenkonzeptes zum Schutze der Bevölkerung bewertet und bekannt gegeben. Bei einem Ereignis wie Tschernobyl ist es zudem wichtig, im Fallout-Spektrum nach besonders gefährlichen Radionukliden wie Strontium, Plutonium usw. zu suchen, die mit der üblicherweise verwendeten Gamma-Spektro-

skopie nicht erfasst werden können. Entsprechende Messungen ergaben, dass keine Gefährdung durch solche Nuklide bestand.

Trotz einem guten Vorbereitungsgrad der Alarmorganisation ist festzuhalten, dass nach dem Unfall Tschernobyl oft schwierige Situationen zu überwinden waren. Man muss aber bedenken, dass die Akkumulation einer internen Dosis durch die Aufnahme von verstrahlten Nahrungsmitteln über einen gewisse Zeitspanne entsteht. Weil die Aktivitäten der Nahrungsmittel nicht sehr hoch waren, stand für die Erarbeitung allfälliger Massnahmen genügend Zeit zur Verfügung; man konnte sich daher auf gemessene Konzentrationen abstützen.

Wenn nun im Nachhinein die berechneten Dosen (ohne Berücksichtigung von Schafmilchkonsum) etwas kleiner sind, als die damaligen Prognosen, auf denen die Empfehlungen über das Konsumverhalten für bestimmte Bevölkerungsgruppen basierten, so war dies ganz im Sinne der Einsatzorgane; denn die Prognosen sollten auf der "sicheren Seite" liegen. Eine zu strenge Massnahme konnte ebenso falsch sein, und die Entscheidung "nichts tun" war für die Verantwortlichen ebenso verantwortungsvoll, wie die Entscheidung "etwas tun".

Jede Empfehlung oder angeordnete Schutzmassnahme hat den Zweck, die Strahlenexposition der Bevölkerung zu vermindern. Die an die Bevölkerung abgegebenen Empfehlungen dienten, insbesondere bei den Selbstversorgern, in erster Linie dazu, aufzuzeigen, wo die grössten Dosisersparungen zu erzielen waren. Ebenso sollte damit erreicht werden, die Dosen so niedrig wie vernünftigerweise möglich zu halten, gemäss dem obersten Gebot des Strahlenschutzes. Beim Unfall Tschernobyl stand rasch fest, dass Jod-131, Caesium-134 und Caesium-137 die punkto Strahlenschutz relevanten Nuklide waren. Für Jod-131 (physikalische HWZ 8 Tage, effektive HWZ ca. 6 Tage) mussten Massnahmen bzw. Empfehlungen innerhalb von wenigen Tagen, für Caesium-134 und Caesium-137 (physikalische HWZ 2 Jahre bzw. 30 Jahre, effektive HWZ ca. 100 Tage) innerhalb einer Woche angeordnet werden, um wirksam zu sein. Für Jod-131 war zu beachten, dass die Schilddrüsendosis beim Kleinkind infolge des grösseren Milchkonsums und der kleineren Schilddrüse gegenüber dem Erwachsenen ca. 12 mal grösser ist.

Massnahmen oder Empfehlungen, die bei der betroffenen Bevölkerungsgruppe weniger als 0,2 mSv Dosisersparung bringen würden, waren bei einem Schutzziel von 5 mSv nicht zwingend; solche, die über 0,5 mSv Dosisersparung ergaben, wurden von den Einsatzorganen als gut beurteilt. Zwischen diesen beiden Werten liegt eine Grauzone, wo von Fall zu Fall entschieden werden musste. Aus der Diskussion solcher Situationen entstand der "Schweizerische Weg" zur Bewältigung von Tschernobyl, der mit wenigen Ausnahmen auf Massnahmen verzichtete und sich auf offizielle Empfehlungen beschränkte.

Als Massnahmen gab es während Tschernobyl im Mai/Juni 1986 lediglich den von der Tessiner Regierung veranlassten und von der Einsatzgruppe KAC begrüsst Konsummilch-Transport vom Nordtessin in den Südtessin einerseits, und vom Südtessin in die Käse-
reien der Zentralschweiz andererseits.

Besonders zu erwähnen ist auch das auf Antrag der "Gesamtleitung Tschernobyl" vom Bundesrat erlassene Fischerei-Verbot im Luganersee (cf. S. 5.26). Im Laufe der Monate Juli und August stieg nämlich die Caesiumkonzentration in Fischen des Luganersees an. Der Luganersee bildete unter den Schweizer Seen eine Ausnahme, weil das Gebiet des Sotto-Ceneri vom radioaktiven Ausfall in der Schweiz am stärksten betroffen war, und weil der Wasserumsatz in diesem See gering ist. Ende August betrug die mittlere Aktivitätskonzentrationen in Fischen aus dem Luganersee 1850 Bq/kg (Caesium-137 und Caesium-134) und es wurden Spitzenwerte bis ca. 4000 Bq Caesium-137+134/kg gemessen. Die Aktivitätskonzentration der Fische hatte eine steigende Tendenz und für die folgenden Monate war, wegen der langen biologischen Halbwertszeit von Caesium im lebenden Fisch von rund einem Jahr, nicht mit einer Verbesserung der Situation zu rechnen. Durch eine einfache und gezielte Massnahme konnten ca. 0,5 mSv eingespart werden. Deshalb wurde am 3. September durch eine Verordnung des Bundesrates die Fischerei im Luganersee verboten. Eine blosser Empfehlung betr. Konsumbeschränkung für Fische wurde von der "Gesamtleitung Tschernobyl" als nicht zweckmässig angesehen, weil der grösste Teil der im Kanton Tessin verzehrten Fische nicht aus dem Luganersee kommt und weil sich die Herkunft der Fische für den Käufer, resp. den Konsumenten nicht überprüfen lässt.

Die wichtigsten Empfehlungen sind in der Figur 6.3. zusammengestellt. Die grösste Dosisersparung konnte durch einen Verzicht auf frische Milch für Kleinkinder und für werdende und stillende Mütter erreicht werden. Deswegen wurde am 3. Mai 1986 von der Einsatzgruppe KAC für diese Personen der Ersatz von Frischmilch durch Milchpulver, Kondensmilch oder durch UHT-Milch (UP-Milch), die vor dem 3. Mai gekauft wurde, empfohlen.

Am 6. Mai wurde informiert, Prognosen hätten ergeben, dass wegen Jod-131 in der Schafmilch die Dosen der Schilddrüsen, insbesondere bei Kleinkindern, den "Richtwert" des Dosismassnahmekonzeptes von 50 mSv überschreiten könnten. Deshalb wurde gleichentags im Einvernehmen mit dem EDI empfohlen: Vom Konsum von frischer Schafmilch wird, im Sinne des ALARA-Prinzipes, auch für Erwachsene abgeraten.

Nachträglich kann man sich nochmals die Frage stellen, ob es für frische Schafmilch, anstatt einer Empfehlung, angezeigt gewesen wäre, dem Bundesrat den Antrag für ein Konsumverbot zu stellen.

Die Ei.Gr.KAC ist zunächst davon ausgegangen, dass Empfehlungen bezüglich Schafmilchkonsum und insbesondere solche für Kleinkinder von den Müttern ebenso strikte eingehalten würden, wie wenn der Bundesrat ein generelles Verbot für den Konsum von frischer Schafmilch erlassen hätte. Aus der in den ersten Mai-Tagen stark angestiegenen Nachfrage nach Pulver- und Kondensmilch haben die Einsatzorgane nämlich geschlossen, dass die Empfehlungen bezüglich Kuhmilch eingehalten wurden.

Empfehlungen konnten zudem rascher erlassen werden, als ein Verbot, was beim Jod-131, um möglichst noch wirksam zu sein, nicht unwichtig war.

Die Einsatzorgane erachteten ferner ein Verbot nur angezeigt bezüglich derjenigen Lebensmittel, die nach der Lebensmittelver-

ordnung als "im Verkehr befindlich" bezeichnet werden können. Bei diesen kann über den Handel, den Verkauf etc. ein Verbot bis hin zu einer Beschlagnahme verfügt werden. Im Privatbereich und insbesondere bei Selbstversorgern, von denen Schafmilch am häufigsten konsumiert wird, bestehen hingegen keine rechtlichen Möglichkeiten, solche Vorschriften auch durchzusetzen.

Der rasche Anstieg der Caesiumkonzentration im Fleisch von Schafen im Kanton Tessin und in Südbünden führte dazu, dass am 23. Mai 1986 empfohlen wurde, im ganzen Kanton Tessin und in den Südtälern des Kantons Graubünden bis auf weiteres mit dem Schlachten dieser Tiere zuzuwarten. Durch gezielte Probeschlächtungen wurde die Aktivitätskonzentration während der Sommermonate verfolgt. Es konnte eine sinkende Tendenz festgestellt werden. In der zweiten Hälfte August wurden 200 Schafe und Ziegen aus dem Kanton Tessin, dem Misox und dem Calancatal auf Radioaktivität untersucht. Die Auswertung der Messresultate ergab für die beiden Caesium-Isotope einen Mittelwert für alle Tiere von 370 Bq/kg. Dabei lagen 85% aller Werte unter 600 Bq/kg. Am 1. September 1986 konnte daher die Empfehlung, mit dem Schlachten von Schafen und Ziegen zuzuwarten, aufgehoben werden.

Am 20. August teilte die "Gesamtleitung Tschernobyl" des Bundesamtes für Gesundheitswesen den Tessiner Jagdaufsichtsorganen mit, dass einer Freigabe der Jagd im Kanton Tessin aus der Sicht der Strahlenschutzexperten nichts mehr im Wege stehe. Vor der Zustimmung zur Freigabe der Jagd wurden gezielt Abschüsse vorgenommen und das gewonnene Fleisch gemessen.