

Gutachten

über die zu erwartende Strahlenbelastung im
Normalbetrieb durch den Verzehr kontaminierter
Nahrungsmittel in der Umgebung des
Kernkraftwerkes Grohnde

Tutorium Umweltschutz

1977

Torsten Fülle

GRUPPE ÖKOLOGIE (GÖK)

Immengarten 31

D-3000 Hannover 1

Tel. 0511 / 696 31 30

Imw. 1630

N 8

GUTACHTEN

ÜBER DIE ZU ERWARTENDE STRAHLENBELASTUNG IM
NORMALBETRIEB DURCH DEN VERZEHR KONTAMINierter
NAHRUNGSMITTEL IN DER UMGEBUNG DES
KERNKRAFTWERKES GROHNDE

Tutorium Umweltschutz
an der Universität Heidelberg
Im Neuenheimer Feld 360
6900 Heidelberg

31. 8. 1977

Inhalt

	Seite
1. Rechnerische Grundlagen des Gutachtens	1
2. Geplante Radioaktivitätsabgaben des Kernkraftwerkes Grohnde	2
3. Zusammensetzung der Radioaktivitätsabgaben	4
4. Verdünnung der Radioaktivitätsabgaben durch die Luft bzw. das Weserwasser	5
5. Mechanismen der Ablagerung von radioaktiven Stoffen aus der Luft	6
6. Berechnung der Transferfaktoren für Pflanzen	9
7. Berechnung der Transferfaktoren für Milch und Fleisch . .	19
8. Dosiscommitmentfaktoren	21
9. Zu erwartende Strahlenbelastungen durch den Verzehr kontaminierter Nahrungsmittel	23
10. Emissionen und Belastungspfade, die unberücksichtigt geblieben sind	34
11. Zusammenfassung	37
Anhang I Berechnungsgrundlagen	41
Anhang II Biologische Wirkung ionisierender Strahlung	52
Literatur	70

1. Kapitel: Rechnerische Grundlagen des Gutachtens

Zur Berechnung der zu erwartenden Strahlenbelastung hat das Tutorium Umweltschutz ein ökologisches Rechenmodell verwandt, dessen mathematische Grundlagen in (1,2) beschrieben sind. Dieses Rechenmodell liegt den meisten Gutachten über Strahlenbelastung im Normalbetrieb zugrunde, die für Kernreaktoren in der Bundesrepublik in den letzten Jahren erstellt wurden, so z.B. auch dem Abluftgutachten des Institutes für Reaktorsicherheit (3) und dem Abwassergutachten von der Bayrischen Biologischen Versuchsanstalt (4) für das geplante Kernkraftwerk Süd. Nach dem ökologischen Modell errechnet sich die Strahlendosis durch ein Nuklid, welches über die Abluft eines Kernkraftwerkes in Nahrungsmittel gelangt, mittels einer einfachen Multiplikation von fünf Größen, nämlich der Emissionsquellstärke, des mittleren Langzeitausbreitungsfaktors (meteorologische Verdünnung), des Transferfaktors (Übergang von Luft auf Nahrungsmittel), der Verzehrrate und des Dosiscommitmentfaktors (biologische Wirksamkeit von Radionukliden im Körper). Die so erhaltene Organdosis stellt die Strahlenbelastung durch den Verzehr eines Nahrungsmittels durch ein Nuklid dar. Will man die gesamte Organdosis für alle Nuklide und alle Belastungspfade (Nahrungsmittel) erhalten, so muß man die einzelnen Organdosen aller Nuklide und für alle Belastungspfade zueinander addieren. Für die Strahlenbelastung über das Abwasser ergibt sich eine ganz ähnliche Gleichung; hier muß an Stelle der meteorologischen Verdünnung die Verdünnung durch das Flußwasser berücksichtigt werden. Die dem ökologischen Rechenmodell zugrundeliegenden Formeln und unsere Annahmen sind im Anhang dargestellt

2. Kapitel: Geplante Radioaktivitätsabgaben des Kernkraftwerkes Grohnde

Für die Berechnung der zu erwartenden Strahlenbelastung durch Verzehr kontaminierter Nahrungsmittel ist die Kenntnis der beantragten Emissionen Voraussetzung. Laut Sicherheitsbericht (5) und Teilerrichtungsgenehmigung (6) sind für das Kernkraftwerk Grohnde folgende Radioaktivitätsabgaben über den Kamin beantragt worden:

langlebige Aerosole (Halbwertszeit größer 8 Tage)
11 Curie pro Jahr

Jod-131 0,26 Curie pro Jahr.

Das Tutorium Umweltschutz ist der Ansicht, daß ein Antragswert von 11 Curie pro Jahr für langlebige Aerosole heute nicht mehr Stand von Wissenschaft und Technik ist. Die Fortschritte auf dem Gebiet der Reaktor- und Filtertechnik in den letzten Jahren ermöglichen es, die Abgaben an langlebigen Aerosolen auf wesentlich geringere Werte zu begrenzen. So z.B. wurde für das geplante Kernkraftwerk Süd in Wyhl nach (7,8) eine Abgaberate von 1 Curie pro Jahr an langlebigen Aerosolen mit einer Halbwertszeit größer 8 Tagen beantragt. Da es sich sowohl bei dem in Wyhl geplanten Reaktor als auch bei dem Kernkraftwerk Grohnde um Druckwasserreaktoren mit 1300 MW elektrischer Leistung handelt, geht das Tutorium Umweltschutz davon aus, daß eine Aerosolabgaberate von 11 Curie pro Jahr sich heute nicht mehr mit dem Auftrag des Gesetzgebers vereinbaren läßt, wonach die Auslegung und der Betrieb kerntechnischer Anlagen oder Einrichtungen so zu planen sind, "daß die durch Ableitung radioaktiver Stoffe aus diesen Anlagen oder Einrichtungen mit Luft oder Wasser bedingte Strahlenexposition des Menschen so gering wie möglich gehalten wird." (9)

Das Tutorium Umweltschutz geht daher davon aus, daß die Abgabe von langlebigen Aerosolen über die Abluft des Kernkraftwerkes Grohnde im weiteren Verlaufe des Genehmigungsverfahrens auf einen heute üblichen Antragswert von 1 Curie pro Jahr beschränkt wird. Diesen Wert haben wir auch unseren Berechnungen zugrundegelegt. Über das Abwasser sind folgende Radioaktivitätsabgaben beantragt (7):

tritiumfreies Gemisch 2 Curie pro Jahr
Tritium 1600 Curie pro Jahr

Für die Berechnung der Strahlenbelastung durch den Verzehr kontaminierter Nahrungsmittel legt das Tutorium Umweltschutz also folgende Emissionsdaten zugrunde:

Abluft: langlebige Aerosole mit einer Halbwertszeit
größer 8 Tage 1 Curie pro Jahr
Jod-131 0,26 Curie pro Jahr

Abwasser: tritiumfreies Gemisch 2 Curie pro Jahr
Tritium 1600 Curie pro Jahr

Wir haben zudem die radiologische Vorbelastung der Weser durch das 40 km südlich vom Standort Grohnde liegende Kernkraftwerk Würgassen berücksichtigt. Um auch die ungünstigste Situation zu erfassen, wurde eine Vorbelastung der Weser angenommen, die entstehen würde, wenn das Kernkraftwerk Würgassen die genehmigten Emissionen mit dem Abwasser auch tatsächlich an die Weser abgeben würde. Die genehmigten Abgabewerte für das Kernkraftwerk Würgassen betragen nach (5) für die Abgabe mit dem Abwasser:

tritiumfreies Gemisch 6,7 Curie pro Jahr
Tritium 300 Curie pro Jahr

3. Kapitel: Zusammensetzung der Radioaktivitätsabgaben

Bisherige Erfahrungen an Kernkraftwerken zeigen, daß eine ganze Reihe von Nukliden als Aerosole mit der Abluft abgegeben werden können, nämlich C-14, Cr-51, Mn-54, Fe-59, Co-57, Co-58, Co-60, Sr-89, Sr-90, Zr-95, Nb-95, Ru-103, Ru-106, Ag-110 m, Sb-124, Sb-125, J-131, Cs-134, Cs-137, Ba-140, La-140, Ce-141, Ce-144 und Spuren von Alpha-Strahlern wie z.B. Pu-239, Pu 240, Am-241 und Cm-242 (3). Besonders gefährlich für den Menschen sind davon diejenigen Isotope, welche besonders gut in der Nahrungskette weitergegeben werden und zudem eine hohe Radiotoxizität besitzen. Das trifft in besonderem Maße für Strontium-89, Strontium-90, Jod-131, Caesium-134, Caesium-137 und teilweise auch für Plutonium zu, so daß diese Isotope im allgemeinen als wesentlich zu betrachten sind. Jod-131 wird überwiegend gasförmig emittiert, nur ein geringer Prozentsatz, normalerweise weniger als 10 % (10), wird als festes Aerosol abgegeben. Die Zusammensetzung der emittierten Aerosole, welche nach dem oben gesagten eine mehr oder weniger große Gefährlichkeit für den Menschen bedingt, ist von Reaktor zu Reaktor verschieden und unterliegt zudem bei einem Reaktor starken zeitlichen Schwankungen. In der Bundesrepublik Deutschland gibt es erst seit einigen Jahren Messungen der Aerosolzusammensetzung in der Abluft von Kernkraftwerken, siehe z.B. (10).

Zu den Berechnungen der Strahlenbelastung über die Abluft und das Abwasser hat das Tutorium Umweltschutz Nuklidzusammensetzungen entsprechend Tabellen 1 und 2 verwandt.

Einschränkend wäre zu sagen, daß in der Bundesrepublik erst seit 1974 (Inbetriebnahme des Kernkraftwerkes Biblis Block A) Betriebserfahrungen mit den großen Druckwasserreaktoren der 1300 MW-Klasse vorliegt, andererseits aber Betriebszeiten von bis zu 40 Jahren vorgesehen sind. Es bleibt abzuwarten, wie sich die zunehmende Abnutzung der Reaktorbauteile auf die Zusammensetzung der Radioaktivitätsabgaben auswirken wird.

Daher können zur Zeit keine sicheren Aussagen darüber gemacht werden, ob man mit der Annahme von Nuklidzusammensetzungen wie in den Tabellen 1 und 2 für die gesamte Betriebszeit eines Reaktors auf der sicheren Seite liegt.

4. Kapitel: Verdünnung der Radioaktivitätsabgaben durch die Luft bzw. das Weserwasser

Die radioaktiven Emissionen, welche mit der Abluft über den Kamin abgegeben werden, werden in der Luft verdünnt. Um herauszufinden, wie stark der meteorologische Verdünnungseffekt im langjährigen Mittel ist, muß man eine Ausbreitungsrechnung durchführen. Diese wurde von der Gesellschaft für Kernenergieverwertung in Schiffbau und Schifffahrt GmbH unter Verwendung von Untersuchungen am Standort Jülich erstellt (12). Danach beträgt der Langzeitausbreitungsfaktor für eine Schornsteinhöhe von 130 m für den kritischen Aufpunkt in ca. 600 m Entfernung (Ort der höchsten Radioaktivitätskonzentration in der bodennahen Luft im langjährigen Mittel) $4,2 \times 10^{-7} \text{ m}^3/\text{sek}$. Diesen Wert haben wir bei unseren Berechnungen benutzt. Es erhebt sich allerdings die Frage, ob die Übertragbarkeit des Langzeitausbreitungsfaktors vom Standort Jülich auf den Standort Grohnde überhaupt gegeben ist, besonders wenn man berücksichtigt, daß gerade in einem Talstandort wie Grohnde häufige Inversionswetterlagen zu erwarten sind. Bei diesen Wetterlagen bilden sich in bestimmten Lufthöhen Sperrschichten, die den Austausch der Luftschichten oberhalb und unterhalb weitgehend einschränken und somit auch eine geringere Verdünnung der Abluftfahne eines Kernkraftwerkes bewirken können. Inversionswetterlagen wurden bei der meteorologischen Ausbreitungsrechnung nicht berücksichtigt. Somit ist es also möglich, daß mit dem angenommenen Ausbreitungsfaktor von $4,2 \times 10^{-7} \text{ m}^3/\text{sek}$ die durchschnittliche Verdünnung der Abluftfahne am Talstandort Grohnde überschätzt und damit die Strahlenbelastung unterschätzt wird.

Sec 1
m³

Sec 1
m³

Die Radioaktivitätsabgaben mit dem Abwasser sollen beim Kernkraftwerk Grohnde in die Weser eingeleitet werden. Entscheidend für die Verdünnung dieser Emissionen ist die Wasserführung der Weser. Nach (13) beträgt die Wasserführung der Weser bei mittlerem Niedrigwasser $49 \text{ m}^3/\text{sec}$. Bei der Berechnung der Strahlendosen ist das Tutorium Umweltschutz davon ausgegangen, daß sich das **radioaktive Abwasser sofort** mit der **Hälfte des Flußwassers vermischt**. Bei einer mittleren Wasserführung von $151 \text{ m}^3/\text{sec}$ würden sich also die Abgaben über das Abwasser in Curie/sec im berechneten Fall auf 75 m^3 Flußwasser verteilen. Für die Ableitungen des 40 km südlich gelegenen Kernkraftwerkes **Würgassen** wurde eine **vollständige Durchmischung** mit dem Weserwasser zugrundegelegt.

Da Gartengemüse hauptsächlich in den Monaten Mai bis August beregnet wird, müßte die geringe Wasserführung der Weser in dieser Zeit berücksichtigt werden, die zu einer höheren Konzentration von Radionukliden und damit zu einer höheren Strahlenbelastung führen würde. Da uns die entsprechenden hydrologischen Daten fehlen, mußte die Berechnung der Strahlenbelastung durch beregnetes Gartengemüse unter Zugrundelegung der obigen Annahmen erfolgen. Zusätzlich zur Strahlenbelastung durch Verzehr von Fisch und mit Weserwasser beregnetem Gemüse entsteht durch die Abgabe radioaktiver Abwässer eine **Sedimentstrahlung** durch abgelagerte Radionuklide, der vor allem Fischer und Angler ausgesetzt sein werden. Diese Strahlenbelastung wurde hier nicht berücksichtigt.

5. Kapitel: Mechanismen der Ablagerung von radioaktiven Stoffen aus der Luft auf Pflanzen

Voraussetzung dafür, daß radioaktive Aerosole in Nahrungsmittel gelangen, ist die Ablagerung aus der bodennahen Luft auf den Boden bzw. auf Pflanzen. Die Kontamination des Bodens und der Pflanzen ist der pro Zeiteinheit auf eine bestimmte Fläche abgelagerten Radioaktivitätsmenge in Curie pro m^2 und Sekunde proportional, diese wiederum errechnet sich als

Produkt der Luftaktivitätskonzentration in Curie pro m^3 Luft und der Ablagerungsgeschwindigkeit der radioaktiven Stoffe in m/sec . Wir haben bei der Ablagerung der Radioaktivität aus der Luft sowohl die trockene Ablagerung (Fallout) als auch das Auswaschen radioaktiver Partikel durch Regentropfen aus der Luft (Washout) berechnet. Die Vergrößerung der Ablagerung radioaktiver Stoffe durch die Abgabe von Wasserdampf und Wassertröpfchen aus den Kühltürmen wurde nicht berücksichtigt. Die Ablagerungsgeschwindigkeit ist abhängig von dem Durchmesser der Teilchen. Die Aerosole, welche mit der Fortluft von Kernkraftwerken emittiert werden, durchlaufen Aerosolfilter, in denen der überwiegende Teil der Aerosole mit einer Teilchengröße größer als 1 Mikrometer zurückgehalten wird, während die kleineren Partikel an die Umwelt abgegeben werden.

Für Teilchen dieser Größenordnung wird heute eine Fallout-ablagerungsgeschwindigkeit von ca. $3 \times 10^{-3} \text{ m/sec}$ als konservativ angesehen (14, 15). Die Menge an radioaktiven Aerosolen, die durch Washout am kritischen Aufpunkt in 600 m Entfernung abgelagert wird, beträgt nach (15) das 3,3-fache der Ablagerung durch Fallout. Die gesamte Ablagerungsgeschwindigkeit von Aerosolen beträgt mithin im Jahresdurchschnitt $1,3 \times 10^{-2} \text{ m/sec}$.

Aus der Luft abgelagerte radioaktive Stoffe können auf zwei Wegen in pflanzliche Nahrungsmittel gelangen: zum einen durch direkte Ablagerung auf oberirdische Pflanzenteile, zum anderen aus dem Boden durch Aufnahme über das Wurzelsystem in die Pflanze (Anreicherung).

Bei der direkten Ablagerung spielt die Oberfläche der Pflanzen eine Rolle: so z.B. sind Pflanzen mit großer Oberfläche wie Spinat oder Kopfsalat in besonderem Maße fähig, Teilchen aus der Luft zu adsorbieren. Wichtig ist weiterhin der Bruchteil der abgelagerten Aktivität, welcher bei der Ablagerung auf dem eßbaren Teil der Vegetation zurückbleibt (Rückhaltefaktor). Berücksichtigt werden muß ferner der Verlust an oberflächlich absorbierte Radioaktivität durch physikalischen Zerfall und meteorologische Wirkungen wie z.B. Abwaschen radioaktiver

Aerosole von der Pflanzenoberfläche durch Regen. Diese beiden Effekte werden im Rechenmodell (1, 2) durch die effektive Zerfallskonstante beschrieben.

Bei der Anreicherung von Radionukliden aus dem Boden in Pflanzen ist die bedeutendste Größe der **Anreicherungsfaktor**. Dieser gibt das Verhältnis der Aktivitätskonzentrationen in Pflanzen zu denen im Boden wieder und hat die **Dimension Pico-curie pro kg frischer Pflanze geteilt durch Picocurie pro kg Boden**. Anschaulich ausgedrückt gibt der Anreicherungsfaktor wieder, wie stark ein Nuklid von einer Pflanze aus dem Boden aufgenommen wird. Für die Berechnung der Bodenkonzentration sind wir davon ausgegangen, daß alle abgelagerte Radioaktivität in den obersten 15 cm des Erdbodens (Pflugtiefe) verbleibt und außerdem keine Bodenaktivität etwa mit Regenwasser herausgespült wird. Diese beiden Annahmen dürften der Realität sehr nahe kommen, denn eine Großzahl von Untersuchungen hat ergeben, daß nur ein unwesentlicher Anteil der abgelagerten Radionuklide aus der Pflugschicht heraus in tiefere Schichten wandert und jährlich in der Regel wesentlich weniger als 5 % mit dem Regenwasser ausgelaugt werden, siehe z.B. (16). Bei der Berechnung der Bodenkonzentration ist das Tutorium Umweltschutz von einer Reaktorbetriebsdauer von 40 Jahren ausgegangen und hat den physikalischen Zerfall der Isotope im Boden mit einbezogen.

Welche Prozentsätze über die direkte Ablagerung bzw. über die Anreicherung aus dem Boden in die Vegetation gelangen, ist für die Beurteilung der Reaktoremissionen von ausschlaggebender Bedeutung. Denn bei der direkten Adsorption von Radioaktivität aus der Luft wird das Ausmaß der Kontamination der Pflanze nur durch die Emissionen im selben Jahr bestimmt. Wenn der Reaktor keine Radioaktivität mehr abgibt, kann die Pflanze über diesen Weg nichts mehr aufnehmen. Bei der Anreicherung aber haben die Radionuklide 40 Jahre lang Zeit, sich in der obersten Bodenschicht anzusammeln. In diesem Fall wird die Kontamination der Vegetation durch die Emissionen aller Reaktorbetriebsjahre

bestimmt und ist nach der Stilllegung des Reaktors bei langlebigen Isotopen wie z.B. Strontium-90, Caesium-137 und Plutonium-239 noch Jahrhunderte vorhanden. Da wir in der Bundesrepublik Deutschland aber bei den kommerziellen Großreaktoren bestenfalls ein halbes Jahrzehnt Betriebserfahrungen besitzen, kann die Frage, ob auf lange Sicht die direkte Ablagerung oder die Aufnahme über den Boden mehr ausmacht, nicht durch Meßergebnisse beantwortet werden. Aufgrund der Erfahrung mit den Atombombentests kann aber heute mit großer Sicherheit davon ausgegangen werden, daß im Fall von Strontium-90 die Aufnahme aus dem Boden auf Dauer überwiegt. Nach A. Aarkrog (17) stammten in Dänemark 1968 etwa 80 % des Strontiumgehaltes der Milch aus dem Boden und nur 20 % aus direkter Ablagerung. Auf dem EG-Symposium 1971 in Rom erwähnte Herr Ocker von der Bundesforschungsanstalt für Getreide in Detmold, daß der Strontium-90-Gehalt im Getreide zu dieser Zeit fast ausschließlich über die Wurzeln aufgenommen wurde (18).

6. Kapitel: Berechnung der Transferfaktoren für den Übergang von Radioaktivität aus der Luft in Pflanzen

Das den Kernkraftwerksstandort umgebende Gebiet wird hauptsächlich (im 10 km-Umkreis zu ca. 60 %) landwirtschaftlich genutzt, wobei Ackerland mit Getreideanbauflächen überwiegt. In den Flußniederungen überwiegt teilweise buschbestandenes Grasland. 91 Forstbetriebe und 887 landwirtschaftliche Betriebe (davon 631 mit Rindviehhaltung) liegen nach der Landwirtschaftszählung von 1971 in einem Bereich bis 10 km Entfernung vom Standort. Deren Tierbestand beträgt unter anderem etwa 16 000 Stück Rindvieh bei einem Anteil von etwa 5 000 Milchkühen. Im gleichen Umkreis sind auch 17 Betriebe in der gärtnerischen Tierhaltung und Tierzucht (Fischzucht) tätig (5).

Das Tutorium Umweltschutz hat daher die zu erwartende Strahlenbelastung durch den Verzehr folgender Nahrungsmittel berechnet:

Milch, Rindfleisch, Brot, Getreide, Kartoffeln, Blattgemüse (Kopfsalat, Spinat, Kohl, Lauch) und Wurzelgemüse (Rettich, Radieschen, Karotten).

Um den physikalischen Zerfall radioaktiver Nuklide während der Lagerung zu erfassen, haben wir für **Kartoffeln und Getreide Lagerzeiten von 1/2 Jahr** in Anrechnung gebracht. Bei allen anderen Nahrungsmitteln haben wir keine Lagerzeiten berücksichtigt, da diese Nahrungsmittel im allgemeinen frisch auf den Markt kommen.

Da die Vegetationshalbwertszeiten immer im Bereich von einigen Tagen liegen, gilt für alle Pflanzen mit Ausnahme von Weidebewuchs, daß sich zwischen der Aktivität in der Luft und der Kontamination der Pflanzen ein Gleichgewicht einstellt. Mit anderen Worten bleibt die Radioaktivität in Pflanzen konstant, solange sich die Luftaktivität nicht ändert.

Beim Übergang von Radionukliden aus dem Boden über die Wurzeln in die Pflanzen ist zu erwarten, daß sich am Ende der Reaktorbetriebszeit, d.h. nach 40 Jahren, die größte Radioaktivität im Boden angesammelt hat. Daher gelten die hier errechneten **Transferfaktoren** für das **40-ste Betriebsjahr**, weil dann die höchste Kontamination von Nahrungsmitteln vorhanden sein wird. Die grundlegende Information, welche man benötigt, um den Übergang von Radionukliden aus dem Boden in Pflanzen quantitativ zu erfassen, ist der Anreicherungsfaktor. Um sich ein möglichst vollständiges Bild der auf diesem Sektor vorhandenen wissenschaftlichen Arbeit zu machen, hat das Tutorium Umweltschutz eine umfangreiche Literaturarbeit durchgeführt. Dazu wurden unter anderem folgende Zeitschriften von etwa 1950 bis heute ausgewertet: Nature, Science, Health Physics, Plant and Soil, Soil Science, Radiation Botany, Journal of Agricultural and Food Chemistry, verschiedene USAEC-Reporte und einige Konferenzberichte.

Dabei stellte sich heraus, daß die von Technischen Überwachungsvereinen, von der Gesellschaft für Reaktorsicherheit (GRS) und der Strahlenschutzkommission (SSK) verwendeten Anreicherungsfaktoren viel zu niedrig sind.

Es gibt in der Natur eine große Zahl von Faktoren, die die Höhe des Anreicherungsfaktors beeinflussen, wie z.B. Pflanzenart, Bodenart, Mineralstoff- und Feuchtigkeitsgehalt des Bodens, biologische Aktivität des Bodens, Ausmaß der radioaktiven Verseuchung im Boden usw.

So z.B. fanden wir, daß viele Messungen von Anreicherungsfaktoren im Laborexperiment mit ofengetrockneten Böden durchgeführt wurden. Dabei ergaben sich sehr niedrige Anreicherungsfaktoren, was in vielen Fällen darauf zurückzuführen war, daß beim Trocknen der Böden im Ofen jegliches Leben in ihnen abgetötet worden war. Wie man heute aber weiß, sind die Mikroorganismen dazu befähigt, unlösliche Radionuklide mit der Zeit in eine Form zu bringen, die von Pflanzen aufgenommen werden kann. Auch andere Vorgänge im Boden können dazu führen, daß radioaktive Substanzen im Boden mit der Zeit in größerem Ausmaß in Pflanzen gelangen. So fanden Lipton und Goldin (22) im Jahre 1976, daß Chelatbildner, die z.B. mit dem Dünger dem Boden zugeführt werden oder auf natürliche Weise entstehen können, die Aufnahme von Plutonium in Erbsen drastisch (nämlich um mehr als drei Größenordnungen) erhöhen.

Weiterhin mehren sich in den letzten Jahren die Beweise dafür, daß bei sehr niedrigen Konzentrationen von Radioisotopen im Boden der relative Anreicherungsfaktor in Pflanzen wesentlich größer ist als bei hoher Bodenkontamination. So untersuchten 1972 Cline und Rickard (23) die Anreicherung von Strontium-90 in Gerste, Rettich, Bohnen, Gras und Klee bei zwei verschiedenen Bodenkonzentrationen und kamen zu dem Ergebnis, daß schon bei einer 5-fach niedrigeren Bodenkonzentration die Anreicherungsfaktoren bei allen Pflanzen um durchschnittlich

den Faktor 2 höher liegen. 1974 stellten Wildung und Garland (24) eine noch deutlichere Konzentrationsabhängigkeit des Anreicherungsfaktors von Plutonium in Gerste fest. Romney et al. (25) untersuchten Kaninchen aus der Nähe der Atombombenteststellen in der Wüste Nevada. Dabei zeigte sich, daß das Verhältnis der Konzentration an Plutonium in den Knochen und im Magen-Darm-Trakt dieser Säugetiere zu derjenigen im Boden umso größer wurde, je weniger Plutonium im Boden war. Diese und andere Arbeiten führen zu dem Schluß, daß umso größere relative Anteile an Radionukliden im Boden über die Nahrungskette in den Menschen gelangen, je geringer die Bodenkonzentration ist. So schreiben Wildung und Garland, daß die früher angenommenen Anreicherungsfaktoren von Plutonium für die Aktivitätspegel, welche in der Umwelt auftreten, neu überdacht werden müssen (24).

Auch für ein weiteres wichtiges Isotop, das Caesium-137, wurde eine stärkere relative Konzentrierung in Pflanzen bei niedrigen Bodenkonzentrationen gefunden (26). Die Autoren, die diese Untersuchung durchgeführt haben, empfehlen daher, "bei allgemeinen Abschätzungen von Strahlenbelastungen konstante Anreicherungsfaktoren, wenn überhaupt, nur mit größter Vorsicht zu verwenden". Zusammenfassend kann also festgestellt werden, daß geringe Mengen von Radionukliden im Boden besonders leicht in Pflanzen und Säugetiere transportiert werden. Oder anders ausgedrückt: Bei kleineren Radioaktivitätspegeln in der Umwelt gelangen besonders hohe Anteile aus dem Boden zum Menschen.

Die Größenordnung dieses Problems sei an folgender Rechnung am Beispiel von Plutonium und Strontium demonstriert:

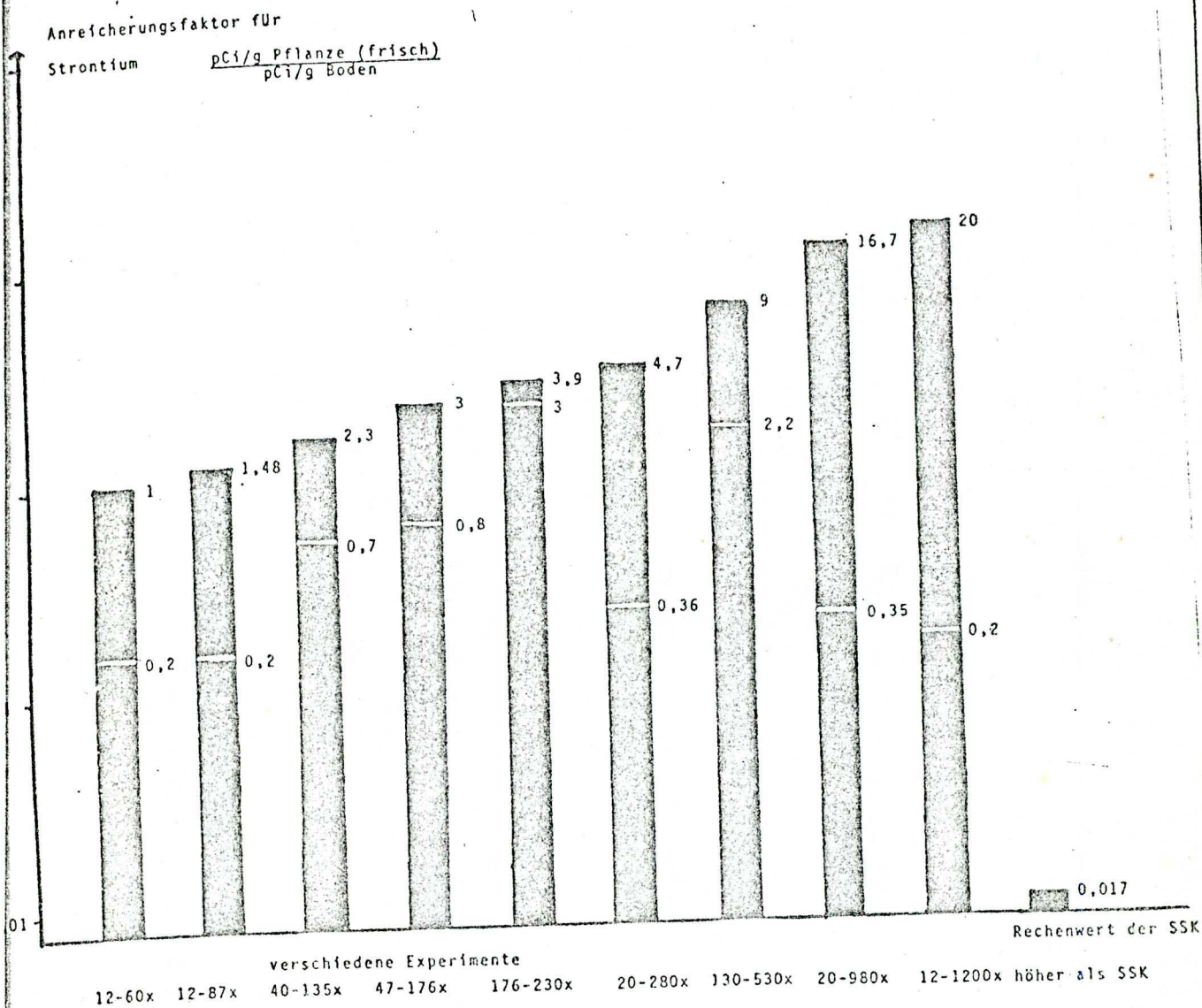
Die in der Literatur beschriebenen Anreicherungsexperimente, aus denen die Anreicherungsfaktoren für die Berechnung der zu erwartenden Strahlenbelastung entnommen wurden, arbeiten mit Plutoniumkonzentrationen zwischen 10 und 100 000 Picocurie pro Gramm Boden und mit Strontium-90-Konzentrationen zwischen 1 000 und 1 Million Picocurie pro Gramm Boden. Die bei der

Abgabe der beantragten Emissionen eines Kernkraftwerkes nach 40 Jahren Betriebszeit am maximalen Aufpunkt jedoch tatsächlich im Boden zu erwartenden Konzentrationen liegen bei Plutonium in der Größenordnung von einigen Dutzend Millionstel Picocurie pro Gramm und bei Strontium in der Größenordnung von einigen Tausendstel Picocurie pro Gramm. Dies bedeutet, daß die Anreicherungsexperimente und damit die Ermittlung von Anreicherungsfaktoren für Plutonium gegenüber der Realität bei rund 10^6 - bis 10^{10} -fach höheren und bei Strontium-90 bei rund 10^6 - bis 10^9 -fach höheren Radionuklidkonzentrationen erfolgten. Da wie oben beschrieben, z.B. bei Strontium-90 bereits bei einer nur 5-fach niedrigeren Bodenkonzentration der Anreicherungsfaktor schon doppelt so hoch war (23), könnte dieser sehr große Unterschied zwischen experimentellen und tatsächlichen Bedingungen die Ursache für einen systematischen Fehler in Richtung einer enormen Unterschätzung der Strahlenbelastung darstellen.

Im folgenden sind für die 5 wichtigsten Nuklide Strontium (89 + 90), Caesium (134 + 137) und Plutonium 239 die Ergebnisse verschiedener Anreicherungsexperimente mit den von TÜV, GRS und SSK bei offiziellen Gutachten verwendeten Rechenwerten verglichen.

a) Strontium:

Wie Bild 1 (nächste Seite) zeigt, liegen die Anreicherungsfaktoren für Strontium vom Boden in Gras, Klee und Blattgemüse bei zahlreichen Experimenten zwischen 0,2 und 20. Die niedrigen Werte ergaben sich meist bei hohen Strontium- und Calciumkonzentrationen im Boden, bei Böden ohne biologische Aktivität (z.B. Ofentrocknung) und bei Kurzzeitexperimenten. Hohe Anreicherungsfaktoren dagegen wurden bei niedrigen Strontium- und Calciumkonzentrationen, bei "lebendigen" Böden und bei langer Versuchsdauer gefunden.



Quelle: (125) (126) (123) (122) (127) (128) (120) (129) (130) (118)

Vergleich von Anreicherungs Faktoren für Strontium in Gras, Klee und Blattgemüse:

Ergebnisse verschiedener Experimente und Rechenwert der Strahlenschutzkommission (SSK)

(Logarithmischer Maßstab!)

Demgegenüber wird von der Strahlenschutzkommission ein Rechenwert von 0,017 verwendet und empfohlen (ganz rechts im Bild). Dieser Wert liegt weit außerhalb der Schwankungsbreite der bei realistischen Experimenten gefundenen Anreicherungsfaktoren und zwischen 100- und 1000-mal niedriger als die realistischen Anreicherungsfaktoren.

b) Plutonium:

Ähnlich sieht es bei Plutonium (Bild 2) und

c) Caesium

(Bild 3) aus.

Bei Caesium liegt der SSK-Wert zwischen 50- und 3 000-fach und bei Plutonium zwischen 100- und 1 000-fach zu niedrig. Eine genauere Nachprüfung der SSK-Werte ergab, daß diese auf amerikanische Reports zurückgehen. Diese wiederum stützen sich auf Arbeiten, die vor allem Ende der 50er und Anfang bis Mitte der 60er Jahre an amerikanischen Atombombenforschungszentren durchgeführt wurden. In dieser Zeit begann weltweit die Diskussion über einen Stop für oberirdische Atombombentests wegen der durch sie entstehenden radioaktiven Umweltverseuchung. Damals wie heute bei der Frage einer Belastung der Umwelt durch Kernkraftwerke war bei "offiziellen", im Bereich der Atomforschung arbeitenden Wissenschaftlern ein mehr oder weniger starkes Streben zur Verharmlosung der Probleme erkennbar. Dies drückte sich auch in vielen Fällen direkt bei der Abfassung wissenschaftlicher Arbeiten aus. So wurden bei Experimenten zur Ermittlung von Anreicherungsfaktoren oft

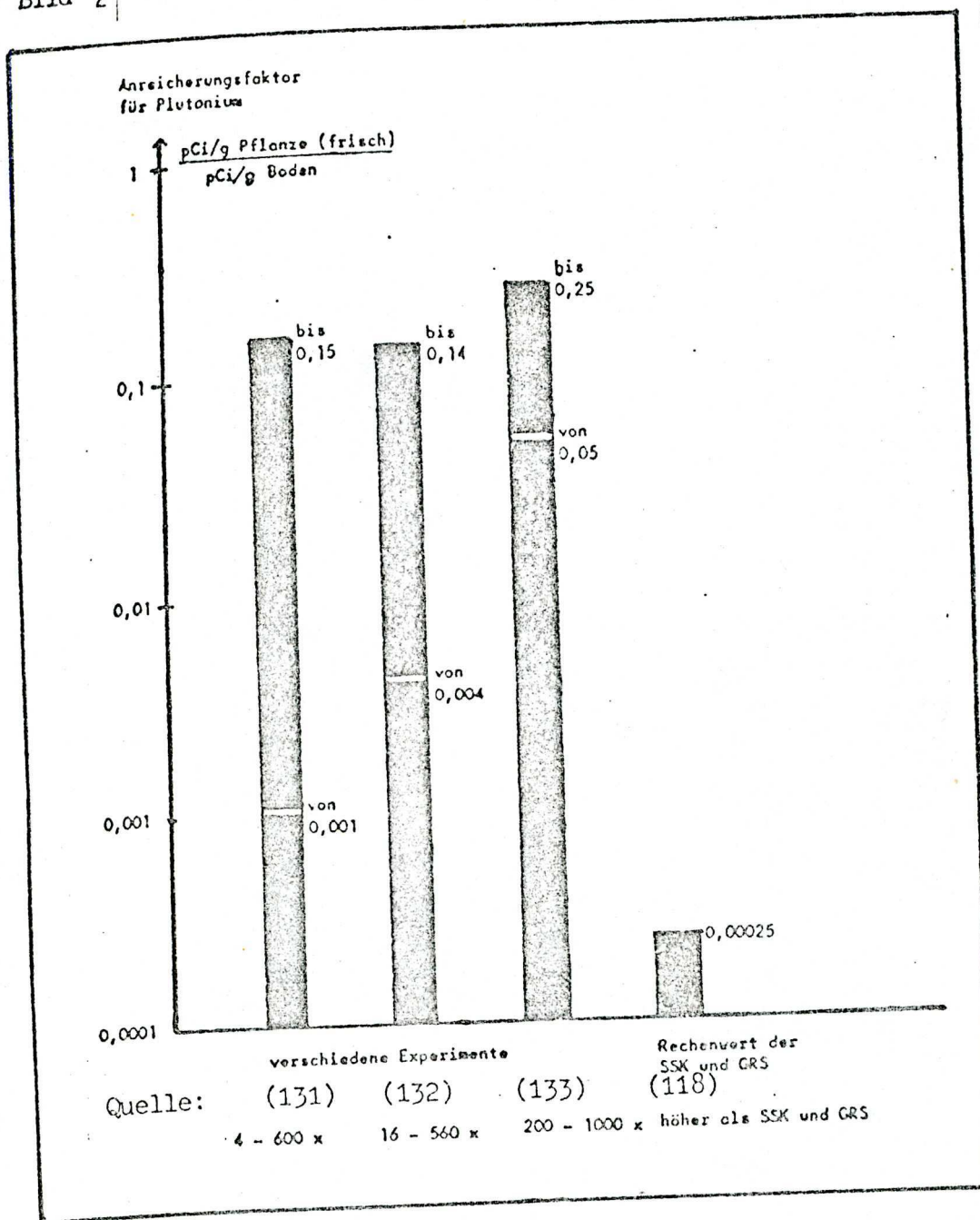
- die Böden vor dem Experiment im Ofen behandelt, wodurch das Bodenleben, welches Radionuklide in der Natur pflanzenverfügbar machen kann, abgetötet wurde;
- die Radionuklide erst kurz vor der Ernte der Pflanzen dem Boden zugesetzt, so daß sich kein Gleichgewichtszustand (wie in der Realität) einstellen konnte;
- verschiedene Böden voruntersucht und die Experimente dann mit den Böden fortgeführt, die die niedrigsten Anreicherungs-faktoren ergeben hatten;
- die Experimente mit zu hohen Radionuklidkonzentrationen oder mit einer zu kurzen Versuchsdauer durchgeführt.

Arbeiten aus dieser Zeit, die unter solchen Bedingungen durchgeführt wurden, ergaben entsprechend wesentlich niedrigere Anreicherungs-faktoren als Experimente unter realistischen Bedingungen.

Obwohl diese Tatsachen bekannt sind, werden auch heute noch in offiziellen amerikanischen und deutschen Studien die oben beschriebenen falschen und zu niedrigen Anreicherungs-faktoren benutzt (z.B. 116, 117, 118, 112). Bei Verwendung dieser zu niedrigen Anreicherungs-faktoren ist es möglich, die rechnerisch ermittelten Strahlenbelastungen durch den Normalbetrieb von Kernkraftwerken unter den zulässigen Grenzwerten nach 45 SSV0 zu halten. Bei Verwendung realistischer Anreicherungs-faktoren ergeben sich jedoch, wie dieses Gutachten zeigt, z.T. erhebliche Überschreitungen dieser Grenzwerte.

Die von uns verwendeten Anreicherungs-faktoren sind in Tabelle 3 zusammengestellt. Die daraus errechneten Transfer-faktoren, die den Übergang der Radionuklide von der Luft über Boden und direkte Ablagerung in das Nahrungsmittel beschreiben, sind in Tabelle 4 aufgeführt.

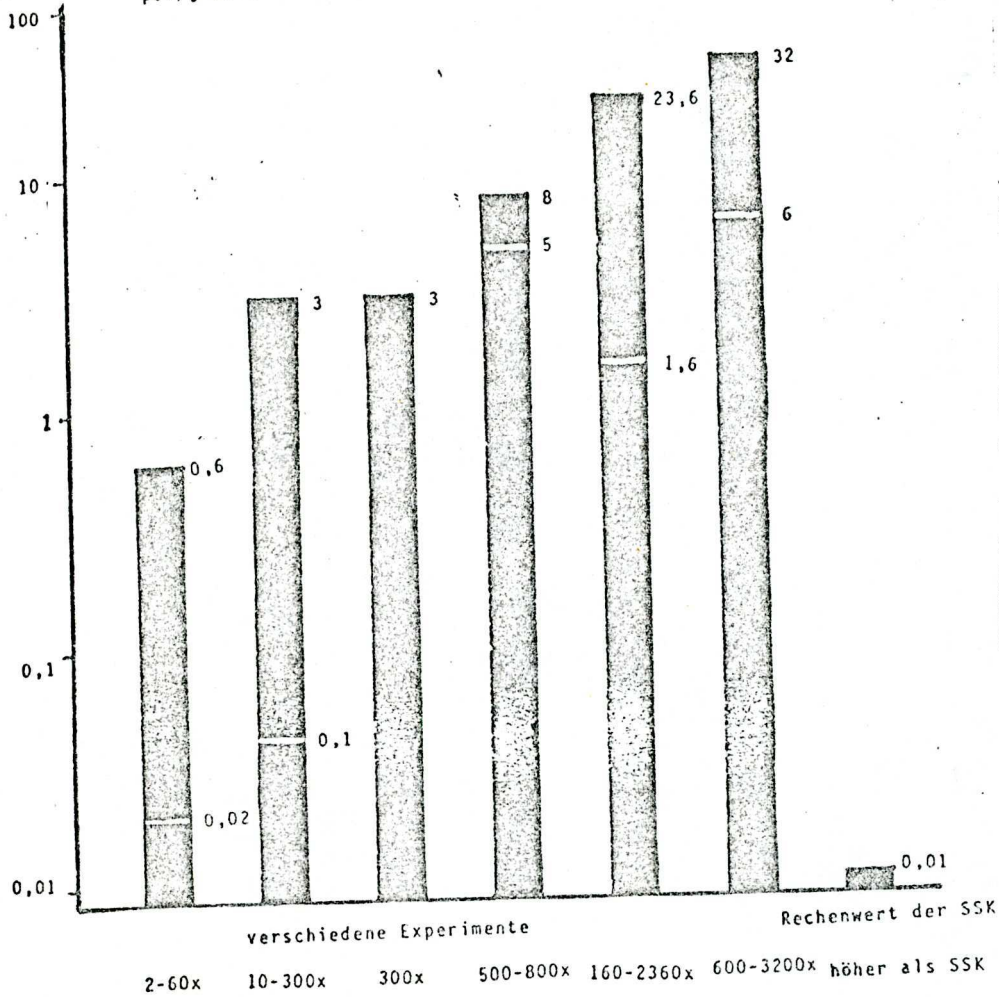
Bild 2



3

Anreicherungs faktor für

Caesium $\frac{\text{pCi/g Pflanze (frisch)}}{\text{pCi/g Boden}}$



Quelle: (119) (120) (121) (122) (123) (124) (118)

Vergleich von Anreicherungs faktoren für Caesium in Gras, Klee und Blattgemüse:

Ergebnisse verschiedener Experimente und Rechenwert der Strahlenschutzkommission (SSK)

(Logarithmischer Maßstab!)

7. Kapitel: Berechnung der Transferfaktoren für den Übergang von Radionukliden aus der Luft in Milch und Rindfleisch

Es ist schon seit langem bekannt, daß radioaktive Substanzen über den Weide-Kuh-Milch-Pfad in den menschlichen Körper gelangen. Da vor allem Kleinkinder als besonders gefährdete Personengruppe relativ viel Milch trinken, ist dieser Belastungspfad von großer Bedeutung.

Die Menge an kurzlebigen Radionukliden wie z.B. Jod-131, welche in einem Jahr mit der Milch vom Körper aufgenommen wird, ist von der Dauer der Weideperiode abhängig. Die Weidezeit in Deutschland ist unterschiedlich, beträgt aber nach (35) bis zu 200 Tagen bei auf niedrigen Höhen liegenden Weiden. Für die Milchwirtschaft der Umgebung des Standortes Grohnde ist diese Weidezeit unserer Meinung nach realistisch, da in den Flußniederungen des Wesertals gute Weiden vorhanden sind. Der Anteil an Jod-131, welcher als gasförmiges Element freigesetzt wird, beträgt nach Messungen an amerikanischen Reaktoren 30 bis 70%. Da jedoch solche Messungen für deutsche Druckwasserreaktoren fehlen, ist das Tutorium Umweltschutz in Übereinstimmung mit (36) von der konservativen Annahme ausgegangen, daß die Jod-Emission zu 100% aus elementarem gasförmigem Jod besteht. Für den Übergang von radioaktiven Isotopen aus der Luft auf Gras bzw. Klee gilt entsprechend das im vorigen Abschnitt Gesagte. Fast grundsätzlich gilt, daß Klee größere Anteile an Radionukliden aufnimmt als Gras. Die Anreicherungs-faktoren für Klee und Gras sind in der Tabelle 3 zusammengestellt. Für die Berechnung des Anteils der Radioisotope, der aus 1 m³ Luft in 1 l Milch übergeht, ist außerdem der Futterverbrauch der Kühe ausschlaggebend. Hier haben wir während der Weideperiode 75 kg frischen Weidebewuchs und

während der Stallperiode aus je 5 kg Heu und Klee bestehendes Silofutter angenommen. Es wurde eine mittlere Lagerzeit von 1/2 Jahr für Stallfutter zugrundegelegt. Eine andere Größe, die in die Rechnung eingeht, ist der Transferkoeffizient: Er gibt an, welcher Bruchteil der täglich mit dem Futter aufgenommenen Radioaktivität in einem Liter Milch wiedererscheint. Die Untersuchungen in der Literatur zeigen geringe Schwankungen der Untersuchungsergebnisse; die von uns benutzten Werte stehen in Tabelle 5. Es sollte noch darauf hingewiesen werden, daß das besonders kritische Isotop Jod-131 sich in Schafs- und Ziegenmilch wesentlich stärker konzentriert als in Kuhmilch. Daher sind Kleinkinder, die z.B. frische Schafmilch trinken, noch wesentlich höheren Strahlendosen ausgesetzt als bei Kuhmilch. Wir haben daher die zu erwartenden Strahlenbelastungen für Kleinkinder durch Ziegen- bzw. Schafsmilch unter der Annahme berechnet, daß der Milchverzehr in der Weidezeit (0,75 a) 0,5 Liter pro Tag beträgt. Als Frischfutterverbrauch wurden 8 kg bei Schafen und 6 kg bei Ziegen zugrundegelegt. (Siehe auch Zusammenfassung)

Das Tutorium Umweltschutz hat außerdem die zu erwartende Strahlenbelastung durch Fleischverzehr berücksichtigt. Die hierbei zu erwartenden Strahlenexpositionen haben wir am Beispiel des Rindfleisches durchgerechnet. Die Transferkoeffizienten für den Übergang von Radionukliden aus dem Futter in Rindfleisch, die wir für unsere Rechnungen verwendet haben, sind in Tabelle 6 zusammengestellt.

Die errechneten Transferfaktoren für den Übergang von Radioaktivität aus der bodennahen Luft in tierische Nahrungsmittel befinden sich in Tabelle 7.

8. Kapitel: Dosiscommitmentfaktoren

Die Mengen an Radioaktivität, welche mit der Nahrung in den Körper aufgenommen werden, hängen außerdem von den Verzehr-raten ab. Die für die Berechnungen benutzten Verzehr-raten sind in Tabelle 9 zusammengestellt.

Um die Äquivalentdosis in mrem zu errechnen, welche durch die Aufnahme einer bestimmten Radioaktivitätsmenge pro Jahr in Curie entsteht, benötigt man die sog. **Dosiscommitment-faktoren**. Zur Ermittlung dieser Faktoren wurden die von der internationalen Strahlenschutzkommission ICRP in (44) angegebenen Verfahren benutzt. Diese basieren auf einem exponentiellen Modell für die Anreicherung eines Radionuklides im kritischen Organ. Die im Organ abgelagerte Aktivität und die daraus resultierende Strahlenbelastung steigen danach bis zu einem Sättigungswert an, der je nach der effektiven Halbwertszeit schneller oder langsamer erreicht wird. Nuklide mit langer Halbwertszeit rufen daher in den ersten Jahren wesentlich geringere Strahlenexpositionen hervor als nach dem Eintreten des Gleichgewichtszustandes. Bei den im vorliegenden Gutachten angegebenen Strahlenbelastungen handelt es sich bei sehr langlebigen Nukliden um diejenige Dosis, die bei fortwährender Radionuklidaufnahme im 50sten Jahr wirksam wird (Dosiscommitment). Für kurzlebige Nuklide sind Jahresdosis und Dosiscommitment gleich.

In die Modellrechnung gehen unter anderem folgende Daten ein:

- der Anteil eines Radionuklids, welcher das kritische Organ erreicht
- die biologische Halbwertszeit
- die Masse des betreffenden Organs
- die Strahlungsenergie
- der relative biologische Qualitätsfaktor der Strahlenart.

Die von der ICRP berechneten Dosiscommitmentfaktoren gelten für den **Durchschnittsmann** (Reference-Man), welcher **75 kg** wiegt und **keinerlei Stoffwechselanomalie** aufweist.

Zusätzlich zu den Dosiscommitmentfaktoren der ICRP wurden noch Dosiscommitmentfaktoren nach folgenden Quellen berücksichtigt: (45, 46, 47) Bei einem Vergleich der Literatur über Dosisfaktoren ergab sich, daß die von der Strahlenschutzkommission empfohlenen und von GRS und TÜV übernommenen Dosisfaktoren in einigen Fällen zu niedrig sind. Ursachen dafür sind u.a.

- zu niedrige biologische Halbwertszeiten
- die ungleiche Verteilung des Radionuklids in Organen, z.T. stärkere Konzentrierung des Radionuklids im strahlenempfindlicheren Teil des Organs
- die Nichtberücksichtigung der Strahlenbelastung durch die radioaktiven Zerfallsprodukte des Nuklids.

Als Beispiele seien Plutonium-239 und Strontium-90 angeführt: Plutonium reichert sich im Knochen vor allem in den Osteoblasten an, wo es dadurch eine wesentlich höhere Konzentration als bei einer rechnerischen Mittelung über den Gesamtknochen erreicht. Die Osteoblasten sind jedoch gleichzeitig der strahlenempfindlichste Teil des Knochens. Deshalb muß diese Konzentrierung berücksichtigt werden.

Beim Zerfall von Strontium-90, das sich ebenfalls im Knochen ablagert, entsteht das radioaktive Yttrium-90. Der z.B. von der GRS verwendete Dosisfaktor für Sr-90 im Knochen (ohne Berücksichtigung von Y-90) ist: $0,00761 \frac{\text{mrem.}}{\text{pCi}}$

Bei Berücksichtigung der Strahlenbelastung durch das radioaktive Folgeprodukt Y-90 ergibt sich ein Dosisfaktor von $0,098 \frac{\text{mrem.}}{\text{pCi}}$

Da die Folgeprodukte berücksichtigt werden müssen, wurde vom Tutorium Umweltschutz der höhere Dosisfaktor benutzt. Die von uns benutzten Dosiscommitmentfaktoren sind in Tabelle 10 zusammengestellt. (Zu den Dosisfaktoren siehe auch Anhang II, Kapitel 5)

9, Kapitel: Zu erwartende Strahlenbelastungen durch den Verzehr kontaminierter Nahrungsmittel

Auf den folgenden Seiten sind die Ergebnisse der Computerprogramme dargestellt. Sie zeigen die durch den Verzehr kontaminierter Nahrungsmittel aus der am höchsten belasteten Umgebung des Kernkraftwerks Grohnde zu erwartenden Strahlenbelastungen in mrem pro Jahr. Die Ergebnisse sind aufgegliedert nach Erwachsene - Abluft, Erwachsene - Abwasser, Kleinkinder - Abluft, nach verschiedenen Expositionswegen (Nahrungsmittel), nach Körperorganen und nach einzelnen Nukliden.

Es muß noch einmal betont werden, daß die errechneten Strahledosen für eine beantragte Aerosolabgabe von 1 Curie pro Jahr mit der Abluft gelten. Legt man den genehmigten Antragswert aus der ersten Teilgenehmigung von 11 Curie pro Jahr Aerosole für die Berechnungen zugrunde, dann erhöhen sich entsprechend die zu erwartenden Organdosen um das 11-fache (Ausnahme Schilddrüse).

Wie die Ergebnisse zeigen, sind durch die Ableitungen von Radioaktivität mit Abluft und Abwasser des Kernkraftwerks Grohnde Strahlenexpositionen in der Umgebung zu erwarten, die die gesetzlichen Grenzwerte beim Erwachsenen teilweise erheblich überschreiten. Zu der zu erwartenden Strahlenbelastung durch **Ingestion (Verzehr kontaminierter Nahrungsmittel)** wäre noch die Strahlenbelastung durch **Submersion (äußere Strahlenbelastung)** und **Inhalation (Atmung)** hinzuzuaddieren.

ERWACHSENE , Abluft

ZU ERWARTENDE STRAHLENBELASTUNG

ANGABEN IN MILLIREM

	KNOCHEN	LEBER	GANZKÖRPER	SCHILDDRÜSE	NIERE	LUNGE	KNOCHENMARK
MILCH	131.2721	26.36316	52.32642	32.09767	8.904593	2.856959	26.37
BLATTGEMÜSE	56.09503	1.429255	1.945719	1.828127	0.9512388	0.03344000	3.614
RINDFLEISCH	38.00665	23.00471	43.90814	21.05603	7.725067	2.502398	17.60
KARTOFFELN <small>Heidelberg</small>	39.53777	14.97648	27.29988	9.791996	5.408105	1.530399	11.52
WURZELGEMÜSE	790.6760	0.9725273	19.49779	15.24986	0.7048598	0.007895999	56.05
GETREIDE	112.3559	2.753054	3.596113	2.165806	1.885043	0.04967999	7.107
GESAMTSUMME:	1167.941	69.49998	148.5738	82.18921	25.57878	6.980771	122.27

Erwachsene, Abluft, zu erwartende Strahlenbelastung in mrem/a

=====

Knochen Leber Ganzkörper Schilddrüse Niere Lunge Knochenmark

MILCH

CO 58	0.0004406397	0.0001944000	0.0004406397	0.0004406397	0	0
CO 60	0.001759680	0.0008236798	0.001759680	0.001759680	0	0
ZN 65	0.02587199	0.07919997	0.03695999	0.03695999	0.05279998	0
SP 89	0.01391039	0	0.0003974398	0.0002947678	0	0
SR 90	112.8959	0	2.764799	2.188799	0	8.0639
J 131	0.02725632	0.03893760	0.02206464	12.33024	0.06489599	0
CS134	1.026719	2.483999	4.139997	1.987200	0.7948797	0.2649598
CS137	17.28000	23.75999	45.36000	15.55200	7.991999	2.592000
CE144	1.881600'-07	7.679995'-08	9.783996'-09	0	4.607999'-08	0
PU239	0.0001964160	2.678399'-05	4.761599'-06	5.654399'-10	2.023680'-05	0
SUMME	131.2721	26.36316	52.32642	32.09767	8.904593	2.856959
						26.370

BLATIGEMUESE

CO 58	0.0003853331	0.0001700000	0.0003853331	0.0003853331	0	0
CO 60	0.001316000	0.0006159998	0.001316000	0.001316000	0	0
ZN 65	0.0003423329	0.002599999	0.001213333	0.001213333	0.001733333	0
SP 89	0.005879998	0	0.0001679999	0.0001245999	0	0
SR 90	47.65231	0	1.167999	0.9246665	0	3.4066
J 131	0.001528000	0.002184000	0.001237600	0.6916000	0.003640000	0
CS124	0.02107999	0.05100000	0.03499992	0.04080000	0.01631999	0.005439997
CS137	0.1866667	0.2566667	0.4900001	0.1680000	0.08633327	0.02800000
CE144	4.965332'-05	2.026666'-05	2.634666'-06	0	1.215999'-05	0
PU239	8.184000	1.115999	0.1984000	2.356000'-05	0.8432000	0
SUMME	56.09503	1.429255	1.945719	1.828127	0.9512388	0.03344000
						3.6144

Erwachsene, Abluft, zu erwartende Strahlenbelastung in mrem/a

Knochen Leber Ganzkörper Schilddrüse Niere Lunge Knochenmark

RINDELFISCH

CO 58	9.791997'-05	4.319999'-05	9.791997'-05	9.791997'-05	0	0	0
CO 60	0.0003910398	0.0001830399	0.0003910398	0.0003910398	0	0	0
ZN 65	0.0003919997	0.001200000	0.0005599998	0.0005599998	0.0007995598	0	0
SR 89	0.002687999	0	7.679999'-05	5.695999'-05	0	0	1.567999
SR 90	21.95200	0	0.5375999	0.4255999	0	0	0
J 131	0.01164800	0.01664000	0.009429332	5.269333	0.02773333	0	0
CS134	0.8927999	2.160000	3.599997	1.728000	0.6911998	0.2303998	0.8927999
CS137	15.14666	20.82666	39.75999	13.63200	7.005232	2.271999	15.14666
CE144	1.421653'-05	5.802665'-06	7.543466'-07	0	3.481598'-06	0	0
PU239	0	0	0	0	0	0	0
SUMME	38.00665	23.00471	43.90814	21.05603	7.725067	2.502398	17.60745

KARTOFFELN

CO 58	1.337332'-05	5.900000'-06	1.337332'-05	1.337332'-05	0	0	0
CO 60	0.0003195999	0.0001495999	0.0003195999	0.0003195999	0	0	0
ZN 65	0.0002155999	0.0006599997	0.0003079998	0.0003079998	0.0004399999	0	0
SR 89	0.0001371999	0	3.919999'-06	2.907333'-06	0	0	1.633332
SR 90	22.86665	0	0.5599999	0.4433332	0	0	0
J 131	0	0	0	0	0	0	0
CS134	0.4277999	1.035000	1.724998	0.8279999	0.3311999	0.1103999	0.4277999
CS137	9.466667	13.01666	24.84999	8.520000	4.378332	1.420000	9.466667
CE144	6.794666'-06	2.772332'-06	3.605332'-07	0	1.663999'-06	0	0
PU239	6.776000	0.9240001	0.1642666	1.950667'-05	0.6981333	0	0
SUMME	39.53777	14.97648	27.29988	9.791996	5.408105	1.530399	11.52779

Erwachsene, Abluft, zu erwartende Strahlenbelastung in mrem/a

=====

	Knochen	Leber	Ganzkörper	Schilddrüse	Niere	Lunge	Knochenmark
WURZELGEMÜSE							
CD 58	3.626665'-05	1.599999'-05	3.626665'-05	3.626665'-05		0	0
CO 60	0.0001315999	6.159999'-05	0.0001315999	0.0001315999		0	0
ZN 65	0.0002374664	0.0008799997	0.0004106665	0.0004106665	0.0005866664	0	0
SR 89	0.02603999	0	0.0007439998	0.0005517998		0	0
SR 90	783.9998	0	19.20000	15.19999		0	55.99998
J 131	0	0	0	0		0	0
CS134	0.003471999	0.008399997	0.01399999	0.006719999	0.002687999	0.0008959994	0.003471999
CS137	0.04666667	0.06416667	0.1225000	0.04200000	0.02158333	0.006999999	0.04666667
CF144	7.317322'-06	2.986666'-06	3.832666'-07	0	1.791999'-06	0	0
PU239	6.599999	0.9000001	0.1600000	1.900000'-05	0.6800000	0	0
SUMME	790.6760	0.9735273	19.49779	15.24986	0.7048598	0.007895999	56.05011
GETREIDE							
CD 58	0.0001917599	8.460000'-05	0.0001917599	0.0001917599		0	0
CO 60	0.003609600	0.001689600	0.003609600	0.003609600		0	0
ZN 65	0.001352399	0.004139997	0.001931999	0.001931999	0.002759999	0	0
SR 89	0.001310400	0	3.743998'-05	2.776799'-05		0	0
SR 90	95.25598	0	2.332799	1.846799		0	6.803999
J 131	0	0	0	0		0	0
CS134	0.03905999	0.09449995	0.1574998	0.07559997	0.03023999	0.01007999	0.03905999
CS137	0.2640000	0.3620000	0.6920001	0.2376000	0.1220999	0.03960000	0.2640000
CF144	9.878399'-05	4.032000'-05	5.241599'-06	0	2.419199'-05	0	0
PU239	16.72039	2.289599	0.4070399	4.833599'-05	1.729919	0	0
SUMME	112.3559	2.753054	3.596113	2.165806	1.885043	0.04967999	7.107059

Erwachsene, Abwasser, ZU ERWARTENDE STRAHLENBELASTUNG

ANGABEN IN MILLIREM / Jahr

KNOCHEN LEBER GANZKOERPER SCHILDDRUESE NIERE LUNGE KNOCHENMARK

BLATTGEMUESE	109.3540	0.2588669	3.141832	2.299478	0.08699715	0.02734505	7.949254
WURZELGEMUESE	3167.057	0.07100791	77.69116	61.44992	0.02398437	0.007583082	226.2466
FISCH	33.95525	21.93465	39.60555	26.88785	7.309917	2.355062	14.05455
TRINKWASSER	9.114248	0.2816815	0.5700146	0.7682626	0.2200242	0.1964707	0.6806104
GESAMTSUMME:	3319.478	22.54614	121.0084	91.40541	7.640922	2.585461	248.9310

Erwachsene, Abwasser, zu erwartende Strahlenbelastung in mrem/a
 =====

Knochen	Leber \	Ganzkörper	Schilddrüse	Niere	Lunge	Knochenmark
---------	---------	------------	-------------	-------	-------	-------------

BLATTGEMUESE

H 3	0	0	0	0	0	0
CO 58	0.0004577853	0.0002019641	0.0004577853	0.0004577853	0	0
CO 60	0.002278156	0.001066371	0.002278156	0.002278156	0	0
ZN 65	0.001671365	0.005116425	0.002387665	0.002387665	0.003410951	0
SR 89	0.1130999	0	0.003231427	0.002396642	0	0
SR 90	109.0786	0	2.671313	2.114790	0	7.791331
J 131	0	0	0	0	0	0
CS134	0.03383663	0.08186281	0.1364380	0.06549025	0.02619610	0.008732028
CS137	0.1240868	0.1706194	0.3257279	0.1116781	0.05739014	0.01961302
CE144	0	0	0	0	0	0
SUMME	109.3540	0.2588669	3.141832	2.299478	0.08699715	0.02734505

WURZELGEMUESE

Rechenzentrum der Universität München

H 3	0	0	0	0	0	0
CO 58	3.051902'-05	1.346428'-05	3.051902'-05	3.051902'-05	0	0
CO 60	0.0002531284	0.0001184855	0.0002531284	0.0002531284	0	0
ZN 65	0.0003518662	0.001077142	0.0005026662	0.0005026662	0.0007180949	0
SR 89	0.2111198	0	0.006031994	0.004473731	0	0
SR 90	3166.799	0	77.55426	61.39713	0	226.19
J 131	0	0	0	0	0	0
CS134	0.005342625	0.01292571	0.02154283	0.01034057	0.004136223	0.001278742
CS137	0.04136227	0.05687312	0.1085759	0.03722604	0.01913005	0.005204341
CE144	0	0	0	0	0	0
SUMME	3167.057	0.07100791	77.69116	61.44992	0.02398437	0.007583082

Erwachsene, Abwasser, zu erwartende Strahlenbelastung in mrem/a

Knochen Leber \ Ganzkörper Schilddrüse Niere Lunge Knochenmark

FISCH

H 3	0.01120228	0.01120228	0.01120228	0.01120228	0.01120228	0.01120228	0
CO 58	0.005493421	0.002423570	0.005493421	0.005493421	0	0	0
CO 60	0.02278156	0.01066371	0.02278156	0.02278156	0	0	0
ZN 65	0.05277997	0.1615713	0.07539994	0.07539994	0.1077142	0	0
SR 89	0.1809599	0	0.005170282	0.003834627	0	0	0
SR 90	21.11198	0	0.5170285	0.4093142	0	0	1.507999
J 131	0.02352478	0.03360684	0.01904387	10.64216	0.05601140	0	0
CS134	4.274100	10.34056	17.23425	8.272454	3.308981	1.102993	4.274100
CS137	8.272454	11.37462	21.71518	7.445209	3.826009	1.240858	8.272454
CE144	0	0	0	0	0	0	0
SUMME	33.95525	21.93465	39.50555	26.88785	7.309917	2.355062	14.05455

TRINKWASSER

H 3	0.1867047	0.1867047	0.1867047	0.1867047	0.1867047	0.1867047	0
CO 58	0.0003051902	0.0001346427	0.0003051902	0.0003051902	0	0	0
CO 60	0.001265642	0.0005924283	0.001265642	0.001265642	0	0	0
ZN 65	0.0008796661	0.002692856	0.001256666	0.001256666	0.001795237	0	0
SR 89	0.07539994	0	0.002154285	0.001597761	0	0	0
SR 90	8.796664	0	0.2154285	0.1705475	0	0	0.5283332
J 131	0.0007539995	0.001077142	0.0006103804	0.3410950	0.001795237	0	0
CS134	0.01780875	0.04308570	0.07180941	0.03446856	0.01378742	0.004595305	0.01780875
CS137	0.03446856	0.04739427	0.09047997	0.03102170	0.01594171	0.005170282	0.03446856
CE144	0	0	0	0	0	0	0
SUMME	9.114248	0.2816815	0.5700146	0.7682626	0.2200242	0.1964707	0.6806104

Kleinkind, Abluft

ZU ERWARTENDE STRAHLENBELASTUNG

ANGABEN IN MILLIREM

KNOCHEN LEBER GANZKOERPER SCHILODRUESE NIERE LUNGE MAGEN-DARM-TRA

1 MILCH	158.1036	152.7204	17.84200	161.5189	7.933666	18.30180	0.6621068
BLATTGEMUESE	8.380859	1.204285	2.537584	6.115200	0.06551224	0.1425567	0.09228837
KARTOFFELN	51.78523	55.31425	4.447948	0	2.832776	6.645087	0.1794692
WURZELGEMUESE	120.8444	0.2852448	40.34096	0	0.01546806	0.03400012	1.171862
GESAMTSUMME:	339.1140	209.5241	65.16832	167.6341	10.84741	25.12341	2.105721

Kleinkind, Abluft, zu erwartende Strahlenbelastung in mrem/a

=====

	Knochen	Leber	Ganzkörper	Schilddrüse	Niere	Lunge	Magen-Darm-Trakt
--	---------	-------	------------	-------------	-------	-------	------------------

MILCH

CO-50	0	0.0008709119	0.002133504	0	0	0	0.002255616
CO 60	0	0.003560960	0.008519676	0	0	0	0.008785918
ZN 65	0	0	0	0	0.04801279	0	0
SR 89	0.08625919	0	0.002478847	0	0	0	0.001613312
SR 90	25.70239	0	3.601596	0	0	0	0.2488319
J 131	0.1972838	0.2347792	0.1372910	161.5189	0.05883904	0	0.00825850
CS134	6.741759	12.12927	1.025984	0	0.7036158	1.384623	0.02885119
CS137	125.3759	140.3520	8.064001	0	7.123199	16.91515	0.3628799
CE144	1.532586'-06	6.041558'-07	8.260264'-08	0	4.130132'-08	0	6.314665'-05
PU239	3.949227'-07	5.014187'-08	9.784316'-09	0	1.766059'-08	0	1.615189'-08
SUMME	158.1036	152.7204	17.84200	161.5189	7.933666	18.30180	0.6621068

BLATTGEMÜSE

von Zentrum der Universität Heidelberg

CO 58	0	0.0005140798	0.001259360	0	0	0	0.001331440
CO 60	0	0.001797600	0.004300795	0	0	0	0.004435197
ZN 65	0	0	0	0	0.001063920	0	0
SR 89	0.02461200	0	0.0007072797	0	0	0	0.0004603199
SR 90	7.325198	0	2.452799	0	0	0	0.07055599
J 131	0.007469278	0.008888973	0.005197916	6.115200	0.002227680	0	0.0003341518
CS134	0.09343195	0.1430959	0.01421830	0	0.009751197	0.01921679	0.0003998398
CS137	0.9141999	1.023399	0.05880001	0	0.05193999	0.1233400	0.002645999
CE144	0.0002729918	0.0001076159	1.471359'-05	0	7.356797'-06	0	0.01124800
PU239	0.01167680	0.001432560	0.0002892958	0	0.0005221760	0	0.0004775678
SUMME	8.380859	1.204285	2.537584	6.115200	0.06551224	0.1425567	0.09228837

Kleinkind, Abluft, zu erwartende Strahlenbelastung in mrem/a
 =====

	Knochen	Leber	Ganzkörper	Schilddrüse	Niere	Lunge	Magen-Darm-Trakt
KARTOFFELN							
CH 58	0	1.784159'-05	4.370720'-05	0	0	0	4.620879'-05
CU 60	0	0.0004365600	0.001044480	0	0	0	0.001077120
ZN 65	0	0	1.650320'-05	0	0	0	0
SR 89	0.0005742758	0	1.175999	0	0	0	1.074079'-05
SR 90	3.513999	0	0	0	0	0	0.03402000
J 131	0	0	0.2885579	0	0	0	0
CS134	1.896119	3.411360	2.982000	0	0.1978919	0.3899879	0.008114394
CS137	46.36299	51.90100	2.013439'-06	0	2.634099	6.255099	0.1341899
CE144	3.735679'-05	1.472639'-05	0.0002857680	0	1.006720'-06	0	0.001539200
PU239	0.01153440	0.001464480	0.0002857680	0	0.0005158079	0	0.0004717438
SUMME	51.78523	55.31425	4.447948	0	2.832776	6.645087	0.1794692
WURZELGEMUESE							
CH 58	C	4.839398'-05	0.0301185280	0	0	0	0.0001253120
CU 60	0	0.0001797600	0.0004300799	0	0	0	0.0004435198
ZN 65	C	0	0	0	0.0003600959	0	0
SR 89	0.1089960	0	0.003132239	0	0	0	0.002038560
SR 90	120.4799	0	40.31998	0	0	0	1.166399
J 131	0	0	0	0	0	0	0
CS134	0.01538880	C.02768640	0.002341920	0	0.001606080	0.003165120	6.585597'-05
CS137	0.2285500	0.2558500	0.01470000	0	0.01298500	0.02083500	0.000661499
CE144	4.023038'-05	1.585919'-05	2.168319'-06	0	1.084160'-06	0	0.001657600
PU239	0.01153440	0.001464480	0.0002857680	0	0.0005158079	0	0.0004717438
SUMME	120.6444	C.2812448	40.34096	0	0.01546806	0.03400012	1.17186

10. Kapitel: Emissionen und Belastungspfade, die bei der Berechnung der Strahlenbelastung unberücksichtigt geblieben sind.

Für unsere Berechnungen konnten folgende, die Strahlenbelastung erhöhende Einflüsse und Faktoren nicht berücksichtigt werden, weil im Sicherheitsbericht Angaben zu diesen Problemen fehlen und es uns in der zur Verfügung stehenden Zeit nicht möglich war, diese Einflüsse zu quantifizieren.

- Radioaktivitätsabgaben über den Sekundärkreislauf

Die Wärmeaustauscher zwischen Primär- und Sekundärkreislauf können nie 100%ig dicht sein, sondern man muß immer mit einer gewissen Leckrate rechnen. Erfahrungen mit den amerikanischen Druckwasserreaktoren zeigen, daß im Schnitt mit einer Leckrate von 50 l pro Tag gerechnet werden muß, obwohl bei einzelnen Druckwasserreaktoren die Leckrate noch wesentlich höher lag (48). D.h. täglich gelangen ca. 50 l des radioaktiven Primärkreislaufkühlwassers in den Sekundärkreis, der dadurch auch radioaktiv verseucht wird. Durch Leckagen des Sekundärkreislaufs und Abblasen des Frischdampfsystems werden jährlich ca. 12 000 t Sekundärkreislaufwasser dampfförmig an die Umwelt abgegeben (3). Diese Dampfmengen werden ungefiltert über das Maschinenhausdach, also aus niedriger Höhe, freigesetzt und führen zu einer Erhöhung der Strahlenbelastung in der Umgebung, wobei sich vor allem die ungünstigeren Ausbreitungsbedingungen als bei der Ableitung über den Kamin auswirken.

- Strahlenbelastungen durch die Abgabe radioaktiver Edelgase über den Kamin

- Abgaben aus dem Brennelementbecken

Bestrahlte Brennelemente aus dem Reaktor müssen in einem Zwischenlagerbecken in borierterem Wasser unter andauernder Kühlung zwischengelagert werden. Die aus dem Becken austretende Radioaktivität wird über den Kamin abgegeben.

Das Wasser im Lagerbecken, welches durch die hochaktiven Brennelemente ständig kontaminiert wird, muß daher fortwährend mit Hilfe von Ionenaustauschern und Magnetfiltern gereinigt werden. Das bei der Reinigung dieser Filter entstehende radioaktiv verseuchte Wasser wird der Abwasseraufbereitung zugeführt. Somit beinhaltet auch die Zwischenlagerung von Brennelementen eine Strahlenbelastung für die Umwelt, deren Ausmaß in Zukunft noch zunehmen wird, da wegen der Schwierigkeiten auf dem Wiederaufarbeitungssektor der Bau der geplanten Wiederaufarbeitungsanlage ungewiß ist, und daher abgebrannte Brennelemente nicht, wie ursprünglich vorgesehen, etwa ein halbes Jahr am Reaktor zwischengelagert werden müssen, sondern vermutlich wesentlich länger. Durch die längere Zwischenlagerung der abgebrannten Brennelemente könnte sich die Nuklidzusammensetzung der Emission negativ verändern, da der relative Anteil langlebiger, höhere Strahlendosen verursachender Nuklide im Laufe der Zeit gegenüber kurzlebigen Nukliden zunimmt.

- Jod-133-Emissionen

Obwohl keine Angaben über die Höhe der Jod-133-Abgaben gemacht werden, läßt sich ausgehend von (3) schätzen, daß bei den Abgaben über den Abluftkamin die Schilddrüsendosis durch Jod-133 größenordnungsgemäß 1/10 der Jod-131-Dosis beträgt und zu der letzteren also noch addiert werden muß.

- Einfluß von Inversionswetterlagen

Inversionswetterlagen erhöhen die Aktivitätskonzentration in der Luft und damit die Strahlenbelastung. Das Tutorium Umweltschutz hat bei Berechnungen den Anteil von Inversionswetterlagen mit 0% angenommen, da es den meteorologischen Ausbreitungsfaktor von der Ges.für Kernenergieverwertung in Schiffbau und Schifffahrt GmbH übernommen hat.

- Einfluß der Kühltürme

Die Konzentration und die Ablagerung radioaktiver Aerosole kann sowohl durch den Baukörper (geringere Verdünnung) als auch durch den Dampf- und Tröpfchenauswurf der Kühltürme (Erhöhung des Washout) vergrößert werden. Diese Einflüsse der geplanten 2 Kühltürme konnten nicht berücksichtigt werden.

Nicht berücksichtigt wurden bei unseren Berechnungen der Strahlenbelastung folgende Expositionswege, für die uns keine oder keine genügend abgesicherten Transferfaktoren vorliegen:

- Nüsse

Falloutmessungen ergaben sehr hohe Konzentrationen an Caesium-137 (rund 100- bis 1000-fach höhere Konzentrationen wie z.B. in Gemüse), siehe z.B. (49).

- Gewürz- und Heilpflanzen

In diesem Fall sind die Verzehrraten zwar sehr gering, es könnte jedoch durch die im Stoffwechsel solcher Pflanzen erfolgende Produktion eines oder mehrerer spezieller Inhaltsstoffe zu evtl. sehr starken Anreicherungsseffekten kommen.

- Fleisch von Wild (Reh, Hase, Fasan)

- Sedimentstrahlung am Weserufer durch sedimentierte Radionuklide aus dem Abwasser.

Außerdem kommen zu den hier berechneten Strahlenbelastungen durch radioaktive Aerosole und J-131 die Belastungen durch radioaktive Edelgase (32 000 Ci/a), durch Tritium und Kohlenstoff-14.

In zahlreichen Fällen fehlten zur Berechnung von Strahlendosen in der Literatur Faktoren wie z.B. Dosiscommitmentfaktoren. In diesen Fällen ist im Ergebnis (Computerausdruck) 0 mrem angegeben. Dies bedeutet jedoch nicht "keine Strahlenbelastung", sondern "Strahlenbelastung nicht errechenbar".

11. ZUSAMMENFASSUNG

1. Zur Berechnung der zu erwartenden Strahlenbelastungen hat das Tutorium Umweltschutz ein ökologisches Rechenmodell verwandt, das den meisten Gutachten über Kernkraftwerke zugrundeliegt (z.B. Abluftgutachten des Instituts für Reaktorsicherheit und Abwassergutachten der Bayrischen Biologischen Bundesanstalt für das geplante Kernkraftwerk Wyhl).

2. Obwohl das Kernkraftwerk Grohnde als Radioaktivitätsabgabe über den Kamin laut 1. Teilerrichtungsgenehmigung 11 Curie/a beantragt hat, ging das Tutorium Umweltschutz bei der Berechnung der Strahlenbelastungen über den Luftpfad nur von 1 Ci/a Emission langlebiger Aerosole aus, da es der Ansicht ist, daß eine Emission von 11 Curie/a für den heutigen Stand von Wissenschaft und Technik zu hoch ist.

3. Das Tutorium Umweltschutz hat in diesem Gutachten die zu erwartenden Strahlenbelastungen durch Verzehr folgender Nahrungsmittel berechnet:

Milch, Rindfleisch, Brot, Getreide, Kartoffeln, Blattgemüse, Wurzelgemüse, Fisch, Trinkwasser.

4. Dabei ergaben sich deutliche und z.T. erhebliche Überschreitungen der nach § 45 SSV0 zulässigen Grenzwerte.

Im folgenden sind die wichtigsten Ergebnisse zusammengestellt. Die vollständigen Ergebnisse der Rechenprogramme finden sich auf den Seiten 23 - 33 des Gutachtens.

Strahlenbelastungen durch radioaktive Abluft:

alle Zahlen in millirem pro Jahr

Erwachsene

	Ganzkörper	Knochen	Knochenmark
Grenzwert § 45 SSV0	30	180	30
Summe verschiedener Nahrungsmittel	148,6	1 168	122
Summe bei Zugrundelegen der Antrags-emissionswerte	1 634	12 848	1 342

Kleinkinder

	Ganzkörper	Knochen	Schilddrüse
Grenzwert § 45 SSV0	30	180	90
Kuhmilch	17,8	158,1	161,5
Ziegenmilch			471,7
Schafsmilch			524,2
sonstige Nahrungsmittel	47,3	181	6,1
Summe (Kuhmilch plus sonstige)	65,2	339,1	168
Summe bei Zugrundelegen der Antrags-emissionswerte	715,2	3 737	168

Strahlenbelastungen durch radioaktive Abwässer:

Erwachsene

	Ganzkörper	Knochen	Knochenmark
Grenzwert § 45 SSV0	30	180	30
Blatt- und Wurzel- gemüse (Berechnung mit Weserwasser)	81	3274	234
Fisch	39,6	34	14
Trinkwasser	0,57	9,1	0,68
Summe	121,2	3317	248,7

5. In diesen Ergebnissen sind folgende Faktoren und Einflüsse, die in der Realität alle zu einer Erhöhung der Strahlenbelastung führen werden, noch nicht berücksichtigt:

- Strahlenbelastung durch die Emission von 32 000 Curie radioaktive Edelgase pro Jahr.
- Abgabe von ungefilterter Radioaktivität über Sicherheits- und Dampfventile und aus dem Maschinenhaus.
- Radioaktivitätsabgaben aus dem Brennelementlagerbecken, in dem die abgebrannten Brennelemente wegen der Schwierigkeiten bei der geplanten Wiederaufarbeitung vermutlich sehr lange gelagert werden müßten.
- Emissionen der Radionuklide Jod-133, Tritium und Kohlenstoff-14
- Einflüsse von Inversionswetterlagen.

- Einflüsse von Baukörper und Wasserabgaben der geplanten Kühltürme (Verringerung der meteorologischen Verdünnung und Erhöhung des Washout)
- Verringerte Wasserführung der Weser und damit geringere Verdünnung des radioaktiven Abwassers während der Beregnungszeit im Sommer
- Die Berechnung der Strahlenbelastungen wurde nur für Erwachsene und Kleinkinder durchgeführt, nicht jedoch für das empfindlichste Stadium menschlichen Lebens, das Embryonalstadium, da wichtige radiologische Berechnungsgrundlagen dafür fehlen.

Obwohl alle diese Probleme, vor allem wegen fehlender wissenschaftlicher Daten, noch nicht berücksichtigt wurden, läßt sich allein aufgrund der in diesem Gutachten berechneten Auswirkungen mit Bestimmtheit aussagen, daß bei dem Konzept des geplanten Druckwasserreaktors in Grohnde bereits bei bestimmungsgemäßem Betrieb mit einer erheblichen Überschreitung gesetzlicher Grenzwerte zu rechnen ist.

Mathematische Grundlagen und zugrundeliegende Annahmen

Berechnung der Strahlenbelastung über Abluft:

$$D_{io} = Q_i \cdot \chi \cdot f_i \cdot V \cdot d_{io} \quad /1/$$

- D_{io} = Strahlendosis für ein Organ o, die durch das Isotop verursacht wird in mrem/a
- Q_i = Quellstärke des Isotops i in Ci/sec mit der Abluft
- χ = meteorologischer Langzeitausbreitungsfaktor für den kritischen Aufpunkt = $4,2 \cdot 10^{-7} \text{ sec/m}^3$
- f_i = Transferfaktor für das Isotop i in pCi/kg pflanzlicher oder tierischer Nahrungsmittel; pCi/m³ Luft (bei Milch pCi/l Milch : pCi/m³), siehe die Tabellen 4 und 7.
Der Transferfaktor gibt an, welche Konzentration an Radionukliden in Nahrungsmitteln bei der Luftkonzentration von 1 pCi/m³ zu erwarten ist.
- = Verzehrrate eines Nahrungsmittels in kg/a (bei Milch und Trinkwasser in l/a), siehe Tabelle 9
- d_{io} = Dosiscommitmentfaktor für das Nuklid i und das Organ o in mrem/Ci; siehe Tabelle 10.
Der Dosiscommitmentfaktor gibt die Strahlenbelastung in mrem an bei kontinuierlicher Aufnahme von 1 Ci in den Körper.

Berechnung der Strahlenbelastung über Abwasser:

$$D_{io} = Q_i \cdot \frac{1}{W} \cdot f_i \cdot V \cdot d_{io} \quad /2/$$

- Q_i = Radioaktivitätsabgabe an den Fluß in Ci/sec
- W = mittlere Wasserführung des Flusses, in den die radioaktiven Abwässer abgegeben werden = 151 000 l/ sec
- f_i = Transferfaktor in pCi/kg : pCi /kg Wasser; siehe Tabelle 8
Für Trinkwasser ist $f_i = 1$

Q_i, V, d_{io} entsprechend

Mit den Formeln /1/ und /2/ läßt sich die Organdosis durch den Verzehr eines Nahrungsmittels und durch ein Nuklid berechnen. Will man die gesamte Organdosis für alle Nuklide und Belastungspfade erhalten, so muß man die einzelnen Organdosen aller Nuklide und aller Belastungspfade zueinander addieren.

Berechnung der Transferfaktoren für Pflanzen (Abluftpfad):

$$f_i = v \cdot 86\,400 \cdot \left[\frac{r \cdot T_v \cdot F \cdot (1 - e^{-\lambda_{Ei} \cdot t_e})}{\lambda_{Ei} \cdot Y_v} + \frac{B_{iv} \cdot (1 - e^{-\lambda_i \cdot t_B})}{\lambda_i \cdot P} \right] e^{-\lambda_i t_h} \quad 13$$

f_i = Transferfaktor für das Nuklid i in pCi/kg frische Pflanze : pCi/kg Boden

v = gesamte Ablagerungsgeschwindigkeit der Radionuklide durch Fallout und Washout = $1,3 \cdot 10^{-2}$ m/sec für Aerosole

r = Rückhaltefaktor, dimensionslos
Der Rückhaltefaktor gibt den Bruchteil der abgelagerten Radioaktivität an, welcher anfänglich auf dem oberirdischen Teil der Vegetation zurückbleibt.

$r = 0,33$ für Weidebewuchs, Blattgemüse, Wurzelgemüse, Kartoffeln

T_v = Translocation Factor, dimensionslos
Der Faktor gibt an, welcher Anteil der auf den Blättern abgelagerten Aktivität mit der Zeit in den eßbaren Teil der Pflanze wandert.

$T_v = 1$ für Weidebewuchs und Blattgemüse. $T_v = 0,1$ für Kartoffeln und Wurzelgemüse. (2)

Nach (3) ist das Produkt $r \cdot T_v$ bei Getreidekörnern 0,05, das bedeutet, daß 5 % der abgelagerten Radionuklide auf den Getreidekörnern direkt adsorbiert werden.

F = Faktor, welcher den Verlust der äußerlich abgelagerten Aktivität beim Zubereiten im Haushalt wiedergibt, dimensionslos.

$F = 0,4$ bei Blattgemüse, $F = 1$ für alle anderen Pflanzen

λ_{Ei} = effektive Zerfallskonstante für das Isotop i in d.

λ_{Ei} ist ein Maß dafür, wie schnell oberflächlich adsorbierte Radionuklide durch Witterungseinflüsse und physikalischen Zerfall von der Pflanzenoberfläche herunter kommen.

Y_v = Vegetationsdichte der Pflanzen in kg Frischgewicht/m².

Blattgemüse : 1,5 kg/m²

Wurzelgemüse : 4,0 kg/m²

Kartoffeln : 1,8 kg/m²

Getreidekörner : 0,34 kg/m² nach (20)

t_e = Expositionszeit in d

t_e ist die Zeit vom Hervorsprossen der oberirdischen Pflanzenteile bis zur Ernte; nach (20) beträgt die Expositionszeit für Blattgemüse, Wurzelgemüse, Kartoffeln und Getreide ca 3 Monate. Für Weidebewuchs wird $t_e = 30$ d gesetzt (2), das ist hier die typische Zeit, nach welcher Kühe wieder auf eine Weide zurückgetrieben werden.

B_{iv} = Anreicherungs faktor für ein Nuklid i in pCi/kg frische Pflanze: pCi/kg Boden, siehe Tabelle 3

P = 224 kg/m² Masse der Erde in der Pflugschicht unter einem Quadratmeter Fläche.

λ_i = physikalische Zerfallskonstante eines Nuklids i in d
 $\lambda_i = \frac{\ln 2}{t_{1/2i}}$, wobei $t_{1/2i}$ die Halbwertszeit des Nuklids i ist

t_B = 14600 Tage (entsprechend 40 Jahren Reaktorbetriebszeit)

t_B ist gleichzeitig die Zeitspanne, in der sich Radionuklide im Boden ansammeln können.

t_h = Lagerzeit in d

Für Kartoffeln, Getreide und Stallfutter wurde eine durchschnittliche Lagerzeit von einem Halben Jahr angenommen.

Der erste Term in der Klammer in Gleichung /3/ berücksichtigt die direkte Ablagerung von Radioaktivität auf die Pflanzenoberfläche, der zweite Term in der Klammer berücksichtigt die Anreicherung von Radioaktivität aus dem Boden in Pflanzen, und der Ausdruck $e^{-\lambda_i t_h}$ gibt den Zerfall der Radionuklide während der Lagerung wieder.

Die effektive Zerfallskonstante λ_{Ei} berechnet sich nach Formel /4/:

$$\lambda_{Ei} = \lambda_i + \lambda_w$$

/4/

Hierbei ist λ_i wieder die physikalische Zerfallskonstante, während λ_w ein Maß für die Geschwindigkeit ist, mit welcher radioaktive Stoffe durch meteorologische Prozesse von der Pflanzenoberfläche entfernt werden, wie z.B. Abwaschen durch Regen; nach (2) wurde die entsprechende Halbwertszeit $t_{1/2w}$, mit welcher dieser letzte Prozess vonstatten geht, als grober Durchschnittswert für alle Pflanzen und Nuklide mit 14 Tagen angenommen. Bei der direkten Ablagerung ist der physikalische Zerfall meist von untergeordneter Bedeutung, da die physikalischen Halbwertszeiten der meisten Nuklide relativ groß sind gegenüber der Halbwertszeit von 14 d für meteorologische Prozesse; dies gilt allerdings nicht für J-131.

Bei den Pflanzen, die Vegetationsperioden (Expositionszeiten) von mehreren Monaten aufweisen, kann der Ausdruck $e^{-\lambda_{Ei} \cdot t_e}$ in Gleichung /3/ vernachlässigt werden, daher wird dann der Ausdruck $(1 - e^{-\lambda_{Ei} \cdot t_e}) = 1$. Dies bedeutet anschaulich, daß sich die auf der Pflanzenoberfläche adsorbierten Nuklide im Gleichgewicht mit der Radioaktivität in der Luft befindet. Nur bei Weidebewuchs muß wegen der relativ kleinen Expositionszeit von 30 Tagen $(1 - e^{-\lambda_{Ei} \cdot t_h})$ in die Rechnung mit einbezogen werden.

Die direkte Ablagerung von J-131, das im wesentlichen gasförmig emittiert wird, wird nach (3, 21) durch einen Ablagerungsfaktor f_A in $m^3/kg \cdot sec$ beschrieben. Dieser gibt auf die Vegetationsdichte 1 kg Trockengewicht/ m^2 bezogene Ablagerungsgeschwindigkeit des Jods wieder. Nach K.J. Vogt et al. (21)

lagert sich auf Klee fast doppelt so viel Jod wie auf Gras ab.
Das Tutorium Umweltschutz hat daher in seinen Berechnungen den Mittelwert für Gras und Klee nach (21) berücksichtigt, der umgerechnet auf Frischgewicht $f_A = 0,02 \text{ m}^3/\text{kg sec}$ beträgt. Für Kopfsalat wurde $f_A = 0,008 \text{ m}^3/\text{kg sec}$ angenommen. Der Transferfaktor für die Ablagerung von Jod-131 aus der bodennahen Luft auf Pflanzen berechnet sich dann nach Gleichung /5/:

/5/

Berechnung der Transferfaktoren für Fleisch und Milch (Abluftpfad):

Allgemein gilt: $f_i = f_{iv} \cdot V \cdot S_d$

/6/

f_i = Transferfaktor für Milch und Fleisch

f_{iv} = Transferfaktor für Gras bzw. Stallfutter

V = Futtermittelverbrauch in kg Frischgewicht/d

Während der 200 Tage langen Weideperiode wurde $V = 75 \text{ kg Gras/d}$ angenommen, in der Stallperiode wurden je 18 kg/d Heu und Klee angenommen;

18 kg entsprechen dem anfänglichen Frischgewicht von 5 kg Stallfutter (2).

S_d = Transferkoeffizienten in d/l bzw d/kg.

S_d gibt den Anteil der pro Tag aufgenommenen Aktivität an, der sich in einem Liter Milch bzw. in einem Kilo Rindfleisch wiederfindet.

Siehe Tabellen 5 und 6.

Berechnung der Transferfaktoren für die Berechnung von Pflanzen (Abwasserpfad):

Die Berechnungsformel für den Übergang von Radioaktivität aus dem Flußwasser auf Pflanzen ähnelt Gleichung /3/ (Übergang von Radioaktivität aus der bodennahen Luft auf Pflanzen), nur muß statt der Ablagerungsgeschwindigkeit der Aerosole hier die Berechnungsrate und die Berechnungsdauer berücksichtigt werden.

$$f_i = R \cdot \left[\frac{r \cdot T_v \cdot F \cdot (1 - e^{-\lambda_{Ei} \cdot t_e})}{\lambda_{Ei} \cdot Y_v} + \frac{t_r \cdot B_{iv} \cdot (1 - e^{-\lambda_i \cdot t_B})}{12 \cdot \lambda_i \cdot P} \right] \quad /7/$$

f_i = Transferfaktor für das Nuklid i in pCi/kg frische Pflanze: pCi/l

Flußwasser (Tabelle

R = $10 \text{ l/m}^2\text{d}$ = Berechnungsrate bei Gartengemüse

t_r = 4 Monate, Dauer der Hauptberechnungsperiode

Tabelle 1 Zusammensetzung radioaktiver Aerosolgemische
in der Fortluft von Kernkraftwerken mit
Leichtwasserreaktoren nach (3, 112)

Nuklid	Anteil	Halbwertszeit nach (11)
Co 58	0,20	70,78 d
Co 60	0,20	5,27 a
Zn 65	0,10	244 d
Sr 89	0,01	50,5 d
Sr 90	0,01	28,5 a
Cs 134	0,15	2,06 a
Cs 137	0,25	30,1 a
Ce 144	0,08	284,8 d
Pu 239	$2 \cdot 10^{-4}$	24 400 a

Tabelle 2 Zugrundegelegte Nuklidzusammensetzung im
Abwasser

Nuklid	Anteil
Co 58	0,10
Co 60	0,15
Zn 65	0,10
Sr 89	0,10
Sr 90	0,05
J 131	0,10
Cs 134	0,16
Cs 137	0,24

Tabelle 3 Anreicherungs-faktoren für Pflanzen in pCi/kg
frische Pflanzen: pCi/kg Boden

Nuklid	Gras	Klee	Blattgemüse	Kartoffeln
Co	$9,4 \times 10^{-3}$	$9,4 \cdot 10^{-3}$	$9,4 \cdot 10^{-3}$	$9,4 \cdot 10^{-3}$
Zn	0,4	0,4	0,4	0,4
Sr	3,2	7,2	1,52	0,75
J	0,02	0,02	0,02	0,02
Cs	5,9	8,5	0,26	15
Ce	$5 \cdot 10^{-4}$	$5 \cdot 10^{-4}$	$7,5 \cdot 10^{-4}$	-
Pu	0,1	0,1	0,1	0,1

Nuklid	Wurzelgemüse	Getreidekörner
Co	$1.8 \cdot 10^{-3}$	$9,4 \cdot 10^{-3}$
Zn	0,4	0,4
Sr	25	1,67
J	0,02	0,02
Cs	0,07	0,16
Ce	0,048	0,026
Pu	0,1	0,1

Quellen: (20, 24, 27, 28, 29, 30, 31, 32, 33, 34)

Tabelle 4 Transferfaktoren in pCi/kg frische Pflanzen
pCi/m³ Luft

Nuklid	Blattgemüse	Kartoffeln	Wurzelgemüse	Getreidekörner
Co 58	1700	59	160	470
Co 60	2100	510	210	3200
Zn 65	2600	660	880	2300
Sr 89	2100	49	9300	260
Sr 90	73000	35000	1200000	81000
J 131	2100	0	0	0
Cs 134	3400	69000	560	3500
Cs 137	14000	710000	3500	11000
Ce 144	1900	260	280	2100
Pu 239	9300	7700	7500	10600

Tabelle 5 Transferkoeffizienten für den Übergang von Radionukliden aus dem Futter in Milch in d/l Milch nach (20, 37, 38, 39, 40a, 40b)

Nuklid	Kuhmilch	Schafsmilch	Ziegenmilch
Co	$1 \cdot 10^{-3}$		
Zn	$3 \cdot 10^{-2}$		
Sr	$2,3 \cdot 10^{-3}$		
J	0,01	0,40	0,47
Cs	0,01		
Ce	$2,5 \cdot 10^{-6}$		
Pu	0,031		

Tabelle 6 Transferkoeffizienten für den Übergang von Radionukliden aus dem Futter in Rindfleisch in d/kg Rindfleisch nach (20, 39, 41)

Nuklid	Transferkoeffizient
Co	0,001
Zn	0,002
Sr	0,002
J	0,02
Cs	0,04
Ce	0,0004
Pu	-

Tabelle 7 Transferfaktoren für den Übergang von Radionukliden aus der bodennahen Luft in Milch und Rindfleisch

Nuklid	Kuhmilch	Schafsmilch	Ziegenmilch	Rindfleisch
Co 58	270			270
Co 60	390			390
Zn 65	11000			750
Sr 89	690			600
Sr 90	24000			21000
J 131	5200	30000	27000	10000
Cs 134	23000			90000
Cs 137	180000			710000
Ce 144	1			340
Pu 239	0			0

Tabelle 8 Transferfaktoren von dem Wasserspiegel in pCi/kg Nahrungsmittel: pCi/l Wasser

Nuklid	Fischfleisch	Blattgemüse	Wurzelgemüse
H 3	1	-	-
Co 58	300	15	1
Co 60	300	18	2
Zn 65	1000	19	4
Sr 89	40	15	28
Sr 90	40	124	3600
J 131	520	0	0
Cs 134	4000	19	3
Cs 137	4000	25	12

Quellen: (4, 42, 43, 111)

Tabelle 9 Jährlicher Nahrungsmittelverzehr

	Erwachsener	Kleinkind
Kuhmilch	360 l	320 l
Ziegen- bzw. Schafsmilch		180 l
Blattgemüse	50 kg	30 kg
Wurzelgemüse	50 kg	30 kg
Kartoffeln	50 kg	30 kg
Getreide	90 kg	-
Rindfleisch	80 kg	-
Fisch	30 kg	-
Trinkwasser	500 l	-

$$\text{Dosisfaktor} \text{ mrem / } \mu\text{Ci} = \frac{10^{-3}}{10^{-12}} \frac{\text{rem}}{\text{Ci}} = 10^9 \frac{\text{rem}}{\text{Ci}}$$

Tab. 10a:

Erwachsene ORGANE MIT DOSES COMMITMENT WERTEN IN NUKLIDREIHENFOLGE Co 58, Co 60, Zn 65, Sr 89, Sr 90, J 131, Cs 134, Cs 137, Ce 144, Pu 239									
KNOCHEN	1.655555'-06	4.699999'-06	4.895555'-06	0.0004155555	0.09799999	4.155555'-06	6.199999'-05	8.000000'-05	
	4.900000'-07	6.555555							
LEBER	7.500000'-07	2.199999'-06	1.500000'-05	0	0	5.555555'-06	0.0001499999	0.0001555555	
	2.000000'-07	0.9000000							
GANZKÖRPER	1.655555'-06	4.699999'-06	7.000000'-06	1.200000'-05	0.002400000	3.400000'-06	0.0002495558	0.0002100000	
	2.600000'-08	0.1600000							
SCHILDRÜSE	1.655555'-06	4.699999'-06	7.000000'-06	8.900000'-06	0.001900000	0.001900000	0.0001200000	7.200000'-06	
	0	1.900000'-05							
NIERE	0	0	1.000000'-05	0	0	1.000000'-05	4.759999'-05	3.699999'-05	
	1.200000'-07	0.6755555							
LUNGE	0	0	0	0	0	0	1.555555'-05	1.200000'-05	
	0	0							
KNOCHENMARK	0	0	0	0	0.006999999	0	6.155555'-05	8.000000'-05	
	0	0							

Tab. 106:

Kleinkind				
ORGANE MIT DOSIS-KOMMITMENTWERTEN IN AUFLÖSREIHENFOLGE Co 58, Co 60				
KNOCHEN				
4.490000'-06	0	0.00170000	0	0.00293000
LEBER				
3.779999'-06	1.070000'-05			
1.769999'-06	0.000225999	0		0
GANZKÖRPER				
9.259999'-06	2.559999'-05			
2.420000'-07	4.409999'-05	0	8.41	99'-05
SCHILDDRÜSE				
0	0	0		0
NIERE				
1.210000'-07	7.959999'-05	1.022999'-05		0
LUNGE				
0	0	0		0
MAGEN-DARM-TRAKT				
9.789999'-06	2.640000'-05			
0.00185000	7.279999'-05	0	5.480000'-05	

Zn 65, Sr 89, Sr 90, J 131, Cs 134, Cs 137, Ce 144, Pu 239

0.02510000	3.420000'-05	0.0004580000	0.0006529998
0	4.069999'-05	0.0008240000	0.0007310000
0.008399997	2.379999'-05	6.969999'-05	4.200000'-05
0	0.02800000	0	0
0	1.019999'-05	4.779999'-05	3.709999'-05
0	0	9.419999'-05	8.809999'-05
0.0002429999	1.529999'-06	1.959999'-06	1.889999'-06

Anhang II

Biologische Wirkung ionisierender Strahlung

1. Grundsätzliche Einführung
2. Exkurs: Strahlenschäden auf molekularer Ebene
3. Statistische Untersuchungen über Strahlenschäden des Menschen
4. Diskussion der Toleranzgrenze
5. Diskussion der Dosisfaktoren
 - a) Berechnung, Standardmensch
 - b) Strahlenempfindlichkeit der Gewebe
 - c) Inhomogene Mikroverteilung
6. Strahlenschäden des Embryo und Fetus
 - a) erhöhte Organkonzentration
 - b) Abhängigkeit vom Entwicklungsstadium
 - c) Schwellenwert, Spätschäden
 - d) Statistische Untersuchungen am menschlichen Embryo

1. Grundsätzliches zur Strahlenwirkung am Menschen

Aufgrund ihrer ionisierenden Wirkung führen die beim radioaktiven Zerfall entstehenden Strahlen beim Menschen zur Schädigung oder Zerstörung von Zellen, Zellorganellen und biologischen Molekülen. Das Ausmaß der Schädigungen ist abhängig von der Durchdringungsfähigkeit, Dauer der Bestrahlung, Teil- oder Ganzkörperbestrahlung u.a.m.. Man kann unterscheiden zwischen latenten und manifesten Schädigungen, d.h. Früh- und Spätschäden.

Im Gegensatz zu den Auswirkungen eines atomaren Unfalls mit Todesfällen, akuten Strahlenkrankheiten und Frühschäden geht es in dieser Darstellung um die somatische (den menschlichen Körper betreffende) Wirkung niedriger Strahlendosen durch den "normalen" Betrieb von Kernkraftwerken.

Auch kleine Strahlendosen (mrem-Bereich) können zu Beeinträchtigungen von Lebensvorgängen, zu manifesten und tödlichen Erkrankungen von Organismen führen. Viele Ergebnisse strahlenbiologischer Experimente und umfangreiche Statistiken weisen auf diese Zusammenhänge hin. Insbesondere ist eine große Anzahl Bestrahlungsversuchen an Tieren durchgeführt worden, um das Risiko von radiologischen Untersuchungs- und Behandlungsmethoden für den Menschen zu erfassen.

2. Exkurs: Strahlenschäden auf molekularer Ebene

Die biologischen Konsequenzen radioaktiver Strahlung sind nach bisherigen Erkenntnissen vielfältig. Unabhängig vom Ort der Strahlenquelle (d.h. innerhalb oder außerhalb einer Zelle) sind im wesentlichen

1. Schäden an der Zellmembran (z.B. 50, 51)
2. Veränderungen im Enzymmuster (z.B. 52, 53)
sowie
3. Einflüsse auf die genetische Substanz der DNS
(Desoxyribonukleinsäure) (z.B. 54, 55)

zu verzeichnen. Die Strahlenbiologie konzentriert sich besonders auf die unter 3.) angeführten Einflüsse auf die genetische Substanz, da Veränderungen in diesem molekularen Bereich mit allen Konsequenzen bei der Zellteilung an die Tochterzellen weitergegeben werden (z.B. Mutationen, Transformation einer gesunden Zelle zu einer Krebszelle). Die Wahrscheinlichkeit des Eintretens eines Schadensfalles ist zwar bei hohen Dosen größer, der Zerfall eines einzigen Radionuklids kann jedoch schon genügen, um eine oder mehrere Zellen zu mutieren. So kann z.B. der Zerfall eines in die DNS eingebauten Tritiumteilchens im Durchschnitt 2,1 Strangbrüche in der DNS bewirken (56). Die demnach willkürlich erscheinende Festlegung eines Dosissschwellenwertes ist fragwürdig, wie es die Diskussion der molekularen Ereignisse zeigt.

Über die biologischen Auswirkungen der natürlichen Strahlung und über synergistische Umwelteinflüsse liegen leider nur wenige Arbeiten vor. Experimentell könnte bewiesen werden, daß eine Abnahme der natürlichen Untergrundstrahlung eine Abnahme der Zellwachstumsrate induziert (57), womit ein konkreter Beweis dafür vorliegt, daß auch die natürliche Strahlung nicht ohne Einflüsse auf zelluläre Mechanismen ist. Unterstützt wird diese Schlußfolgerung durch die Ergebnisse epidemiologischer Untersuchungen in Kerala (Südindien), wo bei erhöhter Untergrundstrahlung - hervorgerufen durch thoriumhaltiges Gestein - eine erhöhte Rate von Mongolismus (Down's Syndrom) und anderen genetisch bedingten mentalen Defekten festgestellt wurden. (58).

Die Diskussion über die Reversibilität von Strahlenschäden ist seit einigen Jahren im Gange. Es sind enzymatische Mechanismen bekannt, welche die bereits oben erwähnten Strangbrüche in der DNS reparieren können. Im in-vitro-Experiment hat man bisher im besten Falle 80% von künstlich induzierten Strangbrüchen reparieren können (59).

Über die Effizienz dieser Reparaturmechanismen in vivo kann man sagen, daß sie abhängig ist von der Art der Strahlenquelle. Durch UV-Bestrahlung hervorgerufene Strangbrüche werden nicht durch dieselben Enzyme repariert wie durch Gammastrahlen induzierte Strangbrüche (60). Mit der DNS assoziiertes J-125 erzeugt Strangbrüche, die zu höchstens 50% repariert werden (61). Über die Folgen nichtreparierter Strangbrüche ist wenig bekannt. Zum größten Teil werden sie wahrscheinlich zum Tod der Zelle führen. Ein Fehler in der Reparatur kann zudem verheerende Folgen haben (Mutationen).

Neben Strangbrüchen kann ionisierende Strahlung auch chemische Veränderungen an den Untereinheiten der DNS hervorrufen (62). Diese Schäden können identisch sein mit denjenigen Schäden, die durch alkylierende Substanzen (sog. Umweltgifte wie Benzpyren, Nitrosamine usw.) hervorgerufen werden (63). Die Karzinogenität alkylierender Substanzen ist erwiesen (64). Durch die Identität der Schäden, hervorgerufen durch ionisierende Strahlen und alkylierende Substanzen (sog. Radiomimetika), ist die karzinogene Wirkung der ionisierenden Strahlen beweisbar.

3. Statistische Untersuchungen über Strahlenschäden des Menschen

Wichtigstes Resultat dieser molekularbiochemischen Experimente und vieler Tierversuche ist allerdings die signifikante Zunahme von Krebserkrankungen als Spätfolge schwacher Bestrahlung (65, 66). Daneben ist ein linearer Zusammenhang zwischen Lebensverkürzung und Dosis erkennbar (67), der auch in Dosisbereichen von mrem beobachtet werden kann. Die Lebensverkürzung ist Folge einer ganzen Reihe somatischer Spätschäden, z.B. Vitalitätsverminderung mit herabgesetzter Abwehrkraft gegenüber Krankheiten, verfrühtes Einsetzen von Alterungsvorgängen, verminderte Regenerationsfähigkeit.

Statistiken aus den USA und Japan bestätigen diese Versuche. Statistisch wurde unter anderem untersucht: Krankheitsstatus von Arbeitern in kerntechnischen Anlagen (68, 69), Auswirkungen erhöhter natürlicher Radioaktivität (70, 71, 72), Atombombenopfer von Hiroshima und Nagasaki (73, 74), Strahlenschäden bei schwangeren Frauen (75). Obereinstimmend waren signifikante Erhöhungen der Morbidität und Mortalität der betroffenen Menschen in erster Linie durch Krebs festzustellen. Einige Beispiele:

Bei Arbeitern in kerntechnischen Anlagen ist eine deutliche Abhängigkeit der Krebserkrankungen von der Strahlenexposition festzustellen (68). Die Mißbildungsrate ist direkt abhängig von der Bestrahlungsdosis durch die natürliche Bestrahlung (Untersuchung an 1,24 Millionen Säuglingen im Staate New York (70). Stewart an der Oxford-University hat 19 Mill. Kinder in Großbritannien überwacht und stellte fest, daß bei einer Verdoppelung der Röntgenaufnahmen von schwangeren Frauen sich auch das Risiko für Leukämie und andere Krebsarten für das Kind verdoppelt, bzw. daß eine Bestrahlung mit 80 mrem in den ersten drei Schwangerschaftsmonaten ausreicht, um die Rate an Leukämie und Krebs bei Kindern bis zum 10. Lebensjahr zu

verdoppeln. In der BRD sind 60 mrem pro Jahr Belastung durch Kernkraftwerke erlaubt, die Schilddrüsendosis für Kinder darf 90 mrem pro Jahr betragen. Das Risiko der Bestrahlung von Ungeborenen und neugeborenen Kindern wird noch ausführlicher abgehandelt (Kapitel 6).

Eine ausführliche Studie der National Academy of Science, die im Auftrag des amerikanischen Gesundheitsministeriums erstellt wurde (76, BEJR-Report), beinhaltet unter anderem Schätzungen des Krankheitsrisikos für Krebs, Leukämie und Erbkrankheiten durch längere Einwirkung niedriger Strahledosen. Aus den vorliegenden Daten läßt sich bei einer zusätzlichen Strahlenbelastung in Höhe der gesetzlich zulässigen 60 mrem pro Jahr für die BRD errechnen:

- a) zusätzlich 40 bis 700 pro Jahr ernste dominante Erbkrankheiten in der 1. Generation,
- b) nach einigen weiteren Generationen die 5-fache Anzahl von Erbschäden,
- c) 500-1400 zusätzliche Krebstote pro Jahr.

Gofman u.a. (77) führen in einer Risikoabschätzung für die AEC noch höhere Werte an (2000 bis 12 000 Krebsfälle pro Jahr bei 60 mrem zusätzlicher Strahlenbelastung für die BRD).

Der BEJR-Report diskutiert kritisch die Aussagekraft solcher Risikoschätzungen.

(Zitat) "Es ist klar, daß diese Schätzungen einer großen Unsicherheit unterworfen sind. Der Bereich von glaubhaften Werten ist groß, und es gibt keine Absicherung, daß die tatsächlichen Werte innerhalb dieses Bereiches liegen. Wir sind uns sehr wohl bewußt, daß zukünftige Information Revisionen notwendig macht. Die vorgelegten Schätzungen, keine genaue wissenschaftliche Information (als Wissenschaftler würden wir es vorziehen, eine Beurteilung zurückzustellen, bis die Information zuverlässig ist), aber vernünftige Werte, die auf dem gegenwärtigen Stand der Wissenschaft beruhen, können - so unbearbeitet und unsicher sie sind - besser zur Orientierung für überlegten Umgang mit Radioaktivität dienen als überhaupt keine Schätzungen."

Die betroffene Bevölkerung und die Politiker müssen sich orientieren können, die bekannten qualitativen Auswirkungen radioaktiver Bestrahlung müssen quantifiziert werden.

Die einzig möglichen Quantifizierungen sind die vorliegenden Schätzungen. Im Laufe dieser Darstellung soll herausgearbeitet werden, welche Schwierigkeiten eine absolut gesicherte Kenntnis dieser Zusammenhänge unmöglich machen (keine radioaktiven Bestrahlungsversuche am Menschen, zu kurzer Beobachtungszeitraum, zum Teil schwierige Diagnostik der hervorgerufenen Erkrankungen, Ursache-Wirkungs-Beziehungen schwer überschaubar, u.a.m.).

Die großen Studien mit Quantifizierungen des Strahlenrisikos durch Kernkraftwerke (z.B. BEJR-Report, UNSCEAR-Report, Arbeiten von Gofman oder Tamplin) sind keine Überschätzungen, da aus dem möglichen Risikobereich nur die Mittelwerte herausgegriffen wurden. Dies zeigt z.B. der BEJR-Report, der zur Abschätzung des Krebstodrisikos durch Erreichen der Grenzwerte in den USA verschiedene Berechnungsmodelle und verschiedene Parameter einsetzte und dadurch Werte von 2000 bis 9000 Toten pro Jahr erhielt, letztlich aber 3000 bis 4000 Tote angibt. Wenn von "konservativen Annahmen" gesprochen wird, d.h. Berücksichtigung des größtmöglichen Schadens durch Einsatz der Kerntechnologie, dann müßte man eigentlich mit Zahlen aus dem oberen Bereich dieser Schätzungen arbeiten.

4. Diskussion der Toleranzgrenze

Mit den heutigen Erkenntnissen ist es keinem Radiologen mehr möglich, einen sogenannten Schwellenwert festzustellen, unter dem genetische und somatische Schäden nicht mehr auftreten können. Stokke u.a. fanden 1968 eine Schädigung von Knochenmarkszellen bei einer Dosis von nur 8 mrem (79).

Nachdem der Nachweis von biologischen Effekten durch Strahlung im mrem-Bereich bisher nur bei Pilzen gelungen war, konnte jetzt bei Ratten eine Knochenmarksschädigung durch eine Belastung von nur wenigen mrem Sr-90 pro Woche beobachtet werden. Bei Hamstern konnte mit Dosen im Bereich von wenigen rem von Po-210 Lungenkrebs induziert werden (65). Der bedeutende Strahlengenetiker H.J. Muller stellte nach seinen Versuchen mit der Taufliege *Drosophila* fest, daß es keinen Schwellenwert gibt, unter dem ionisierende Strahlung unwirksam ist. Jede einzelne Ionisation muß mit einer gewissen Wahrscheinlichkeit als wirksam angesehen werden (78). Dasselbe gilt insbesondere für die Krebsentstehung. Es wird diskutiert, daß gerade niedrige Strahlendosen krebserregend wirken können. Hohe Dosen schädigen die Zellen so stark, daß sie absterben und in der Regel danach vom Organismus abgebaut werden. Hier kann kein Krebs mehr entstehen. Niedrige Dosen schädigen die Zellen ebenfalls, aber die Zellen können in der Regel weiterleben, sie können sich weiter teilen. Mit der Zellvermehrung wird der Zellschaden multipliziert, es kann daraus ein Krebsgeschwulst entstehen. Es gibt keine Minimaldosis, unterhalb derer eine Strahleneinwirkung sicher als nicht krebserregend angesehen werden kann (80).

Bei der Karzinogenese muß berücksichtigt werden, daß meist mehrere Faktoren die Erkrankung auslösen (76) und daß eine Tumorinduktion als Ergebnis eines Strahlenschadens einer oder einiger weniger Zellen angesehen werden muß. Deshalb arbeitet der BEJR-Report u.a. für die Karzino- und die Leukämogenese mit einer linearen Dosis-Wirkungs-Beziehung ohne Schwellenwert. Der Schwellenwert ist eine angenommene Größe, die durch keine Theorie der Tumorinduktion gestützt wird, und für die kein empirischer Beweis vorhanden ist.

Eine weitere Schwierigkeit kommt hinzu. Krebs tritt oft erst viele Jahre nach der ursächlichen Schädigung auf, man spricht von einer sog. Latenzzeit von 5 bis 30 und mehr Jahren (81). Der Schlummerzustand des Krebses über so lange Zeit erschwert es erheblich, Kausalzusammenhänge zwischen Bestrahlung (Ursache) und Krebs (Wirkung) herzustellen, d.h. viele krebskranke Menschen werden nie erfahren, daß ihr Leiden auf eine Strahleneinwirkung zurückzuführen ist (z.B. auch Röntgenuntersuchungen!).

5. Diskussion der Dosisfaktoren

- a) Die Dosisfaktoren stellen lt. Definition eine Beziehung zwischen Organdosis und dem Zeitintegral der Konzentration her, d.h. sie drücken die biologische Strahlenbelastung durch eine bestimmte Menge Radioaktivität speziell in den Organen des menschlichen Körpers aus, und dies in Form einer einzigen Zahlengröße. Die folgende Aufstellung der einzubringenden Parameter zeigt, wieviele Imponderabilien und individuelle Unterschiede hier außer acht gelassen werden müssen.

Die Strahlenbelastung in einem Organ hängt ab von:

1. Menge des aufgenommenen Nuklids
2. Art der emittierten Strahlung
3. Energie der Strahlung
- (4. Halbwertszeit des Nuklids im Organ, Verweildauer
5. Selektionsfaktor des Organs
- (6. Masse und Form des Organs
- (7. Verteilung der Aktivität im Organ
- (8. chemische Verbindung des inkorporierten Stoffes.

Diese Parameter hängen wiederum ab von

- Alter
- Geschlecht
- Gesundheitszustand
- genetischer Konstitution
- Nahrungszusammensetzung

Bei der Abschätzung der Strahlenbelastung durch eine kerntechnische Anlage bezieht man die Abschätzung auf die "kritischen" Stellen, so z.B. auf die "kritische" Bevölkerungsgruppe, d.h. die Gruppe, die der zu betrachtenden Strahlenbelastung am stärksten ausgesetzt ist.

Diese Risikoberechnungen werden für den sog. Standardmenschen angestellt, d.h. für ein Modell des erwachsenen Menschen aus festen physikalischen und physiologischen Parametern (z.B. 70 kg Gesamtgewicht, 1.2 l Flüssigkeitsaufnahme pro Tag usw.). Damit erfaßt man jedoch nicht die kritische Bevölkerungsgruppe, denn es sind Bevölkerungsgruppen vorhanden, deren physikalische und physiologische Eigenschaften eine größere Strahlenbelastung erwarten lassen.

So ist z.B. die Flüssigkeitsaufnahme bei bestimmten Stoffwechselkrankheiten (wie Diabetes mellitus) erhöht. Sämtliche Stoffwechselkrankheiten führen zur Veränderung der Normparameter, indem die metabolischen Vorgänge verändert werden, wodurch u.a.

die Verweildauer von inkorporierten Radionukliden im Organismus verlängert werden kann. Dadurch erhöht sich die Strahlenbelastung (113, 85).

Weiterhin wären insbesondere solche Bevölkerungsgruppen als kritische Gruppen zu betrachten, die schon durch andere Noxen vorgeschädigt sind, so daß der Effekt der radiologischen Zusatzbelastung im Vergleich zur Gruppe der nicht vorgeschädigten überproportional vergrößert wird.

Hierzu seien einige Beispiele gegeben:

- Vorschädigung eines Organs (bei Rauchern die Lunge, bei Photosensiblen die Haut) erhöht den Effekt der ionisierenden Strahlung und damit die Gefahr eines Strahlenschadens.
- Einige chemische Verbindungen wie gewisse Antibiotika, Sexualhormone u.ä. erhöhen die Strahlenanfälligkeit von Geweben, wodurch Schäden leichter entstehen können.
- Metabolische Änderungen wie Diabetes mellitus, Nephrosen, Hyperthyreosen u.ä. führen zu einer größeren Strahlenempfindlichkeit des Organismus, durch Vorschädigung der Gewebe oder durch erhöhte Verweildauer des Radionuklids oder durch Einschränkung möglicher Reparaturmechanismen. (Gerade die bei einer Stoffwechselkrankheit charakteristischen Stoffwechseländerungen mit einhergehender Veränderung der Radionuklidverteilung im Organismus und Gewebe macht man sich in der nuklearmedizinischen Diagnostik zunutze.) (113, 114, 85)

Diese Effekte zeigen, daß nicht der zumeist zugrunde gelegte Standardmensch die kritische und damit die zu betrachtende Person ist, sondern die Bevölkerungsgruppe und die Personen, deren Abweichungen von dem Standardmenschen und seinen Normparametern zu einer Erhöhung der Strahlenbelastung führen.

Diese normal übliche Vorgehensweise entspricht also nicht dem Stand der medizinischen Wissenschaft, die sich heute vor allem mit kybernetischen Regelkreisen und multifaktoriellen Ursache-Wirkungs-Analysen beschäftigt und die eine schematisch-mechanische Betrachtungsweise des menschlichen Körpers zunehmend ablehnt.

b) Strahlenempfindlichkeit der Gewebe

Die bisher errechneten Dosisfaktoren berücksichtigen i.d.R. Knochen, Lunge, Leber, Nieren, Magen-Darm-Trakt und teilweise Milz, Muskulatur und Schilddrüse. Die Lehrbücher der Nuklearmedizin und des Strahlenschutzes beurteilen die meisten erwähnten Gewebe als mittelmäßig strahlenempfindlich (Knochen, Schilddrüse) oder gar als relativ strahlenresistent (Leber, Niere, Lunge, Muskulatur) (83, 84, 85). Lediglich Milz und Magen-Darm-Trakt besitzen hohe Strahlenempfindlichkeit. Die anderen hoch strahlenempfindlichen Gewebe sind (83):

- Embryonales Gewebe
- Lymphatisches Gewebe
- Thymusgewebe
- Knochenmark
- Hodengewebe
- Eierstockgewebe

Diese hoch strahlenempfindlichen Gewebe sind nicht mit Dosisfaktoren ausgestattet, d.h. bei den üblichen Berechnungen der relativen biologischen Wirksamkeit der Emissionen von Kernkraftwerken werden die mittel- und wenig empfindlichen Gewebe berücksichtigt, die hoch strahlenempfindlichen gehen jedoch nicht mit in die Berechnung ein. Die Strahlenempfindlichkeit von Zellen wächst mit ihrer reproduktiven Aktivität und fällt mit ihrem Differenzierungsgrad (85). Je öfter und schneller sich eine Zelle vermehrt und teilt (der Vorgang der Zellteilung ist am strahlenempfindlichsten), je weniger spezialisiert sie ist, desto strahlenempfindlicher ist sie. Dies gilt für embryonales, blutbildendes (Lymphknoten, Milz, Thymus, Knochen-

mark) Gewebe, natürlich auch für die weißen und roten Blutkörperchen selbst und für Keimgewebe (Hoden, Spermien, Eierstock, Follikel). Und hier liegt die pathophysiologische Erklärung dafür, daß bei Menschen, die Radioaktivität ausgesetzt sind, in erster Linie embryonale Schäden, Karzinome der blutbildenden Gewebe, besonders Leukämie (= Krebs der weißen Blutkörperchen) und genetische Defekte auftreten.

c) Inhomogene Mikroverteilung

Darüber hinaus ist nicht nur zwischen den verschiedenen Strahlenempfindlichen Geweben zu unterscheiden, sondern auch die spezifische Belastung innerhalb eines Organes zu beachten. Als Beispiel sei der Knochen angeführt. Er besteht aus Knochenmark, Knochensubstanz mit Compacta (Schaft) und Spongiosa (Epiphyse), Knorpelschicht (Gelenküberzug) und den Häuten Endost (innen), Periost (außen). Radionuklide verteilen sich differenziert innerhalb dieses Systems Knochen (86):

- Alkalische Erden lagern sich während des Wachstums bevorzugt in der Epiphyse und den Verkalkungszonen ab, bei Erwachsenen in der Mineralzone unter dem Periost, Endost und in der neu aufgebauten Compacta und Spongiosa. Dies gilt für die Elemente Kalzium, Radium, Strontium, Barium und Phosphor.
- Plutonium und Thorium lagern sich je nach Inkorporationsweise und chemischer Struktur im Knochen ab, besonders am Periost, Endost und Knochenmark.
- Americium, seltene Erden und Transurane konzentrieren sich auf der Knochenoberfläche und im Knochenmark.

Die Kritik an den Dosisfaktoren ließe sich noch erweitern. (in Stichworten: wichtige Radionuklide nicht erfaßt, keine spezifische Beurteilung der Organschädigung bezüglich Auswirkung auf Gesamtorganismus, nicht erfaßbare Schäden z.B. des Immunsystems, Synergismen, sich potenzierende Schäden); die ausgeführten Fragen sind aber unseres Erachtens Grund genug, die Verwendung der üblichen Dosisfaktoren zu Berechnungen der Strahlenbelastung als völlig ungenügend anzusehen.

6. Strahlenschäden des Embryos und Fetus

Das wohl größte radiobiologische Problem ist die Anreicherung von radioaktiven Stoffen während der Schwangerschaft und die Bestrahlung des menschlichen Embryos.

a) Erhöhte Organkonzentration

Der erwachsene menschliche Körper steht mit dem Auf- und Abbau von Zellen im Fließgleichgewicht. Daraus resultiert eine geringere biologische Halbwertszeit für aufgenommene Radionuklide als beim Embryo. Embryonale und fetale Körpersubstanz wird mit relativ großer Geschwindigkeit aufgebaut, nur in geringem Umfang finden Abbauvorgänge statt. Aus dieser hohen Aufbaurate resultiert eine hohe Stoffaufnahme rate, auch für Radionuklide, die dann mit hoher biologischer Halbwertszeit in den Körper des Embryos und später des Kindes eingebaut sind. Daraus folgt, daß bei gleicher Konzentration von Radionukliden in der Umwelt der Embryo die mit Abstand höchste Strahlenbelastung erhält.

Versuche an Ratten und Hunden haben gezeigt, daß 38% des Strontiums und 66% des Caesiums, das die Mutter aufgenommen hat, durch die Plazenta (Mutterkuchen) den Fetus erreicht und eingelagert wird (88). Beim Schwein - das Versuchstier, das dem Menschen physiologisch am nächsten steht - ist die Einlagerung von radioaktivem Strontium in den Feten 10-mal höher als in der Gebärmutter und Plazenta. Es besteht also eine sog. Plazentapassage für Radiostrontium (89). Langzeituntersuchungen an kleinen und großen Säugetieren mit niedrigst dosiertem radioaktivem Jod-131, z.B. aufgenommen aus dem atmosphärischen radioaktiven Fallout, zeigten Aufnahme-raten von Mutter zu Fetus von 1:3 (90, 91). Eine fetale Schilddrüse erhält die 4- bis 5-fache Dosis J-131 wie die eines Erwachsenen.

Das künstliche Radioplutonium verteilt sich im Laufe der Fetalentwicklung im gesamten Körper, besonders aber in Knochen und Leber. Bei Neugeborenen reichert sich Pu-239 im Vergleich zum Erwachsenen um das 20-fache mehr in der Leber an. Die Berechnung der Strahlendosis, mit der Pu-239 einen Krebs hervorruft, ergab für den Erwachsenen den 11-fachen Wert (für Leukämie den 45-fachen !), der für die Tumorentwicklung beim Neugeborenen schon ausreicht (115).

Wenn nun diese hohen Resorptionsraten auf das Körpergewicht eines Fetus umgerechnet würden (z.B. ein 1 g schwerer Fetus im Vergleich zu einer Frau mit 60 kg), ergibt sich, daß das Kind im Mutterleib einer um mehrere Größenordnungen höheren radioaktiven Belastung ausgesetzt ist.

b) Abhängigkeit vom Entwicklungsstadium

Dazu beweisen die umfangreichen Versuche an Ratten und Mäusen von Wilson und Russell, daß die Strahlenempfindlichkeit in frühen Entwicklungsstadien des Embryos viel höher liegt als in den späteren (92, 93, 94). Die Zygote (befruchtete Eizelle vor Einnistung in die Gebärmutter) ist außerordentlich strahlenempfindlich; sie wird von relativ niedrigen Strahlendosen abgetötet und danach rückresorbiert; falls sie überlebt, sind Exencephalie (Austritt des Gehirns aus dem Schädel) und Linsentrübung (Grauer Star) zu befürchten. Eine Bestrahlung während der Organbildungsphase (beim Menschen in der zweiten und dritten Woche) bewirkt nach den erwähnten Autoren eine geringere Resorptionsrate, dafür eine hohe Mißbildungsrate, z.B. besonders Hydrocephalus (Wasserkopf), Mikrophtalmie (Augapfelkleinheit), weiter Anencephalie (Gehirnlosigkeit), Mikroencephalie, Mißbildungen der Zähne, Nase, Netzhaut des Auges oder Bruchbildungen. In der Fetalphase (beim Menschen ab der fünften Woche bis zur Geburt) ist das ZNS (besonders Kleinhirn) und das Auge weiterhin hoch strahlenempfindlich; es wurden bezüglich dieser Organe totales Fehlen oder mangelhafte Ausbildung beobachtet.

c) Schwellenwert, Spätschäden

Bei Versuchen mit relativ niedrigen Strahlendosen (5 R) (z.B. nach der BRD-Strahlenschutzverordnung erlaubte Ganzkörperdosis für beruflich strahlenexponierte Personen, Frauen in Kernkraftwerken!) zeigten sich signifikant Erbgutschädigungen, Wachstumshemmungen, beschleunigte Alterungsvorgänge, Skelettveränderungen (94, 95, 96). Durch Radionuklidkonzentrationen von 4 milliardstel Ci pro Gramm Körpergewicht steigt bei verschiedenen Versuchstieren (z.B. Ratte, Kuh) die Sterberate der Neugeborenen, dagegen sinken das Gewicht und die Fruchtbarkeit.

Hier ist ein wichtiges Problem zu berücksichtigen. Viele embryologischen Strahlenschäden sind nicht zu erfassen, insbesondere nach Bestrahlung mit kleinen Dosen über längeren Zeitraum. (Zitat aus (92) "Die Kenntnisse über Strahlenschäden in der Fetalperiode sind nicht befriedigend. Durch ionisierende Strahlung in der späten Fetalperiode hervorgerufene Entwicklungsanomalien treten nur in den wenigsten Fällen morphologisch-anatomisch deutlich in Erscheinung und können somit nur durch histologische und biochemische Methoden sichtbar gemacht werden. Derartige Strahlenschäden treten in ihrer Bedeutung nicht hinter den 'drastischen' Mißbildungen zurück, als diese sich erst in der postnatalen Lebensphase auswirken können, wobei die qualitativen und quantitativen Zusammenhänge zwischen Ursache und Wirkung nur noch mit Schwierigkeiten zu erkennen sind".)

Hier handelt es sich um die erwähnten Wachstumsverlangsamungen, weiterhin Aktivitätsverluste, Nervenstörungen oder biochemische Defekte (94, 96).

Die Tierversuche beweisen, daß es auch für embryologische Strahlenschäden keinen Schwellenwert, keine Toleranzgrenze gibt (95). Genetische Defekte, chronische Veränderungen und Krebs können von kleinsten Strahlendosen gesetzt werden (94).

d) Statistische Untersuchungen am menschlichen Embryo

Es zeigt sich immer deutlicher, daß die ausgeführten Ergebnisse der Tierversuche höchstwahrscheinlich auch für den Menschen gültig sind. Die Auswertung von Angaben aus der Anfangsphase der Strahlentherapie, Folgen von Röntgenaufnahmen, Untersuchungen über die Atombombenopfer von Hiroshima und Nagasaki und umfangreiche Statistiken aus jüngster Zeit zeigen signifikante Auswirkungen von Strahlung auf Embryo und Kleinkind.

Stewart stellte bei Kindern einen fast 100%-igen Anstieg von Leukämie und anderen Krebserkrankungen im Vergleich zu Kontrollgruppen fest, wenn die Mutter während der ersten drei Schwangerschaftsmonate eine Unterleibsrontgenaufnahme erhielt (97, 98, 99, 106). Arbeiten von Mac Muhon und Kneale bestätigen dies (100, 101, 102). Sogar Kinder, deren Eltern 5 bis 15 Jahre vor der Schwangerschaft der Mutter geröntgt wurden, hatten eine bedeutend höhere Wahrscheinlichkeit, an Leukämie zu erkranken (103, 104, 105).

Es könnten noch eine Reihe anderer Untersuchungen in diesem Zusammenhang zitiert werden. Die bisher dargestellten Ergebnisse reichen jedoch bereits aus, um zu sehen, daß das Kind im Mutterleib das mit Abstand strahlengefährdetste und empfindlichste Stadium des menschlichen Lebens darstellt. Diese Tatsache ist in Genehmigungsverfahren von Kernkraftwerken bisher in keiner Weise berücksichtigt worden.

Nach der geltenden Strahlenschutzverordnung der BRD soll die Strahlenexposition, die durch Ableitung radioaktiver Stoffe aus kerntechnischen Anlagen in Luft oder Wasser entsteht, für den Menschen "so gering wie möglich" gehalten werden und jeweils höchstens 30 mrem/a für den Ganzkörper, für die Schilddrüse insgesamt höchstens 90 mrem/a betragen. Weiter heißt es in § 45 der SSV0: "Diese Strahlenexposition muß für die ungünstigsten Einwirkungsstellen unter Berücksichtigung sämtlicher relevanter Belastungspfade einschließlich der Ernährungsketten berechnet werden."

Für Genehmigungsverfahren von Kernkraftwerken müssen deshalb Berechnungen der für den Menschen erwarteten Strahlenexposition vorgelegt werden. Dabei wird wie beschrieben von den physiologischen Bedingungen eines "gesunden Standardmenschen" ausgegangen. Ungünstige Einwirkungsstellen wie kranke und alte Menschen, Kinder und besonders das Kind im Mutterleib bleiben unberücksichtigt. Dies entspricht nicht den expliziten Forderungen des Gesetzes.

Literatur:

1. "Calculation of Annual Doses to Man from Routine Releases of Reactor Effluents for the Purpose of Evaluating Compliance with 10 CFR 50". Appendix I, US Nuclear Regulatory Commission, Regulatory Guide 1.109 (1976)
2. D.A. Baker, G.R. Hoeness, J.K. Soldat, "Food - An Interactive Code to Calculate Internal Radiation Doses from Contaminated Food Products", BNUL-SA- 5523, (Februar 1976)
3. "Gutachten über die Strahlenexposition der Bevölkerung durch die Ableitung radioaktiver Stoffe mit der Fortluft in der Umgebung des Standortes für das geplante Kernkraftwerk Süd", IRS (Oktober 1976)
4. "Gutachten über die Belastbarkeit des Rheins mit radioaktiven Abfallstoffen aus dem Kernkraftwerk Süd am Standort Wyhl", BBV (Oktober 1976)
5. Sicherheitsbericht zum Kernkraftwerk Grohnde, Dgr. 1.273
6. Teilerrichtungsgenehmigung zum Kernkraftwerk Grohnde vom 8.6.1976
7. Sicherheitsbericht Kernkraftwerk Süd mit Druckwasserreaktor 3765 MW_{th}, Kernkraftwerk Süd Ettlingen
8. Schreiben der Kraftwerk Süd GmbH an das Institut für Reaktorsicherheit der TÜV vom 13. 9. 1976, Az.: KWS-HM/gö 111/3.1.6.1.7
9. Strahlenschutzverordnung, § 45
10. M.J. Endrulat, J. Winkelmann, ST-11/74, Bundesgesundheitsamt, Institut für Strahlenhygiene (Oktober 1975), Korrigierte Auflage/Oktober 1975
11. W. Seelmann-Eggebert, G. Pfennig, H. Münzel, "Nuklidkarte", Kernforschungszentrum Karlsruhe, 4. Auflage 1974
12. "Ausbreitungsrechnungen für das Kernkraftwerk Grohnde nach neuesten Untersuchungsergebnissen", Gesellschaft für Kernenergieverwertung in Schiffbau und Schifffahrt mbH, 30. September 1974
13. Antrag auf wasserrechtliche Nutzung für KKW Grohnde vom 15. 7. 1975
14. K.J. Vogt, "Umweltkontaminationen und Strahlenbelastung durch radioaktive Abluft aus kerntechnischen Anlagen", KFA Jülich, Jül-637-ST (1970)
15. Dr. F. Ludwig, Meß- und Prüfstelle für Strahlenschutz und Kerntechnik der Gewerbeaufsicht von Nord-Rhein-Westfalen, "Gutachten über mögliche Strahlenbelastungen der Bevölkerung durch den vorgesehenen Betrieb des SNR-Kraftwerkes bei Kalkar am Niederrhein"
16. C. Stievenart, E. van der Stricht, EUR - 4212 (1968)
17. Health Physics 20, 297 (1971) A. Aarkrog
18. "Die Radioökologie, angewendet auf den Schutz des Menschen und seiner Umwelt", EG-Symposium, Rom (1971), EUR - 4800, S. 1056
19. Health Physics, 28, 557 (1975) A. Aarkrog

20. I.F. Fletcher, W.L. Dotson, "Hermes - A Digital Computer Code For Estimating Regional Radiologic Effects From The Nuclear Power Industry". HEDL-TME-71-168 UC-80 (1971)
21. K.J. Vogt et al., Jül - 1144 - St (1974)
22. Health Physics 31, 425 (1976), W. V. Lipton, A. S. Goldin
23. Health Physics 23, 317 (1972), J. F. Cline, W. H. Rickard
24. Journal of Agricultural and Food Chemistry, 22, 836 (1974), R. Wildung
25. Health Physics, 19, 487 (1970),
26. R.C. Dahlmann, P. van Voris, in "Radiology and Energy Ressources", C.E. Cushing (Editor), 1975
27. Y.C. Ng et al., "Prediction of the Maximum Driage to Man, Fallout of Nuclear Devices, IV, Handbook of Estimating the Maximum Internal Dose from Radionuclides Released to the Biosphere", UCRL-50163 (1968)
28. Nature 180, 322 (1957), R. S. Russel, G. M. Milburn
29. Health Physics 21, 67 (1971), A. R. Garrett Jr et al.
30. Soil Science 87, 160 (1959), E. M. Romney et al.
31. Soil Science 83, 369 (1957), E. M. Romney et al.
32. U. Marckwardt, S. Lehr in "Die Radioökologie, angewendet auf den Schutz des Menschen und seiner Umwelt", EG-Symposium, Rom (1971), EUR-4800
33. W. Herbst, "Auswertung der radioökologischen Gutachten KKW Wyhl"
34. E.M. Romney et al., "Plant Uptake of Sr-90, Ru-106, Cs-137, and Ce-144 from three Different Types of Soils", UCL-294 (1954)
35. F.O. Hoffmann, "Environmental Variables involved with the Estimation of the Amount of J-131 in Milk and the subregnd Dose to the Thyroid", IRS-W-6, Juni 1973
36. IRS-W-13, April 1975
37. V.M. Klechkowskii et al., "Radioecology", John Wiley (1973)
38. B.N. Annekow et al., AEC-W-7523 (1971)
39. Health Physics 9, 597 (1963), R. J. Garner
40. a) Health Physics 17, 565 (1969), F. W. Lengemann
b) M. Kirchgäbner, "Tierernährung", DLG-Verlag, Frankfurt 1970
41. Health Physics 30, 61 (1976), J. K. Soldat
42. R.L. Blanchard, B. Kahn jn, "Die Radioökologie, angewendet auf den Schutz des Menschen und seiner Umwelt", EG-Symposium, Rom (1971), EUR-4800
43. H. Hermann et al., "Impacts of Nuclear Releases into the Environment", IAEA - SM - 198/14 (1975)

44. "Report of the Task Group on Reference Man", ICRP 23, Oktober 1974
45. H. Bonka, K. Brüssermann, "Die Jodfreisetzung aus Kernkraftwerken und Wiederaufarbeitungsanlagen sowie Abschätzung der zukünftigen Umgebungsbelastung", Jül-997-RG, August 1973
46. Nature 263, 557 (1976), M. C. Thorne et al.
47. Comper, Berechnung der Dosisfaktoren radiologisch wichtiger Nuklide, Kernforschungszentrum Karlsruhe, KFK 1615, Sept. 1972
48. USAEC, WASH-1258, Juli 1973
49. Berichte des Bundesministeriums des Innern, "Umweltradioaktivität und Strahlenbelastung"
50. Health Physics 22, 239 (1972)
51. Arch. Envir. Health 26, 64 (1973)
52. CHIUZ 3, 65 (1976)
53. Naturwissenschaften 61, 51 (1974)
54. Weish/Gruber, "Radioaktivität und Umwelt", (1975)
55. Várterész, "Strahlenbiologie", (1966)
56. Science 177, 996 (1972)
57. "Biolog. Envir. Effects of Low-Level Radiation", (1976), IAEA, 127
58. Nature 262, 60 (1976)
59. Biochem. Biophys. Acta 432, 145 (1976)
60. Biochem. Biophys. Acta 447, 375 (1976)
61. Proc. Nat. Acad. Sci. USA 71, 4836 (1974)
62. Naturwissenschaften 61, 51 (1974)
63. Adv. Canc. Res. 21, 391 (1975)
64. Kuschinsky/Lüllmann (1966), Lehrbuch der Pharmakologie
65. Science 188, 737 (1975)
66. J. Nat. Inst. 44, 21 (1970)
67. Bacq/Alexander (1961), Radiology Symposium
68. Loth, Symp. Health Phys. Soc. (1976)
69. New Engl. J. Med. 169, 284 (1963)
70. Am. J. Public Health 49, 497 (1959)
71. Nature 262, 60 (1976)
72. Int. J. Epidem. 4, 311 (1975)

73. Radiat. Res. 25, 25 (1965)
74. Am. Intern. Med. 56, 590 (1962)
75. Lancet 6, 1185 (1970)
76. BEIR-Report (1972), Nat. Acad. Sci.
77. Fund. Canc. Res. Symp. (1971)
78. Beck et al., "Leitfaden des Strahlenschutzes", (1959)
79. Acta Radiol. 7, 321 (1968)
80. Oberling, Krebs
81. Science 177, 996 (1972)
82. KFK 1615 (1972)
83. Pabst et al., "Einführung in die Nuklearmedizin", (1976)
84. Sauter, "Grundlagen des Strahlenschutzes", (1971)
85. Barth G. et al. "Klinische Radiologie", Stuttgart, New York, (1968)
86. Sugahara/Hug, "Biol. Ap. Rad. Protection", (1971)
87. Nature, 263, 555 (1976)
88. 9th. Hanford Biol. Symp., 17, 153 (1969)
89. Strahlentherapie 141,2, 232 (1971)
90. Health Physics 29, 874 (1975)
91. Pediatrics 41, 181 (1968)
92. Braun (1973), Strahlenempfindlichkeit - Symposia
93. Hug/Zuppinger (1972), Strahlenbiologie
94. Wilson, (1973), Environment and birth defects
95. Jacobsen (1968), Low dose X- irradiation and teratogenesis
96. Ärztliches Memorandum zur industriellen Nutzung der Atomenergie, Bad Pyrmont 1976
97. Brit. Med. J. 1, 1495 (1958)
98. Curr. Topics Rad. Res. VI, 223 (1965)
99. Lancet 2, 4 (1970)
101. J. Nat. Canc. Inst. 28, 1173 (1962)
100. Lancet 1, 1185 (1970)

102. Biometrics 27, 563 (1971)
103. New Engl. J. Med. 279, 906 (1968)
104. Adv. Canc. Res. 12, 225 (1969)
105. Nat. Canc. Inst. Mongr. 19 , 347 (1966)
106. Health Physics 24, 223 (1973)
107. Chem. Rundschau 36, 13 (1976)
108. Science 194, 1049 (1976)
109. Inst. Stat. Rev. 43, 253 (1976)
110. Science 195, 754 (1977)
111. Vanderploeg et al. , ORNL-5002, Nov, 1975, Bioaccumulation factors in freshwater biota
112. "Gutachten über die Strahlenexposition der Bevölkerung durch die Ableitung radioaktiver Stoffe mit der Fortluft in der Umgebung von Kernkraftwerken im Oberrheintal", IRS, 1977
113. Belcher, E.H. et al., Radioisotops in Medical Diagnosis, London 1971
114. Emrich, D., Nuklearmedizin, Stuttgart 1971
115. Health Physics, 22, 707, (1972)
116. Hermes - A digital Computer Code for estimating regional radiological effects from the nuclear power industry, HEDL-TME-71-168, UC-80, Reactortechnology, Dec. 1971
117. Calculation of Annual Doses to Man from Routine Releases of Reactor Effluents for the Purpose of Evaluating Compliance with 10 CFR 50, US NRC, Regulatory Guide 1.109, März 1976
118. Allgemeine Berechnungsgrundlagen für die Bestimmung der Strahlenexposition durch Emission radioaktiver Stoffe mit der Abluft, Strahlenschutzkommission, Alle bisherigen Entwürfe.
119. Barber, Nature, 204, (1964), 1326 f.
120. Souza, Kirchmann, Lehr, JAEA-Symposium, 151/4, S. 595-604
121. Wiechen, 17. ,Milchwissenschaft, 27 (2), 82_84, (1972)
122. Garret et al. , Health Physics, 21, (1971), S.67
123. Polikarpov, Radioecology, Moskau 1971, p.141 ff
124. Frederikson, Erikson, Geneva Conference Paper (1958), P/177, S.500ff
125. Evans et al. , Canadian Journal of Plant Science, 42, (1962), S.252ff

126. Romney et al. , Plant and Soil, XII, Nr.1, Jan 1960, S.41ff
127. Romney et al. , Soil Science, 87, (1959)
128. Vose, Nature, 183, (1959), S.1447f
129. Romney, Soil Science, 83 , (1957) , S. 369 - 376
130. Menzel, R.G., Health Physics, 13 , (1967)
131. Whicker, F.W., et al. IAEA - Symposium 180-45, 1974, S. 89 - 103
132. Hakanson, T.E., Health Physics, 29 ,(1975), S. 583 - 588
133. Lipton, Goldin, Health Physics, 31 , (1976), S. 425 - 430

