

I.1.2. Kritische Diskussion der strahlenschutzrechtlichen Bestimmungen mit besonderem Blick auf die Aufnahme und Wirkung radioaktiver Stoffe im Körper

Überarbeitete Fassung

21.7.99

Inhalt	Seite
Einleitung	1
A) Entstehung und Abgabe radioaktiver Stoffe	1
A.1 Spaltprodukte	1
A.2 Radioaktive Stoffe durch Neutronenaktivierung	5
A.3 Transurane	9
A.4 Radiologisch relevante Nuklide nach TÜV	10
A.5 Nuklidspektrum und Dosis nach TÜV für den KKK-Normalbetrieb	10
B) Ausbreitung radioaktiver Stoffe	11
B.1 Modellierung der Ausbreitung über den Luftpfad	11
B.2 Widersprüche zw. Emissions- und Immissionsmeßwerten bei KKK und GKSS	12
B 2.1 Cs 137 und Sr 90 in Luft, Regen- und Trinkwasser	12
B 2.2 Anwendung der AVV auf die Luft- und Regenwasserwerte	18
B 2.3 Cs 137 und Sr 90 in Boden und Bewuchs	22
B 2.4 Aktivierte Korrosionsprodukte	26
B 2.5 Tritium	26
B 2.6 Plutonium	27
B 2.7 Bewertung der Befunde über Emission und Immission	27
C) Aufnahme radioaktiver Stoffe in den Körper	29
C.1 Fragestellung	29
C.2 Dosisermittlung bei Inkorporation radioaktiver Stoffe	29
C.3 Kritik der physikalischen Modellierung	31
C.4 Stoffwechselmodellierung nach ICRP	33
C.5 Dosimetrie bei Tritiuminkorporation	33
C.6 Dosimetrie bei Inhalation von Edelgasen	36
C.7 Dosimetrie bei Inhalation radioaktiver Aerosole	36
C 7.1 Probleme des Lungenmodells der ICRP	36
C 7.2 Beispiel Plutonium	37
C.8 Dosimetrie bei Ingestion	39
C.8.1 Resorption und Retention in der Dosisberechnung	39
C.8.2 Beispiel Strontium 90	41
C.9 Die Gonadendosis als Maß für das Leukämierisiko von Kindern	41
C.10 Bedeutung der Altersklasse < 1 Jahr	42
C.11 Bewertung der Verlässlichkeit von Inkorporationsdosisbestimmungen	45
D) Wirkung radioaktiver Stoffe im Körper	47
Schriftenverzeichnis	49

Einleitung

Das Regelwerk zur Gewährleistung des Strahlenschutzes für die Bevölkerung in atomrechtlichen Verfahren ist erstens darauf ausgerichtet, die Einhaltung der Grenzwerte nach § 45 StrlSchV zu garantieren. Darüber hinaus wird das Minimierungsgebot nach § 28 StrlSchV beachtet, indem bei der Genehmigung der Anlage zusätzliche Beschränkungen von radioaktiven Emissionen mit der Begründung auferlegt werden, daß sie nach dem Stand der Technik einhaltbar sind. Der TÜV-Norddeutschland hat daher in seinem Sicherheitsgutachten für das Kernkraftwerk Krümmel (KKK) die in deutschen Siedewasserreaktoren erreichten Jahresabgaben berücksichtigt und daraus ein Emissionsschema für KKK unter Beschränkung der Jahresabgaben für Nuklidgruppen und Einzelnuklide abgeleitet (1), s. Anhang 1. Die unter Ausnutzung der so bestimmten jährlichen Maximalabgaben erzeugte Ganzkörperdosis über den Abluftpfad am maximalen Aufpunkt wurde vom Gutachter zu 0,04 mSv/a ermittelt, ein "Immissionsrichtwert", der also deutlich niedriger als der Dosisgrenzwert von 0,3 mSv/a liegt.

Die im Betrieb eines Kernreaktors entstehenden radioaktiven Spalt- und Aktivierungsprodukte sowie ihre radioaktiven Zerfallsprodukte umfassen Isotope von Elementen aus sämtlichen Gruppen des periodischen Systems, deren Strahlungsarten und -energien sich unterscheiden und deren Halbwertszeiten um Größenordnungen auseinanderliegen. Die Zusammensetzung eines in die Umgebung emittierten Isotopengemisches ist daher nicht nur von dem Freisetzungsmechanismus im Reaktor und Rückhalte- und Filterfaktoren abhängig, sondern auch vom Alter des Gemisches. Da man nicht jede Kombinationsmöglichkeit meßtechnisch lückenlos und gleichzeitig redundant überwachen kann, wendet man zur Kontrolle der Einhaltung der Grenzwerte bei einem Kernkraftwerk ein Meßschema an, daß nur teilweise Redundanz enthält. Emissionsseitig werden alle denkbaren Nuklide spezifisch erfaßt, sofern sie nicht zu kurzlebig sind und sofern sie den vorgeschriebenen Pfad über den Abluftkamin einhalten. Dies ist natürlich nur oberhalb der jeweiligen Nachweisgrenze möglich, die ihrerseits wiederum von der Nuklidzusammensetzung abhängt. Es wird davon ausgegangen und ist durch Rechenbeispiele modellhaft überprüft worden, daß es keine denkbare Nuklidkombination gibt, bei dem die Nichterfassung von Anteilen eine Grenzwertüberschreitung bedeuten könnte.

Immissionsseitig erfolgt die Kontrolle in verschiedenen Umweltmedien wie z.B. im Boden und Bewuchs nur diskontinuierlich und an wenigen Stellen. Edelgase, C 14, kurzlebige Isotope und reine Alphastrahler werden nuklidspezifisch überhaupt nicht überwacht. Einigermaßen flächendeckend in der Umgebung werden nur die Gammadosis durch die ausgelegten TLD-Dosimeter der Betreiber und die Gammadosisleistung durch das unabhängige Kernreaktorfernüberwachungssystem der Aufsichtsbehörde registriert.

Die Ermittlung der Dosis am maximalen Aufpunkt erfolgt ausschließlich aufgrund der gemessenen Emissionswerte. Sie wird mit Hilfe von Modellrechnungen vorgenommen, in die zahlreiche Parameter über die Zusammensetzung und Ausbreitung der radioaktiven Stoffe sowie ihre Aufnahme und den Metabolismus im Körper eingehen. Diese sind nicht für jeden Fall vollständig bekannt und individuell großen Schwankungen unterlegen. Es wird

aber davon ausgegangen, daß diese Parameter und die entsprechenden Modellierungen so gewählt wurden, daß das Ergebnis hinreichend konservativ bestimmt wird. Für diese Annahme gibt es keinen allgemeinen Beweis, sondern nur beispielhafte Überprüfungen.

Bei der Frage nach einer potentiellen Ursächlichkeit einer der beiden oder beider kerntechnischen Anlagen gemeinsam für die kindlichen Leukämien in der Elbmarsch geht es darum, ob Lücken in den grundsätzlichen Annahmen über die Einhaltung der Immissionsrichtwerte bestehen, oder ob es sich gegebenenfalls um unerkannte Störfälle handeln müßte. Dazu wird in diesem Gutachten fast ausschließlich der Abluftpfad betrachtet, da Leukämien flußseitig auch oberhalb und nördlich der Elbe beobachtet werden und in Entfernungen, für die eine nennenswerte Einwirkung über den Abwasserpfad nicht denkbar ist, s. Anhang 2 sowie (2).

Die Dosisbeiträge der verschiedenen Radionuklide für die Bevölkerung über den Abluftpfad werden in erster Linie anhand der folgenden Komponenten ermittelt:

Externe Bestrahlung

 Gammasubmersion

 Betasubmersion

 Bodenstrahlung

Inkorporation

 Inhalation

 Ingestion

Eine Direktmessung einer dieser Größen vor Ort erfolgt nicht, außer für die Gammasubmersion, wobei aber je nach Anbringung des Detektors ein Teil der Bodenstrahlung sowie unvermeidlich die natürliche Untergrundstrahlung mit erfaßt werden.

Um mögliche Lücken im Konzept und bei den Genehmigungsvoraussetzungen zu diskutieren, soll die Ursache-Wirkungskette in Abschnitten betrachtet werden:

A) Entstehung und Abgabe radioaktiver Stoffe

Die zu handhabenden radioaktiven Stoffe bei kerntechnischen Anlagen bestehen außer aus dem Kernbrennstoff selbst aus Spalt- und Aktivierungsprodukten und ihren radioaktiven Folgeprodukten sowie den Brutprodukten durch Neutroneneinfang im Kernbrennstoff (Transurane).

A.1 Spaltprodukte

Die in einem Kernreaktor aus dem Brennstoff Uran 235 und den während des Reaktorbetriebs gebildeten ebenfalls spaltbaren Transuranen entstehenden Spaltprodukte einschließlich ihrer Folgeprodukte sind physikalisch bekannt und berechenbar. Die Menge und Zusammensetzung der Spaltprodukt nuklide hängt von der Höhe des Neutronenflusses, der Zeitdauer des Betriebs sowie dem Alter des Gemisches nach Abschaltung ab. Das Inventar an Spaltprodukten in einem Reaktor von 1.360 MW_{el}, wie das KKK, beträgt nach 3

Jahren Betriebsdauer und 150 Tagen Abklingzeit ca. $6,5 \cdot 10^{18}$ Bq (3), es handelt sich bei ihm so gut wie ausschließlich um β - und γ -Strahler. Ein Teil der innerhalb der Brennelemente gebildeten Spaltprodukte kommt durch poröse Brennstabhüllen mit dem Reaktorwasser in Berührung. Die gasförmigen und leicht flüchtigen Anteile wie die radioaktiven Edelgase (Krypton- und Xenonisotope), Jodisotope und Tritium können in solchem Fall vollständig in das Kühlwasser übergehen, während die Feststoffe wie Sr 90 und Cs 137 großenteils in der Brennstoffmatrix festgehalten werden. Über die Zusammensetzung der Spaltprodukte im Kühlwasser gibt es Erfahrungswerte (1, 3). Die gasförmigen und leicht flüchtigen Nuklide gehen im Siedewasserreaktor in die Dampfphase über und bilden im Normalbetrieb den Hauptanteil der radioaktiven Emissionen über den Abluftpfad (Anhang 1). Demgegenüber werden die ausgetretenen Feststoffnuklide weitgehend im Reaktorwasser zurückgehalten. Von ihnen gelangt nur ein geringer Anteil in die Dampfphase und als Aerosole in die Abluft.

Auffälligkeiten in der Umgebung des KKK bieten die Spaltprodukte Sr 90 und Cs 137, deren Auftreten in verschiedenen Betriebsjahren in Umweltmedien im Widerspruch zu den angegebenen Immissionswerten über die Abluft des KKK stehen, s. Kap. B. Sr 90 hat die höchsten Dosisfaktoren für das rote Knochenmark unter den bei Reaktoren zu berücksichtigenden β -, γ -Strahlern, s. Tab. 4 in Kap. A.2, S.6. Im Standardgemisch für Ableitungen mit Luft der SSK für Leichtwasserreaktoren, das hinsichtlich der Bevölkerungsdosis konservativ sein soll, wird die Sr 90-Aktivität zu 1 % der Emissionen angesetzt (4).

Im Widerspruch zu den angegebenen Emissionen beim KKK stehen auch Befunde über weitere Spaltprodukte, die in Tab. 1 aufgeführt sind. Ru 106 wird im Standardgemisch für Ableitungen mit Luft der SSK (4) nicht genannt. Vom TÜV-Nord wird es für den Normalbetrieb des KKK nicht berücksichtigt (1) und tritt in den Störfallszenarien nur in den Fällen des Brennelementsenschadens und bei Kühlmittelverlust auf (5). Maximale Dosisfaktoren für das rote Knochenmark bestehen bei Inhalation, sie liegen mit $1,1 \cdot 10^{-7}$ (1 Jahr) und $1,4 \cdot 10^{-8}$ (Erw.) jedoch unter denen des Knochensuchers Sr 90 (6).

Tab. 1: Kurzlebige Spaltprodukte beim Kernkraftwerk Krümmel

Nuklid	$T_{1/2}$	Zeitpunkt	Konz. Bq/kg	Immissionsseitiges Medium
Nb 95	35 d	Juni 84	0,38	Gras Tespe, Elbufer gegenüber KKK
Ru 106	1 y	Okt. 84	0,01	Elbwasser Altengamme, 10 km westlich
		Mai 88	24	Schwebstoff Elbe bei Geesthacht
		Juni 88	1,9	Boden Dassendorf, 10 km nördlich
		Aug. 88	1,6	Boden Tespe, Elbufer gegenüber KKK
		1993	0,009	Trinkwasser Curslack (12 km westl.)
Te 123	120 d	Dez. 83	0,004	Elbwasser Lauenburg, 10 km östl.
Ce 141	33 d	Mai 85	2,3	Elbsediment bei Geesthacht
		Febr. 87	0,004	Elbwasser Einlaufbauwerk KKK
		Mai 91	0,16	Boden Schwinde, 6 km westlich
		Juli 91	0,2	Sediment Avendorf, 4 km südöstlich

		Jan. 95	0,2	4 Bodenproben im Umkreis 3 km
--	--	---------	-----	-------------------------------

A.2 Radioaktive Stoffe durch Neutronenaktivierung

Durch Neutroneneinfang in Atomkernen entstehen im Reaktor radioaktive Nuklide, die im allgemeinen β - und γ -Strahler sind. Ihre Art und Menge sind durch die Materialien im Reaktordruckbehälter und die Höhe und Dauer des Neutronenflusses bestimmt.

In der Umgebung des KKK sind verschiedene radioaktive Korrosionsprodukte gemessen worden, besonders im Jahr 1985, s. Tab. 2. Die Daten stammen überwiegend aus den KKK-Jahresberichten (7) und zum Teil aus Sondermessungen wie (8).

Tab. 2: Korrosionspunkte beim Kernkraftwerk Krümmel

Nuklid	$T_{1/2}$	Zeitpunkt	Konz. Bq/kg	Immissionsseitiges Medium
Cr 51	27,8 d	Mai 85	0,001	Elbwasser Einlaufbauwerk KKK
Mn 54	303 d	Febr. 85	0,001	Elbwasser Einlaufbauwerk KKK
		Juli 85	0,001	"
		Aug. 85	0,001	"
		Dez. 85	0,001	"
		Sept. 85	0,46	Gras Tesperhude, 1,5 km östlich
		4. Quart. 85	0,01	Regenwasser Grünhof, 2 km nordöstlich
		Mai 91	0,13	Boden Schwinde, 6 km westlich
Co 60	5,26 y	3. Quartal 84	0,046*	Aerosol Grünhof
		Febr. 85	0,0009	Elbwasser Einlaufbauwerk KKK
		Juni 85	0,0006	"
		Juli 85	0,0018	"
		Aug. 85	0,0017	"
		Sept. 85	0,64	Gras Tesperhude
		3. Quartal 85	0,0071	Regenwasser Pumpspeicherwerk
		Nov. 85	0,0326	Elbwasser Altengamme, 10 km westlich
		4. Quartal 85	0,0109	Regenwasser Grünhof
		"	0,111	Brunnen Ost
		Juli 96	0,78/0,96	Prof, Regenwassersammler Grünhof
Zn 65	250 d	Juni 85	0,002	Elbwasser Einlaufbauwerk KKK
		Juli 85	0,002	"
		Aug. 85	0,11	Roggen
		Sept. 85	1,5	Gras Tesperhude, 1,5 km östlich
		Dez. 85	0,003	Elbwasser Einlaufbauwerk KKK
Ag 110m	255 d	April 94	0,001	Elbwasser Einlaufbauwerk KKK
Sb 125	2,7 y	Juli 96	3,3/4,9	Prof, Regenwassersammler Grünhof

*) mBq/m³

Diese Immissionen sind auf den KKK-Betrieb zurückzuführen, denn gleich nach Betriebsbeginn hat eine starke Bildung aktivierter Korrosionsprodukte eingesetzt, wie an den KKK-Abgaben in das Abwasser zu erkennen ist, s. Anhang 3 (9). Die vom Betreiber

angegebene Emission dieser Produkte über die Abluft in den Jahren 1983-85 zeigt Tab. 3 (10).

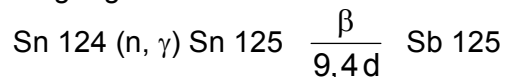
Tab. 3 Aktivierte Korrosionspunkte über KKK-Abluft (zum Vergleich Cs 137-Wert) aus (10)

Aerosol*)	HWZ	Aktivitätsabgabe		
		1983	1984	1985
Cr 51	27,8 d	<	5,62 E+6	1,74 E+7
Mn 54	303 d	<	2,19 E+6	6,68 E+6
Co 58	70,1 d	<	2,62 E+6	2,57 E+6
Fe 59	45,0 d	<	3,61 E+5	7,95 E+5
Co 60	5,26 y	<	1,76 E+6	1,32 E+7
Zn 65	250 d	<	7,23 E+6	1,12 E+7
Sb 124	60,3 d	<	6,65 E+4	3,72 E+5
(Cs 137)	30,0 y	1,3 E+5	2,21 E+4	-
Σ		1,3 E+5	1,99 E+7	5,22 E+7

*) Jahresgrenzwert Aerosole > 8d 1,48 E+10

Cr 51, Mn 54, Co 60 und Zn 65 werden als übliche Kontaminationen bei Leichtwasserreaktoren genannt (3) und treten - außer Zn 65 - auch im TÜV-Szenario für den Normalbetrieb auf (1). Ungewöhnlich ist ihre Menge im Vergleich zu den Spaltprodukten Cs 137 und Sr 90. Nach dem vom TÜV angenommenen Normalbetrieb müßte Co 60 in der gleichen Größenordnung wie Cs 137 vorliegen (Anhang 1), liegt aber hier um 2 Größenordnungen darüber (Tab. 3). Da die Summe der Aerosole in Tab. 3 unterhalb des für KKK angesetzten Grenzwerts von $1,48 \cdot 10^{10}$ Bq/a bleibt und die Dosisfaktoren der Korrosionsnuklide nicht höher sind als bei den üblichen β -, γ -Aerosolen (s. Tab. 4), ergibt das Auftreten der Korrosionsprodukte hinsichtlich der Emissionsangaben keinen Hinweis auf eine mögliche Überschreitung des Dosisgrenzwerts für die Bevölkerung.

Dieses trifft auch auf die 1994 und 1996 in der KKK-Umgebung erschienenen Produkte Ag 110m und Sb 125 zu (Tab. 2), die in den üblichen Szenarien nicht auftreten (1, 3). Sb 125 entsteht aus Zinnbeimengungen:



Es wurde 1996 in dem Pfropf gemessen, der die Regenwasserkontamination bei Grünhof erklären soll (11).

Sb 125 war als Tschernobylkontamination ab 1988 in der Luft in Braunschweig und München-Neuherberg mit einer Nachweisgrenze von $< 1 \mu\text{Bq/m}^3$ nicht mehr nachweisbar (12). Für Boden und Bewuchs wird es in den BMU-Jahresberichten (12) bereits 1986 nicht quantitativ angegeben, da es als radiologisch nicht relevant angesehen wird. Im KKK-Jahresbericht 1986 liegt seine Konzentration in Boden und Bewuchs meistens unter der Nachweisgrenze (7). Der höchste Bodenwert wurde mit $1,39 \pm 0,38$ Bq/kg bei dem Meßort Grünhof gemessen, der höchste Bewuchswert mit $6,7 \pm 0,7$ Bq/kg bei Wittorf. Da bis zum

Meßzeitpunkt Juli 1996 seit Tschernobyl 3,7 Halbwertszeiten vergangen sind, könnte ein eingetragener Boden- oder Bewuchspropp höchstens noch 0,5 Bq/kg enthalten. Hinzu käme der Verlust durch Ausspülung mit dem Regenwasser.

Der Sb 125-Eintrag nach Tab. 2 ist somit nicht dadurch zu erklären, daß Tschernobyl-belastetes Laub oder sonstiges Material in den Regensammler geriet.

Tab. 4 Dosisfaktoren für das rote Knochenmark von aktivierten Korrosionsprodukten (zum Vergleich Sr 90, Cs 137) in Sv/Bq

	Kleinkind		Erwachsener	
	Inhal.	Ingestion	Inhal.	Ingestion
Na 22	3,2 E-09	6,1 E-09	4,1 E-09	6,4 E-09
Cr 51	5,5 E-10	1,5 E-10	2,7 E-11	1,2 E-11
Mn 54	1,7 E-08	4,2 E-09	1,7 E-09	4,9 E-10
Co 57	3,1 E-09	4,8 E-09	5,9 E-10	2,7 E-10
Co 60	9,2 E-08	1,1 E-07	1,7 E-08	5,5 E-09
Zn 65	5,0 E-08	8,4 E-08	3,6 E-09	4,5 E-09
Nb 95	4,4 E-09	1,1 E-09	6,7 E-10	2,0 E-10
Ag 110m	4,3 E-08	6,7 E-09	4,9 E-09	6,7 E-09
Te 123	6,4 E-08	2,5 E-08	1,8 E-09	7,0 E-10
Sb 125	8,3 E-09	2,2 E-09	6,5 E-10	2,3 E-10
(Sr 90)	5,9 E-07	4,7 E-07	3,0 E-07	1,7 E-07
(Cs 137)	5,9 E-09	9,5 E-09	8,3 E-09	1,3 E-08

Die Aufsichtsbehörde führt jedoch den Sb 125-Befund auf Tschernobyl zurück (11). Sie bezieht sich auf eine Messung der LUFA in Kiel, die im Jahr 1986 eine Sb 125-Konzentration von 143 Bq/kg in Dachrinnenkompost ergeben habe (somit 1996 noch 11 Bq/kg entspräche). Eine solche Situation ist jedoch nicht mit dem Regensammler vergleichbar. Ein Dach hat eine wesentlich größere Auffangfläche und damit zu filternde Radioaktivität als der Regenwassersammler mit 0,5 m². Außerdem gehört nach einer Karte der SSK (13), die den Eintrag von Cs 137 in Bq/m² als Parameter benutzt, die Gegend um Krümmel zu den am geringfügigsten durch Tschernobyl belasteten (0-1.000 Bq/m²). Gegenüber der Gegend um Kiel (2.001-4.000 Bq/ m²) betrug der Unterschied mindestens 1:2.

Die 1996 vorgefundene Höhe der Sb 125-Konzentration im Ppropf - die genauere Messung durch den Betreiber lieferte 4,9±0,8 Bq/kg (11) - müßte demnach durch Filterung des direkten Tschernobyl-Fallouts und Tschernobyl-kontaminierten Regenwassers erfolgt sein. Bereits vor dem Tschernobyl-Unfall müßte ein Ppropf im Sammler gesteckt haben, der einen erheblichen Teil des Sb 125 abfilterte, während das Cs 137 von Tschernobyl im wesentlichen durchgelassen wurde. Lt. KKK-Jahresbericht 1985 (7) war erst mit Beginn des

3. Quartals 1985 ein neuer Regenwassersammler eingesetzt worden, d.h. der Sammler wurde im Mai 1986 erst 9 Monate lang betrieben. 1996 betrug die trockene Masse des Propfes nach Angabe des Biologiezentrums der Universität Kiel 216 g, gemessen wurden vom Betreiber 119,7 g. Danach hat die vorgefundene Sb 125-Aktivität 0,59 Bq betragen. Im 2. Quartal 1986 - vor 3,7 Halbwertszeiten - hätte diese Aktivität 7,7 Bq entsprochen.

Im 2. Quartal 1986 sind im Regensammler Grünhof 508 Bq Cs 137 gemessen worden, mehr als in den beiden anderen Sammlern Pumpspeicherwerk (209 Bq) und Tespe (429 Bq), s. KKK-Jahresbericht 1986. Man kann daher davon ausgehen, daß kein nennenswerter Anteil des Cs 137 in Grünhof abgefiltert wurde, wenn dieses aus Tschernobyl stammt. Sb 125 war im Regenwasser an den 3 Stationen nicht nachweisbar, wohl aber in den Aerosolen beim Pumpspeicherwerk und in Tespe mit 5 % im Vergleich zur Cs 137-Aktivität. Demnach hätte man in Grünhof mit 5 % entsprechend der Cs 137-Aktivität ca. 25 Bq Sb 125 aufgefangen. Um im Jahr 1996 noch 0,59 Bq übrig zu behalten, hätte daher im 2. Quartal 1986 mindestens 31 % der eingebrachten Sb 125-Aktivität im damals schon vorhandenen Pfropfmateriale absorbiert werden müssen, bzw. noch mehr, da eine 10 Jahre lange Auswaschung erfolgte. Das ist aber nicht möglich, da der Pfropf nach (11) vornehmlich aus Eichenblättern und -stielen bestand und weiterem gröberem organischen Material, das nach 9 Monaten noch nicht genügend verrottet und kompostiert gewesen sein kann, um eine so wirksame Filtration zu erzeugen.

Da zudem dem Betreiber die Cs 137-Konzentration im Regenwasser von Grünhof in den Jahren nach 1986 selbst auffällig erschien und sie weitere Untersuchungen zur Klärung der Herkunft anstellen wollten (7), ist nicht glaubhaft, daß der Regensammler Grünhof niemals genauer untersucht und der Trichter gereinigt wurde. (Im KKK-Jahresbericht 1993 heißt es auf S. 176: "Der Cäsium-137 Eintrag in das Regenwasser kann nicht mit letzter Bestimmtheit geklärt werden. Vermutlich resultiert der Radioaktivitätseintrag in den Niederschlag aus Wash-out von Aerosolen der atmosphärischen Luft. Kontaminationen der Meßketten und der Laborgeräte mit dem Radionuklid Cäsium-137 können ausgeschlossen werden. Die Cs-137 Inventare im Medium Regen werden Gegenstand einer weiteren analytischen Betrachtung sein (Sondermeßprogramm).")

Die Gutachterin hat keine Kenntnis darüber, ob Sb 125 im Jahr 1996 in der Abluft des KKK registriert wurde, der Punkt 2.7 „Emissionen KKK über Kamin“ des Inhaltsverzeichnis von (11) ist im Text nicht ausgeführt.

Für Sb 125 liegen die maximalen Dosisfaktoren für das r. Knochenmark bei Inhalation vor (s. Tab. 4) und sind im Vergleich zu dem Knochensucher Sr 90 wiederum gering.

Die genannten immissionsseitig aufgetretenen Korrosionsprodukte stehen in ihrer Höhe jedoch im Widerspruch zu den Angaben des Betreibers über die KKK-Emissionen, s. Kap. B.

A.3 Transurane

Aus den Uranisotopen des Kernbrennstoffs entstehen durch Neutronenbeschuß und Folgeprozesse Transurane (Pu, Am, Cm, Np). Im Normalbetrieb spielen nach TÜV (1) nur die Plutoniumisotope Pu 239 und Pu 240 eine Rolle (Anhang 1), in den Störfallszenarien für das KKK (5) werden auch die Isotope Pu 238 und Pu 241 relevant sowie Am 241 (458 y) als Folgeprodukt von Pu 241 und die Nuklide Cm 242 (163 d) und Cm 244 (17,6 y).

Tab. 5 Plutoniumisotope im Kernreaktor

	Pu 238	Pu 239	Pu 240	Pu 241
Halbwertszeit	86,4 y	24.400 y	6.580 y	13,2 y
Zerfallsart	α 5,5; 5,46 MeV	α 5,16; 5,11 MeV	α 5,17; 5,12 MeV	β , E_{\max} 21 keV
Entstehung	U 238(n,2n) U 237→ Np 237(n, γ) Np238→Pu 238	U 238(n, γ) U 239→ Np 239→Pu 239	multiple n-capt mit U 238, Pu 239	multiple n-capt mit U 238, Pu 239 etc.
<u>Dosisfaktor SV/Bq</u> <u>r. Knochenmark*</u>)				
Erw.				
Inhalation	1,5E-04	1,7E-04	1,7E-04	3,3E-06
Ingestion	1,3E-06	1,4E-06	1,4E-06	2,8E-08
Kleinkind 1 Jahr				
Inhalation	4,8E-04	5,0E-04	5,0E-04	6,7E-06
Ingestion	4,0E-06	4,2E-06	4,2E-06	5,6E-08

*) für höchste Löslichkeitskategorie aus (6)

Am 241 und die beiden genannten Cm-Isotope haben als α -Strahler ähnlich hohe Dosisfaktoren für das rote Knochenmark wie die in Tab. 5 aufgeführten α -strahlenden Pu-Isotope.

Menge und Zusammensetzung der gebildeten Transurane sind vom Abbrand abhängig, der in MWd pro t Uranbrennstoff gemessen wird, und dem Anreicherungsgrad von U 235 im Uran. Die Aktivität der Transurane in einem Siedewasserreaktor des KKK-Typs beträgt nach 3 Jahren Betriebsdauer ca. $2,5 \cdot 10^{15}$ Bq (3).

Man geht allgemein davon aus, daß der Reaktorbetrieb nur sehr geringfügige Umweltkontaminationen durch Transurane erzeugt. Im Standardgemisch der SSK für Siedewasserreaktoren kommen sie nicht vor und ihr Dosisbeitrag soll durch den angenommenen Sr 90-Anteil in den Emissionen in konservativer Weise abgedeckt sein (4). Im Szenario des TÜV für den Normalbetrieb des KKK machen die über die Abluft emittierten Transurane nur einen Anteil von $6 \cdot 10^{-6}$ der Aerosolaktivität (> 8 d) aus (Anhang 1), werden jedoch wegen der relativ hohen Dosisfaktoren bei der Bestimmung der Bevölkerungsdosis berücksichtigt, s. A.4.

A.4 Radiologisch relevante Nuklide nach TÜV

Radiologisch relevante Nuklide beim KKK-Betrieb sind nach TÜV außer Edelgasen und J 131 die Nuklide Co 60, Sr 90 und Cs 137 sowie die α -Strahler Pu 239 und Pu 240 (1), da sie (wie aus (1) nicht explizit zu entnehmen ist) nach den Dosisabschätzungen für den Normalbetrieb offensichtlich die größten Dosisbeiträge liefern. Für Sr 90 und Cs 137 als Einzelnuclide sowie für die α -Strahler wurden daher Jahresrichtwerte für die Emission empfohlen, die deutlich unter dem Grenzwert für die Gruppe der Aerosole mit Halbwertszeiten > 8 d liegen. Für Sr 90 beträgt der Jahresrichtwert $3,7 \cdot 10^9$ Bq/a und für α -Strahler $5,55 \cdot 10^6$ Bq/a. Ferner wird für Tritium ein Richtwert von $7,4 \cdot 10^{12}$ Bq/a angegeben. Bei erwarteten Überschreitungen sind Aufsichtsbehörde und Gutachter zu informieren und Maßnahmen zur Verhinderung der Überschreitung einzuleiten (Gutachtensbedingung GB 3-4).

A.5 Nuklidspektrum und Dosis nach TÜV für den KKK-Normalbetrieb

Der TÜV-Nord hat in seinem Betriebsgutachten für das KKK (1) eine potentielle Ganzkörperdosis am maximalen Aufpunkt für den Normalbetrieb über den Luftpfad von $4,1 \cdot 10^{-5}$ Sv (Kleinkind oder Erwachsener) ermittelt. Grundlage war eine errechnete und aus Erfahrungswerten bei Siedewasserreaktoren gewonnene Nuklidzusammensetzung im Reaktorwasser (Tab. 3-1 in (1)). Der Hauptanteil der gasförmigen Aktivität stammt aus dem Kondensator und wird über die Abgasanlage (Absorberstrecke mit 40 d-Verzögerung für Xenon- und 2,4 d für Krypton-Isotope) dem Fortluftkamin zugeführt. Des weiteren wurden Annahmen über Leckagen aus den aktivitätsführenden Systemen in die einzelnen Raumbereiche der Reaktoranlage gemacht. Die dabei freigesetzten Aktivitäten werden nicht über die Abgasanlage geführt, sondern durch andere Entlüftungs- und Absaugstränge dem Fortluftkamin zugeleitet. Die so ermittelten Nuklidemissionen sind im Anhang 1 angegeben.

Bei Berücksichtigung der Vorbelastung des Standorts durch die GKSS erhöht sich die Dosis am maximalen Aufpunkt nach TÜV nur geringfügig. Die erhaltene Aufteilung der Dosis Komponenten für die Exposition durch die KKK-Ableitungen ist in Tab. 6 angegeben. Ein Dosiswert für das Knochenmark wurde nicht abgeleitet.

Tab. 6 Potentielle Strahlenexposition durch Ableitungen radioaktiver Stoffe des KKK nach TÜV-Nord (1), Auszug

	Dosis (Jahreswert) in mSv		
	über Luft	Wasser	Summe
Kleinkind			
Schilddrüse	0,30	0,024	0,32
Knochen	0,047	0,068	0,115
Ganzkörper	0,041	0,043	0,084
Erwachsener			
Schilddrüse	0,08	0,043	0,12
Knochen	0,051	0,068	0,119

Ganzkörper	0,041	0,043	0,084
------------	-------	-------	-------

Der Beitrag durch Inhalation der Radionuklide zur Knochendosis und damit auch zur Knochenmarksdosis ist gegenüber der Ingestion nur gering. Dies läßt sich aus (14) schließen, auch wenn dort das angenommene Verhältnis der Emissionen von J 131: Edelgasen: Aerosolen mit 1 : 67 000 : 1,67 abweicht von den TÜV-Annahmen (1 : 123 000 : 0,85), s. Anhang 4.

B) Ausbreitung radioaktiver Stoffe

B.1 Modellierung der Ausbreitung radioaktiver Nuklide über den Luftpfad

Die Ausbreitung luftgetragener radioaktiver Stoffe lässt sich unter Voraussetzung einer kontinuierlichen Emission E_0 im Nahbereich eines Emittenden durch eine Gaußsche Verteilung beschreiben. Die Konzentration C der Stoffe an der Stelle $P(x,y,z)$ der Atmosphäre ist:

$$C(x,y,z) = \frac{E_0}{2 \cdot \pi \cdot u \cdot \sigma_y \cdot \sigma_z} [\exp[-y^2 / 2 \cdot \sigma_y^2]] \times [\exp[-(z-H)^2 / 2 \cdot \sigma_z^2] + \exp[-(z+H)^2 / 2 \cdot \sigma_z^2]]$$

Das Gauß-Modell beruht auf der Annahme einer konstanten mittleren Windgeschwindigkeit u und konstanter Diffusion, in deren Folge sich die Abluffahne vom Emissionspunkt an der Stelle $x=y=0$ und der Emissionshöhe H in x -Richtung hin ausbreitet. Die Konzentrationsverteilung der Aktivität quer zur Ausbreitungsrichtung entspricht einer Normalverteilung. Durch Einführung einer virtuellen Spiegelquelle an der Stelle $z=-H$ wird die Reflexion der Abluffahne am als eben angenommenen Erdboden durch den Term $\exp[-(z+H)^2/2 \cdot \sigma_z^2]$ berücksichtigt.

Die sog. Ausbreitungsparameter σ_y und σ_z , welche die Verteilung der Aktivität infolge turbulenter Diffusion quer zur Ausbreitungsrichtung beschreiben, lassen sich als Potenzfunktion der Quelldistanz darstellen:

$$\sigma_y = p_y \cdot X^{q_y}$$

$$\sigma_z = p_z \cdot X^{q_z}$$

Durch Ausbreitungsversuche werden die Parameter σ bestimmt und in Form der Koeffizienten p und q für verschiedene Emissionshöhen und Diffusionskategorien veröffentlicht (4). Da die Windgeschwindigkeit im allgemeinen mit der Höhe zunimmt, ist über die für die Ausbreitung repräsentative Schicht zu mitteln:

$$u_j = \frac{1}{2H} \int_0^{2H} u_{j1} \cdot (z/z_1)^{m_j} dz$$

u_{j1} ist die in der Höhe z_1 bei einer vorliegenden Diffusionskategorie j gemessene Windgeschwindigkeit, m_j der Exponent des vertikalen Windgeschwindigkeitsprofils, der ebenso wie die Koeffizienten p und q durch Ausbreitungsversuche ermittelt wird.

Je nach meteorologischen Bedingungen werden die Wetterlagen in 6 verschiedene Diffusionsklassen (A - F bzw. $j = 1, \dots, 6$) eingeteilt und bezeichnen von A bis F eine zunehmende Stabilität. Z.B. entspricht jeweils der Klasse

- | | |
|---|---|
| A | sehr sonniges Sommerwetter, fast windstill ($u = 3$ m/s) |
| D | bewölkt bei Tag oder Nacht ($u = 4$ m/s) |
| E | teilweise bewölkt bei Nacht ($u = 3$ m/s) |

Von allen Wetterklassen tritt die eine "normale" Durchmischung der Atmosphäre charakterisierende Klasse D mit ca. 50 % in der BRD am häufigsten in Erscheinung (15). Die Wetterklassen A und F repräsentieren in der Stabilitätsskala die jeweiligen konträren Extrema: Klasse A (2-5 % Gesamthäufigkeit) beschreibt eine starke, Klasse E (10-20 % Häufigkeit) eine geringe Durchmischung der Atmosphäre. Diese Auswahl der Klassen deckt somit annähernd die gesamte Skala der möglichen Diffusionsbedingungen ab. Zwischen den einzelnen Klassen bestehen zudem teilweise gute Übereinstimmungen in den Ausbreitungskoeffizienten (der Klasse A entspricht weitgehend die Klasse B).

Windgeschwindigkeitsänderungen infolge wechselnder meteorologischer Bedingungen können daher zu weitaus größeren Schwankungen der Konzentrationen führen, als allein durch die veränderte atmosphärische Diffusion. Die oben aufgeführten Windgeschwindigkeiten sind keinesfalls als absolute Größen zu betrachten, sondern repräsentieren die aus einem relativ großen Bereich in Abhängigkeit der jeweiligen Klasse am häufigsten gemessenen Werte.

Nicht berücksichtigt werden Inversionswetterlagen, die sich durch positive Temperaturgradienten auszeichnen. Solche atmosphärischen Bedingungen können insbesondere dann einen Einfluß auf die Ausbreitung der Aktivitäten ausüben, wenn Inversionsschichten kurz oberhalb der Emissionsquelle auftreten und die Abluftfahne, ähnlich wie am Erdboden, an dieser Schicht reflektiert und somit die Ausbreitung in größere Höhen unterbunden wird.

B.2 Widersprüche zwischen Emissions- und Immissionsmeßwerten bei KKK und GKSS

In der Umgebung des KKK sind vom Betreiber, dem unabhängigen Institut, seitens der Aufsichtsbehörde und anderen staatlichen Institutionen in verschiedenen Medien erhöhte Konzentrationen an Reaktornukliden gemessen worden (16-19). Aus diesen Umgebungskontaminationen lassen sich Emissionsquellstärken ableiten, die mit den Angaben der Betreiber über die KKK-Emissionen nicht vereinbar sind. Dieses wurde bereits in einem früheren Gutachten quantitativ begründet (19).

B.2.1 Reaktornuklide in Luft, Regen- und Trinkwasser

Die Überwachungsmessungen zur Luftradioaktivität in der Umgebung von KKK und GKSS ergaben seit 1984 immer wieder Meßwerte oberhalb der Nachweisgrenze, die im Vergleich zu kernkraftfernen Standorten erhöht waren. Dabei werden bodennahe Aerosole 14tägig in Filtern gesammelt und der langlebige Anteil gammaspektrometrisch ausgewertet (7,20). Für das Spaltprodukt Cs 137 sind die Ergebnisse in Tab.7 und Abb.1 dargestellt. Die mit *) bezeichneten Meßwerte in Tab.7 entstammen Messungen des trockenen Fallouts, die vom KKK ab 1991 durchgeführt werden. Dabei wird die Aerosoldeposition auf einer Fettschicht gemessen und man erhält die Flächenbelegung in Bq/m^2 . Daraus wurden mit der Formel aus (4) über trockene Ablagerung Luftkonzentrationen errechnet.

Tab. 7 Cs 137-Aerosolkonzentrationen in der bodennahen Luft in $\mu\text{Bq}/\text{cbm}$ an verschiedenen Meßstellen in der Umgebung des KKK im Vergleich zu anderen Orten in Deutschland nach (12). Enthalten sind alle Ergebnisse oberhalb der Nachweisgrenze (7, 20). Das Tschernobyljahr 1986 wird nicht aufgeführt. Die unter * aufgeführten KKK-Werte entstammen Messungen des trockenen Fallouts anhand von Ablagerungen (7), die in Luftkonzentrationen umgerechnet wurden.

	Quartal, Ort	KKK- Umgebung	Braunschweig (PTB)	Berlin (PTB)	Freiburg	
1983	IV., Pumpsp.	8 ± 1				
1985	III., GKSS	31 ± 6	0,59	0,72		
1987	I., GKSS	55 ± 1	32,0	112		
	II., GKSS	14 ± 3	17,6	17,1		
	III., GKSS (1)	78 ± 1	57,1	33,0		
	III., GKSS (2)	110 ± 28	57,1	33,0		
	IV., GKSS (1)	22 ± 3	15,3	26,5		
	IV., GKSS (2)	121 ± 3	15,3	26,5		
	1988	III., Tespe	20 ± 3	3,4	3,6	
		III., GKSS	29 ± 4	3,4	3,6	
IV., Pumpsp.		28 ± 4	2,8	6,0		
IV., Tespe		19 ± 3	2,8	6,0		
1989	I., GKSS	18 ± 3	2,0	3,7	2,7	
	I., Tespe	13 ± 2	2,0	3,7	2,7	
	III., Pumpsp.	22 ± 3	2,5	4,0	1,3	
	III., Tespe	14 ± 2	2,5	4,0	1,3	
	IV., GKSS	21 ± 3	1,9	2,8	1,2	
1990	I., Pumpsp.	13 ± 2	1,7	3,1	2,4	
	I., Tespe	$21 \pm 0,3$	1,7	3,1	2,4	
	I., GKSS	25 ± 4	1,7	3,1	2,4	
	II., Pumpsp.	15 ± 2	2,4	2,6	2,0	
	II., Grünhof	15 ± 2	2,4	2,6	2,0	
	III., GKSS	27 ± 4	1,9	1,9	0,9	
1991	III., GKSS	25 ± 5	1,2	1,4	0,7	
1991	II., Pumpsp.	19*	1,5	2,2	1,1	
	II., Grünhof	31*	1,5	2,2	1,1	
1992	II., KSA	16*	2,2	3,0	2,4	
	II., Pumpsp.	27*	2,2	3,0	2,4	
1995	I., Pumpsp.	26*			0,6	

Pumpsp. Pumpspeicherwerk bei KKK KSA Freischaltanlage
 GKSS (1) Messung Betreiber GKSS (2) Messung LUFA Kiel

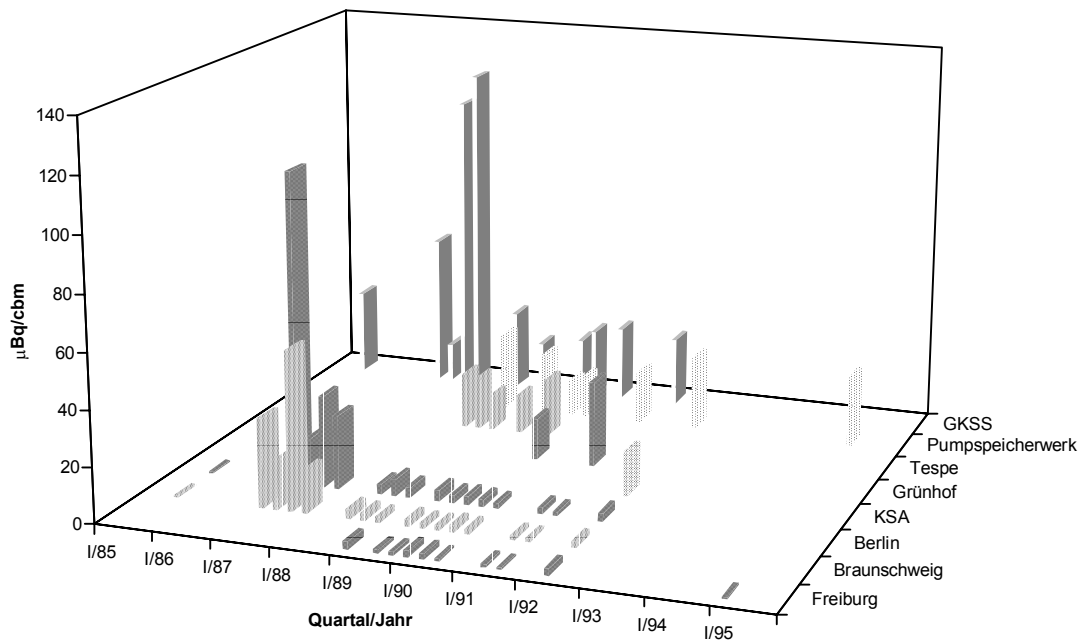


Abb.1 Cs 137-Aerosolkonzentrationen in der bodennahen Luft an verschiedenen Meßstationen in der Umgebung des Kernkraftwerks Krümmel im Vergleich zu anderen Standorten in Deutschland

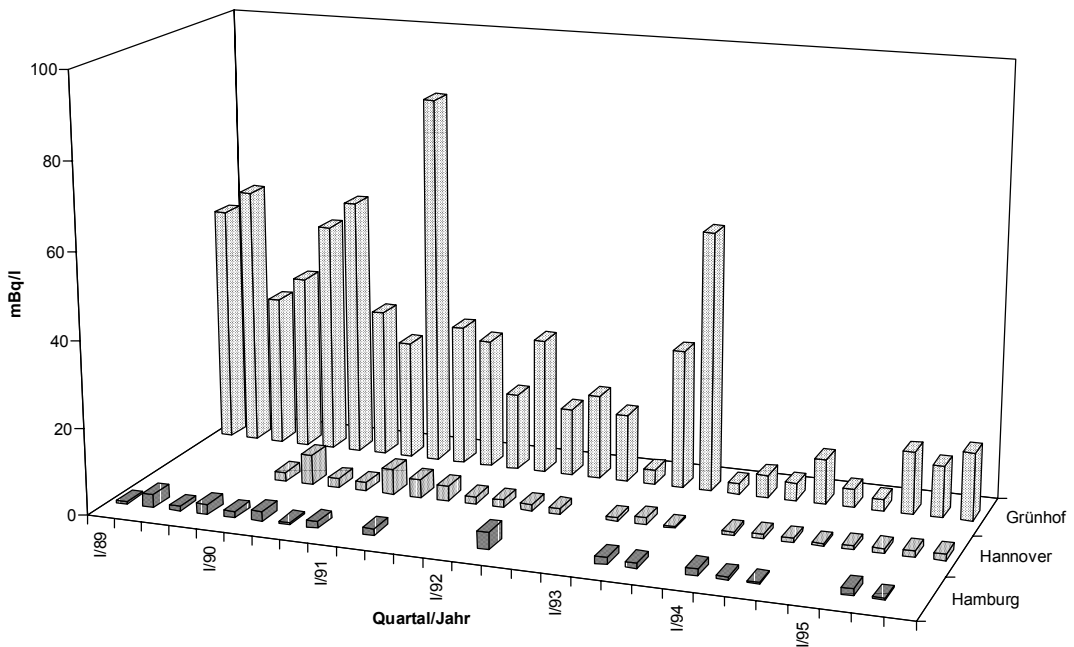


Abb.2 Cs 137 in Regenwasser bei der Meßstation Grünhof (2 km nordöstl. vom Kernkraftwerk in Hauptwindrichtung) im Vergleich zu anderen Standorten in Norddeutschland

Das Überwachungsprogramm für Luftaerosole umfaßt auch Sr 90-Bestimmungen, die im Falle KKK vom Betreiber durchgeführt werden, im Falle der GKSS-Überwachung vom unabhängigen Institut (LUFA Kiel). Im Jahr 1984 trat zweimal Sr 90 oberhalb der Nachweisgrenze auf, des weiteren einmal im Jahr 1988, s. Tab.9 in Kap.B.2.2, S.20.

Auffälligkeiten zeigen weiterhin die vom KKK seit 1984 durchgeführten Messungen von Regenwasser an 3 Stationen, das nur auf gammastrahlende Nuklide untersucht wird (7). Die Regenwasserkonzentrationen durch Cs 137 und auch durch das hier nicht dargestellte Cs 134 bei der Meßstelle Grünhof in Hauptwindrichtung vom KKK sind regelmäßig erhöht (Abb. 2 und Tab. 8). Sie sind von Betreiber und Aufsichtsbehörde als Folge eines Pfropfens aus organischem Material im Regenwassersammelbehälter erklärt worden (11). Diese Deutung trifft aus folgenden Gründen nicht zu:

1. Die Konzentrationswerte weisen 4 deutliche Maxima in den Jahren 1987, 1988, 1991 und 1993 auf, s. Abb.2 und Tab.8. Handelte es sich um eine Cs-Auslaugung aus dem Propf, so müßte diese Konzentration in etwa unabhängig von der Regenmenge sein. 3 der Maxima traten jedoch auf, als die Regenmenge besonders gering war. Sie zeigen also den typischen Sachverhalt eines Washout aus der Atmosphäre bei geringer Regenmenge an, wo die Konzentration besonders groß ist, weil dieser Washout schon mit der ersten Abregnung erfolgt und weiteres Regnen nur zu einer Verdünnung der Konzentration im Sammelbecken führen würden.
2. Das Verhältnis Cs 134/Cs 137 entspricht nicht dem Tschernobylverlauf, es zeigt typische Abweichungen besonders in den Jahren 1990 und 1992 auf, wie auch das Bundesamt für Strahlenschutz entgegen seiner anderslautenden Bewertung darstellt (11), s. Anhang 4. Der Verlauf zeigt vielmehr ein Verhalten, das wir als Folge von Kühlmittleckagen deuten, d.h. wie man es bei einem alternden Feststoffgemisch im Sicherheitsbehälter nach wiederholtem Spülen der SHB-Atmosphäre erwarten würde. Einerseits würde dabei das Verhältnis von Cs 134 : Cs 137 mit der Zeit abnehmen, andererseits aber bei neuen Leckagen wieder ansteigen.
3. Auch an den anderen beiden Meßstellen um das KKK, wo Regenwasser gesammelt wird, in Tespe (südliches Elbufer) und beim Pumpspeicherwerk (westlich vom KKK) wurden zu verschiedenen Zeiten erhöhte Cs 137-Konzentrationen gemessen, s. Abb. 3 und 4. Sie zeigen ebenfalls wiederholte Freisetzungen an, die keine Ähnlichkeit mit einem Auslaugvorgang aus einem organischen Propf haben.
4. Im 3. Quartal 1985 wurden neue Regenwassersammler eingesetzt, die im Jahresbericht als „optimiert“ bezeichnet wurden. Deshalb ist das Argument, für Tschernobyl spreche die Tatsache, daß erst ab diesem Zeitpunkt Cs 137 im Regenwasser bei Grünhof nachgewiesen wurde, unbrauchbar.

Tab. 8: Cs-Isotope im Regenwasser und Washout am Meßort N II (Grünhof)
KKK Jahresberichte Meßpunkt 3.4 bzw. 2.a, Betreiber (ab 1994); Nachweisgrenze 5 mBq/l

Jahr/Quart.	Regen- menge l/0,5 m ²	mBq/l Cs 137	Bq/m ²	mBq/l Cs 134	Bq/m ²	Cs 134/ Cs 137	Washout Cs 134 + Cs 137 Bq/m ²	Bemerkungen
1986 1.								
2.	49	10360±258		5370±214		0,518		
3.	50	417±18	41,7	190±13	19,0	0,456	60,7	BRD 35 mBq/l (GSF)
4.	68	410±14	55,8	156±12	21,2	0,380	77,0	BRD 14 mBq/l (GSF)
1987 1.	20	537±18	21,5	201±12	8,0	0,374		
2.	40	301±11	24,1	82,5±8	6,6	0,274		
3.	70	185±8	25,9	63,0±6	8,8	0,341		
4.	45	134±7	12,1	48,2±5	4,3	0,350		Washout nach KKK-Jahresber.
ges.	175		83,6		27,7		111,3	41 Bq/m ²
1988 1.	50	76,0±7,0	7,6	20,1±3,4	2,0	0,264		
2.	31	155±8,4	9,6	38,8±5,5	2,4	0,250		Cs 137-
3.	56	107±7,6	12,0	30,1±4,0	3,4	0,281		Washout nach KKK-Jahresber.
4.	33	78,9±4,7	5,2	16,5±2,8	1,1	0,209		
ges.	170		34,4		8,9		43,3	16,3 Bq/m ²
1989 1.	20	54,9±3,6	2,2	9,7±1,8	0,4	0,177		
2.	33	60,1±4,9	4,0	12,8±2,1	0,8	0,213		Cs 137-
3.	60	34,8±4,4	4,2	13,4±2,1	1,6	0,385		Washout nach KKK S. 24
4.	25	40,4±6,1	2,0	< 3,5		< 0,087		
ges.	138		12,4		2,8		15,2	12 Bq/m ²
1990 1.	36	53,4±6,2	3,8	< 3,2		< 0,060		
2.	58	59,7±6,2	6,9	< 3,6		< 0,060		Cs 137-
3.	53	34,2±4,2	3,6	< 2,9		< 0,085		Washout nach KKK S. 21
4.	40	27,3±4,0	2,2	< 2,8		< 0,103		
ges.	187		16,5				16,5	18 Bq/ m ²
1991 1.	13	85,4±4,7	2,2	13,1±4,1	0,34	0,153		
2.	48	32,5±4,8	3,1	< 2,7		< 0,083		Cs 137-
3.	63	29,9±4,8	3,7	< 3,5		< 0,117		Washout nach KKK S. 21
4.	40	17,7±4,7	1,4	< 3,6		< 0,203		
ges.	164		10,4		0,3		10,7	10,6 Bq/ m ²
1992 1.	42	31,3±5	2,6	< 3,8		< 0,121		
2.	35	15,7±4,6	1,1	< 3,4		< 0,216		Cs 137-
3.	35	19,5±4,8	1,4	< 3,6		< 0,103		Washout nach KKK S. 170
4.	60	15,7±5,0	1,9	< 3,4		< 0,217		
ges.	172		7,0				7,0	7,6 Bq/ m ²
1993 1.	48	< 3,4		< 3,6				
2.	57	32,1±6	3,7	< 3,6		< 0,112		
3.	95	60,1±4	11,4	< 2,6		< 0,043		KKK abgeschaltet 13.8.
4.	67	< 2,5		< 2,3				
ges.			15,1				15,1	
1994 1.	74	5,2	0,8	< 2,8				
2.	58	4,1	0,5	< 2,6				
3.	53	10,4	1,1	< 3,5				KKK 1.-3.Quartal abgeschaltet
4.	49	4,2	0,4	< 4,1			2,8	
1995 1.	68	2,7	0,36	< 2,2				
2.	44	14,1	1,24	< 0,08				Washout-Werte nach KKK
3.	60	11,9	1,44	< 0,11				
4.	15	15,7	0,47	< 0,10			3,5	

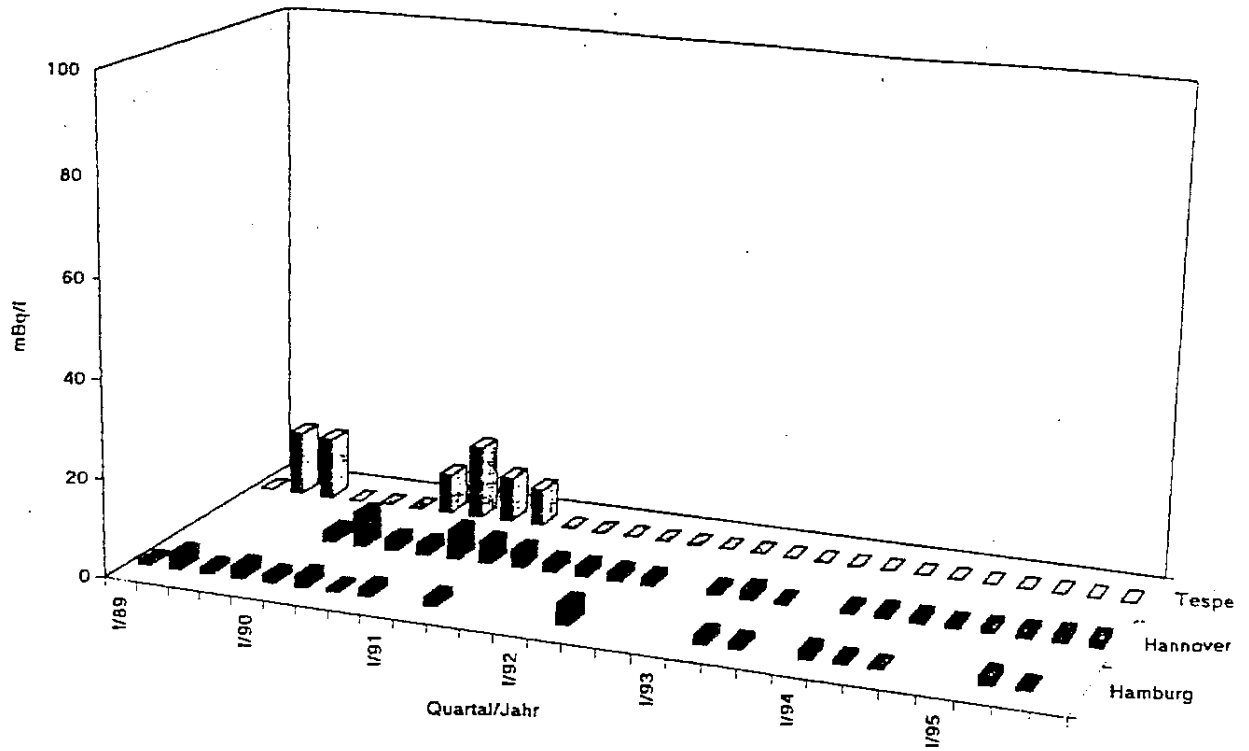


Abb. 3 Cs 137 in Regenwasser bei der Station Tespe im Vergleich zu anderen Standorten in Norddeutschland

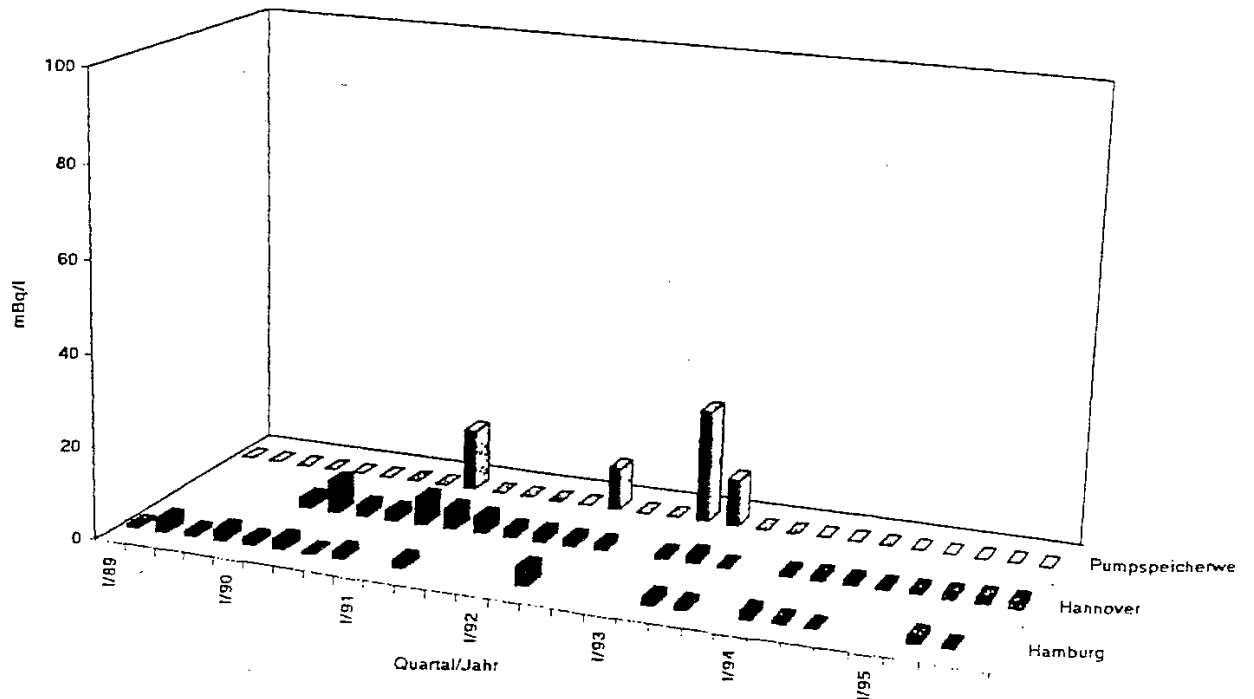


Abb. 4 Cs 137 in Regenwasser beim Pumpspeicherwerk im Vergleich zu anderen Standorten in Norddeutschland

5. Die Bodeneinträge bei Grünhof durch das Regenwasser würden für Cs 134 + Cs 137 zwischen 7 und 97 Bq/m² ausmachen (Tab.11, s. unten). Das ergibt für eine 5 cm Bodenschicht und Bodendichte 1,5 kg/dm³ Konzentrationen von 0,1 bis 1,3 Bq/kg. Solche Einträge sind mit den Messungen bei Grünhof im Boden auch kompatibel (Anhang 7).
6. Das Hauptargument gegen die Propfhypothese ist aber die Tatsache, daß sich in der trockenen Luft ebenfalls vielfach radioaktive Aerosole gezeigt haben, s. oben. Dabei sind die seltenen Nachweise oberhalb der Nachweisgrenze (Tab.7) bei der Station Grünhof kein Gegenargument, wie die Aufsichtsbehörde meint (11). Vielmehr sind die häufigen Erhöhungen an den anderen Meßstellen plausibel in Verbindung mit der Wetterlage. Während bei Regenwetter in dieser Gegend Ostwinde vorherrschen (Grünhof liegt östlich vom KKK), sind die trockenen Wetter mit anderen Windrichtungen verbunden (22).

Im 3. Quartal 1986 sowie 1989 trat Cs 137 oberhalb der Nachweisgrenze im Trinkwasserwerk Geesthacht auf (Anhang 6). Aus dem Fehlen des Isotops Cs 134, das nach dem akuten Isotopenverhältnis im Reaktor hätte ebenfalls vorhanden sein müssen, haben wir früher auf eine überhöhte Edelgasemission geschlossen (Cs 137 als Tochter von Xe 137 tritt in der Umgebung auf, Cs 134 als Feststoffspaltprodukt verbleibt im Reaktor). Nach den Erkenntnissen über hohe Kühlmittelleckagen interpretieren wir diesen Befund als Folge der Emission eines abgelagerten Gemisches von Aerosolen.

B.2.2 Anwendung der AVV auf die Luft- und Regenwasserwerte

Erfahrungen und berechnete Beispiele mit Hilfe der Modellierungen der AVV zeigen, daß die genehmigten Freisetzungen eines Kernkraftwerks normalerweise nicht zu Umgebungskontaminationen führen, die sich im Rahmen der vorgeschriebenen Nachweisgrenzen messen lassen. Da die AVV als konservativ angesehen wird, in dem Sinne, daß sie in der überwiegenden Zahl von Emissionen zu Immissionen führt, die Maximalwerte darstellen, muß umgekehrt eine gemessenen Immission auf eine Emission zurückzuführen sein, die einem Mindestwert entspricht.

Im folgenden werden die bei KKK und GKSS festgestellten Radionuklidkonzentrationen auf Emissionsquellstärken zurückgeführt, die beim KKK - als dem Emittenten mit der größten genehmigten Freisetzung - nach AVV vorliegen müßten, um sie zu erzeugen. Wir beziehen uns dabei auf die gemessenen oder zu berechnenden Bodenkontaminationen der Nuklide in Bq/m² und nehmen eine Langzeitausbreitung an.

Die Quellstärke A in Bq/a läßt sich nach einem vereinfachten Verfahren der AVV (Abschn. 4.2.1.2 in 21) wie folgt abschätzen: Die Bodenkontamination $\bar{B}_{F,i}^G(x)$ für das gesamte Jahr beträgt:

$$\bar{B}_{F,i}^G(x) = A v_g \bar{\chi}_i^G(x)$$

Der Langzeitfalloutfaktor \bar{F}_i^τ für das gesamte Jahr ($\tau = G$) wird definiert zu

$$\bar{F}_i^G(x) = v_g \bar{\chi}_i^G(x)$$

$v_g = 1,5 \cdot 10^{-3}$ m/s für Aerosole

Der Langzeitausbreitungsfaktor $\chi_{i,G}$ wird einem Diagramm der AVV entnommen und mit der Windrichtungshäufigkeit k multipliziert. Diese ist in den Jahresberichten des Betreibers angegeben (Beispiele für k -Werte finden sich weiter unten in Tab.10).

Tab.9 enthält die Werte der Luftaerosolbestimmungen in den GKSS-Jahresberichten (20), die daraus abzuleitenden Bodenablagerungen und nach AVV ermittelten Quellstärken. Danach wären mindestens in den Jahren 1988-90 die zulässigen Jahresabgaben von $1,48 \cdot 10^{10}$ Bq für β -Aerosole > 8 d überschritten worden. Gegenüber den Angaben des Betreibers KKK über die Emissionen, vergl. Tab.11 (s. unten) ergeben sich Diskrepanzen um mindestens 3 Größenordnungen.

Einen Widerspruch zu den Betreiberangaben stellen auch Messungen des trockenen Fallouts dar, die in einem Sonderprogramm (Punkt 7.3.2) ab 1991 vom KKK vorgenommen werden. Hierbei werden die bodennahen Aerosole an einer Fettschicht adsorbiert. Die Messungen werden ausgeführt an den Stationen S I-III sowie an einer Station KSA, Freischaltanlage des KKK, die nordöstlich in Hauptwindrichtung liegt. In diesen ergaben sich in den Jahren 1991-92 4mal Meßwerte für Cs 137 oberhalb der Nachweisgrenze, einmal im Jahr 1995 (Tab. 10). Für diese wurden ebenfalls anhand der AVV die Quellterme bestimmt, wobei wiederum das KKK als Emittent angesehen wurde.

Tab. 9 Fallout nach Aerosolmessung GKSS (20)
(KKK-Jahresgrenzwert β -Aerosole $> 8 \text{ d } 1,48 \cdot 10^{10} \text{ Bq/a}$)

Zeitpunkt*)	Meßort	Cs 137 $\mu\text{Bq/m}^3$	Sr 90 $\mu\text{Bq/m}^3$	Entf. x [m]	Langzt.ausbr. faktor	Quellstärke Bq/a
1984	GKSS SIV		6 \pm 2 18 \pm 4	1000	2,1 \cdot 10 ⁻⁷	0,74 \cdot 10 ¹⁰
"	"			"	"	
1985	"	31 \pm 6		"	"	0,98 \cdot 10 ¹⁰
1988	"		47 \pm 6	"	"	2,21 \cdot 10 ¹⁰
"	"	29 \pm 4		"	"	
1989	"	18 \pm 3		"	"	1,03 \cdot 10 ¹⁰
"	"	21 \pm 3		"	"	
"	Pumpsp. S II	22 \pm 3		2000	1,9 \cdot 10 ⁻⁷	0,66 \cdot 10 ¹⁰
"	Tespe S III	13 \pm 2		1000	2,1 \cdot 10 ⁻⁷	0,65 \cdot 10 ¹⁰
"	"	14 \pm 2		"	"	Σ 1,69 \cdot 10 ¹⁰ 1989 (1+3+4)
1990	Pumpsp. S II	13 \pm 2		2000	1,9 \cdot 10 ⁻⁷	0,82 \cdot 10 ¹⁰
"	"	15 \pm 2		"	"	
"	Tespe S III	21 \pm 0,3		1000	2,1 \cdot 10 ⁻⁷	0,60 \cdot 10 ¹⁰
"	GKSS SIV	25 \pm 4		1000	"	1,51 \cdot 10 ¹⁰
"	"	27 \pm 4		"	"	
"	Grünhof S I	15 \pm 2		2000	1,9 \cdot 10 ⁻⁷	0,46 \cdot 10 ¹⁰ Σ 1,97 \cdot 10 ¹⁰ 1990 (1+2+3)
1991	GKSS SIV	25 \pm 5		1000	2,1 \cdot 10 ⁻⁷	0,79 \cdot 10 ¹⁰

*) ohne 1986, 1987

Tab. 10 Gemessener trockener Fallout durch Aerosole nach Programmpunkt 7.3.2 (7) bzw. 1.4 (ab 1994) und Jahresabgabe von Cs 137 nach AVV 4.2.1.2 (21) (Jahresgrenzwert β -Aerosole > 8d $1,48 \cdot 10^{10}$ Bq)

Zeitpunkt	Meßort	Cs 137 Bq/m ²	k	Entf. x [m]	Langzeit- ausbr.- faktor*)	Quellstärke Bq/a	Cs 137 nach Angabe KKK Bq/a
1991 2. Quartal	Grünhof	0,22	0,12	1800	$2,0 \cdot 10^{-7}$	$0,6 \cdot 10^{10}$	$< 0,6 \cdot 10^5$
„	Pumpspei- cherwerk	0,37	„	2500	$1,7 \cdot 10^{-7}$	$1,2 \cdot 10^{10}$	$< 0,6 \cdot 10^5$
1992 2. Quartal	KSA (Frei- schaltanlage)	0,19	„	1000	$2,1 \cdot 10^{-7}$	$0,5 \cdot 10^{10}$	
„	Pumpspei- cherwerk	0,32	„	2500	$1,7 \cdot 10^{-7}$	$1,0 \cdot 10^{10}$	
1995	Pumpspei- cherwerk	0,31	„	2500	$1,7 \cdot 10^{-7}$	$1,0 \cdot 10^{10}$	

*) eff. Emissionshöhe 150 m angenommen

Tab.11 enthält den sich aus den Regenwassermessungen bei Grünhof (Tab.8 und Abb.2) ergebenden Washout in Bq/m². Um den Tschernobyleinfluß zu eliminieren, wurden dabei Washoutwerte an den Meßstationen N I (Pumpspeicherwerk) oder N III (Tespe) abgezogen (Tab.12). Die Einträge durch das Regenwasser nach Tab.11 ergeben Quellstärken, die die zulässigen Jahresabgaben über die Abluft um den Faktor 2-32 überschreiten und bis zu 5 Größenordnungen über den vom KKK angegebenen Emissionen liegen.

Tab. 11 Cs-Isotope im Regenwasser an Meßstation N II (Grünhof) und daraus nach AVV abgeschätzte Jahresabgabe durch KKK
 Meßpunkt 3.4 des Betreibers (7) sowie 7.3.2 (ab 1990)
 Nachweisgrenze $5,0 \text{ Bq/m}^3 = 5 \text{ mBq/l}$
 1981-1985 < NW6

Jahr	Regenmenge mm	Washout Cs 134 + Cs 137 Bq/m^2)	Mittl. Windgeschw. m/s	Berechnete Jahresabgabe Cs 134 + Cs 137 Bq	Abgabe Cs 134 + Cs 137 Abluft lt. Betreiber Bq	Überschreit. zul. Jahresabgabe β -Aerosole >8d Faktor	Abgabe β -Aerosole >8d lt. Betreiber Bq **)
1986 2. Halbj.	216	69,0	7,6	47 E + 10	< NWG	32	13,9 E + 06
1987	350	97,3	8,0	43 E + 10	< NWG	29	45,9 E + 06
1988	340	37,9	7,8	17 E + 10	6,2·10 E + 04	11	20,3 E + 06
1989	276	15,2	7,7	8 E + 10	< NWG	5,5	14,3 E + 06
1990	374	16,5	8,2	7 E + 10	< NWG	4,7	14,1 E + 06
1991	328	10,1	7,6	44 E + 09	< NWG	2,9	93,3 E + 06
1992	344	7,0	7,8	30 E + 09		2,0	
1993	400 ^{***)}	15,1	8,9	64 E + 09		4,3	

*) Differenz zum Washout an Meßstation N I oder N III (jeweils der kleinere Wert) nach Tab. 5

**) Theoretischer Maximalwert (für Angaben unterhalb der Nachweisgrenze wurde die Nachweisgrenze eingesetzt).

***) 1.-3. Quartal, im 4. Quartal war der Reaktor abgeschaltet.

Tab. 12 Cs 137-Washout an Regenwassermeßstellen
 N I (Pumpspeicherwerk) und N III (Tespe) nach Angaben des Betreibers (KKK)
 Jahresber. 1993, S. 175), 1994 u. 1995 n.n.

Bq/m^2

	1986 3. Quart.	1986 4. Quart.	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993
N I (Pumpsp.)	42	8,4	14,8	6,4	n.n.	n.n.	0,60	3,2	3,4
N III (Tespe)	226	14,6	14,0	5,4	2,6	2,4	1,4	n.n	n.n
Hamburg					1,1	0,7	0,1	0,1	0,2
Hannover						1,6	1,6	0,4	0,2
Schleswig			24,6	9,0	3,8	0,9	<0,5		

B.2.3 Cs-Isotope und Sr 90 in Boden und Bewuchs

In vorangehenden Gutachten (16,17,19) hatten wir aufgezeigt, daß die Nuklide Sr 90, Cs 134 und Cs 137 wiederkehrend in Boden und Bewuchs der KKK Umgebung eingetragen worden sind.

Besonders eindeutig sind diese Befunde für Sr 90, da dieses Nuklid durch Tschernobyl in Deutschland kaum erhöht wurde (12). Für Niedersachsen wird ausgesagt: „Die im Herbst 1986 entnommenen Bewuchs- und Bodenproben lassen keinen meßbaren Anstieg der Sr 90 Konzentration bei pflanzlichen Proben, dagegen jedoch eine Erhöhung um den Faktor 1,8 bei Bodenproben erkennen“ (23). In der Umgebung des KKK sind demgegenüber an mehreren Meßstationen während der Betriebszeit Sr 90-Konzentrationserhöhungen in Boden und Gras aufgetreten, die über diesen Faktor hinausgehen. Die höchsten Werte in Gras auf der niedersächsischen Seite wurden in Tespe (gegenüber KKK) im Behördenmeßprogramm (24) festgestellt, s. Abb. 5, wo sie mit in Niedersachsen gemessenen Mittel- und Maximalwerten verglichen werden (12). Die höchsten Werte auf der schleswig-holsteinischen Seite wurden in Dassendorf (10 km nördlich vom KKK) gemessen (7), s. Abb. 6. Der im Jahr 1987 festgestellte Spitzenwert von 30 Bq/kg wird an keiner Meßstelle in der BRD im betrachteten Zeitraum 1981-93 erreicht (12). Um einen Meßfehler kann es sich nicht handeln, da die Betreiber generell Doppelbestimmungen durchführen (7, Bericht 1988): „Bei Meßwertabweichungen zweier Proben > 40 % kommt ein weiteres Probenäquivalent zur Analyse. Der Fehler der Sr-Analytik liegt bei < 20 %“. Außerdem zeigt sich dort im Anschluß eine Sr 90-Erhöhung im nächsten Jahr (1988) im Boden, begleitet von einem Ru 106-Eintrag (vgl. Tab.1, S.3).

Die Cs-Abgaben führten zu einem Spitzenwert von 103 Bq/kg in Gras im Jahr 1988 in Tesperhude, 1,5 km östlich vom Kraftwerk (24), s. Abb.7. Das ist eine in ganz Norddeutschland bei weitem nicht erreichte Konzentration (12). Wie sich aus dem in Abb. 8 dargestellten Verhältnis von Bewuchs zu Bodenkonzentration ableiten läßt, handelt es sich bei dieser Kontamination um einen oberflächlichen Eintrag auf die Pflanzen.

Die Größenordnung dieser Bodeneinträge beträgt 10 Bq/kg in der ersten 5 cm-Schicht. Als Flächenkontamination bedeutet dieses nach B.2.2 (75 kg Boden pro m²) 75 Bq/m² und damit nach AVV Emissionen, die wiederum die genehmigten Abgaben um ein Vielfaches überschreiten, vgl. Tab. 11 auf S. 22.

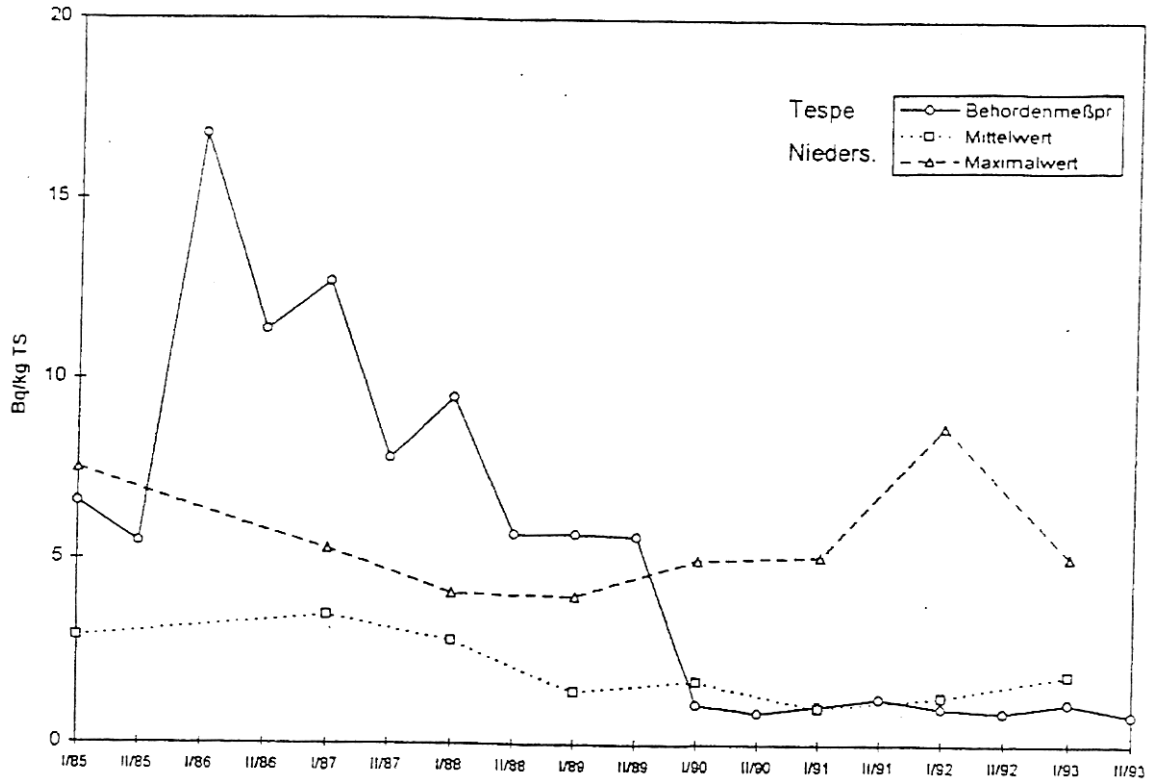


Abb. 5 Sr 90 in Gras bei der Station Tespe (24) im Vergleich zu Meßwerten aus Niedersachsen (12)

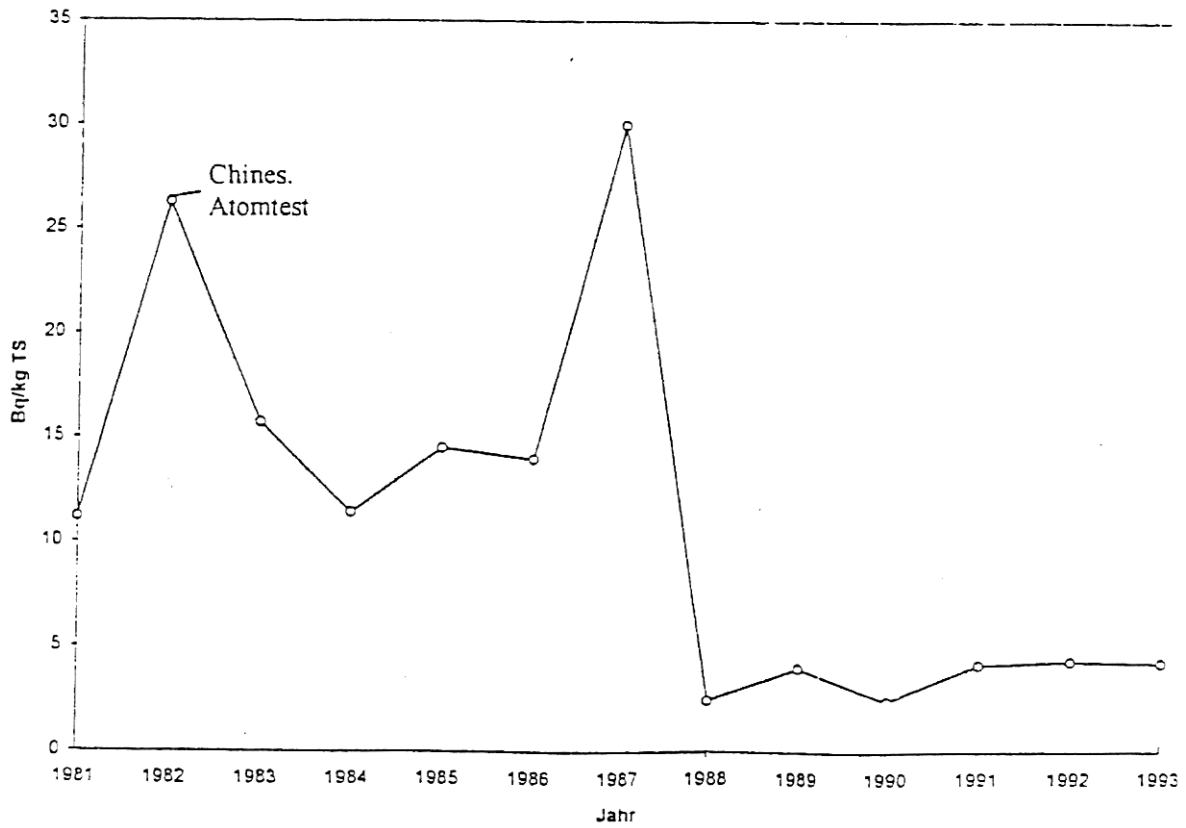


Abb. 6 Sr 90 in Gras bei der Station Dassendorf, 10 km nördlich vom KKK (7)

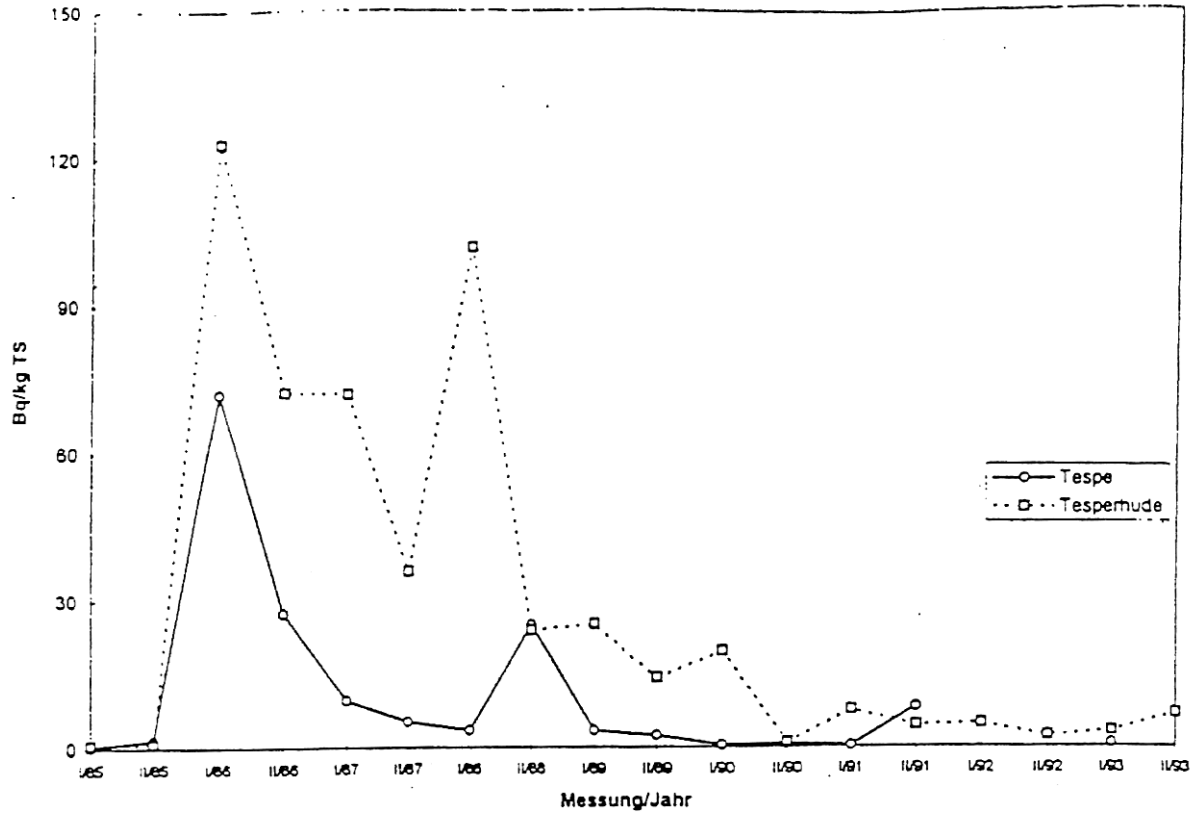


Abb. 7 Cs 137 in Gras in der Umgebung des KKK nach Behördenmeßprogramm zu KKK/GKSS (24)

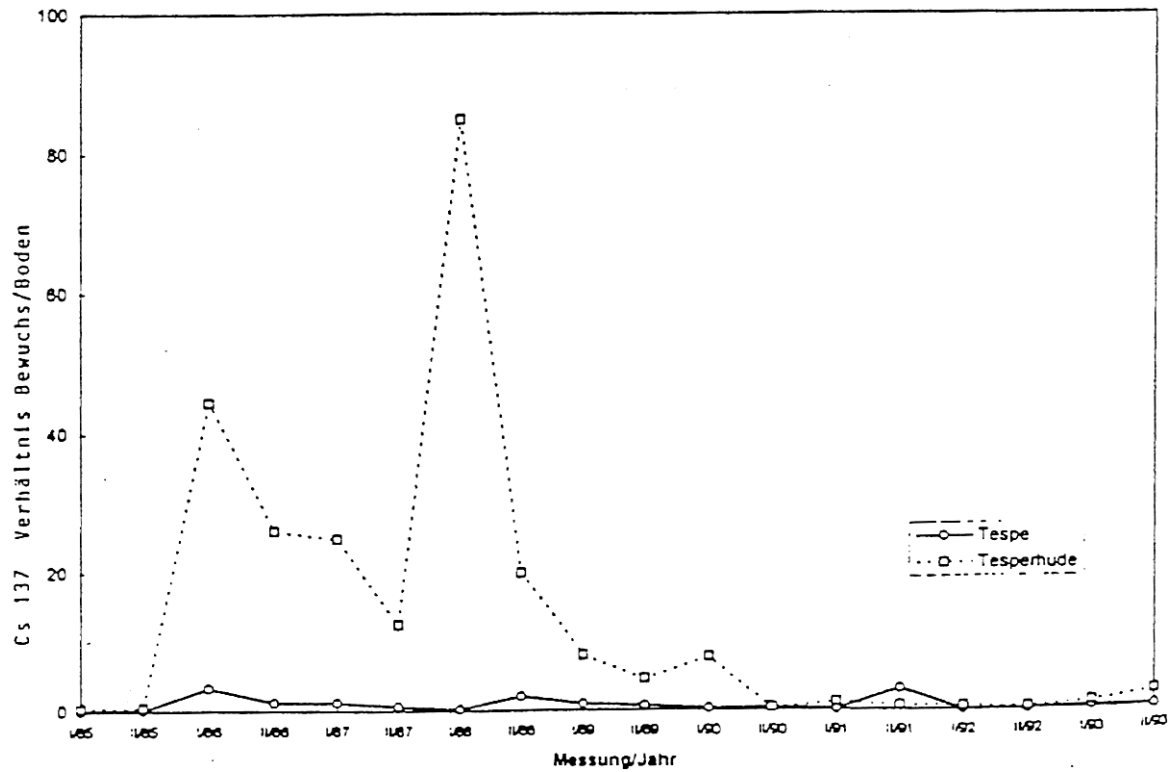


Abb. 8 Cs 137-Verhältnis Gras/Boden an den Orten Tespe und Tesperhude Behördenmeßprogramm (24)

B.2.4 Aktivierte Korrosionsprodukte

Die in Tab.2, S.4, aufgeführten Korrosionsprodukte führen ebenfalls nach AVV zu einem Widerspruch zwischen Immissionen und angegebenen Emissionen der Betreiber. Dies soll beispielhaft anhand der drei Werte in Gras gezeigt werden, die zwischen 0,46 und 1,5 Bq/kg liegen. Wenn es ein oberflächlicher Eintrag war, kann man 1 kg trockenes Gras pro m² annehmen. Wenn es über die Wurzeln aufgenommen wurde, ergibt es mit den Transferfaktoren für Mn 54, Co 60 und Zn 65 nach (4) Werte zwischen 1,7 und 25 Bq/kg (1/3 Trockensubstanz bei Gras angenommen). Mit mindestens 0,46 - 1,5 Bq/m² ergeben sich wiederum Emissionen nach AVV, die die genehmigten Abgaben überschreiten, vergl. Tab.11, S.23.

Die Betreiber erklären die Korrosionsprodukte: „durch die Probenbehandlung“ (7, 1985). Die Co 60-Befunde im Wasser kommentieren sie folgendermaßen: „Recherchen ergaben, daß es sich bei diesen Werten um von außen in die Probe gelangte Radioaktivität handelt.“

Auch in dem Propf des Regenwassersammlers Grünhof wurde das Isotop Co 60 gemessen (Tab.2). Es soll laut durchgeführter Begutachtung dem Normalbetrieb des KKK entstammen (11). Dieser Interpretation kann nicht gefolgt werden, da sie eine 100 %ige Rückhaltung des Kobalts in der Propfmatrix unterstellt, die bei andauernden Auslaugvorgängen nicht zutreffen kann.

B.2.5 Tritium

Überhöhte Tritiumeinträge in der KKK-Umgebung gehörten zu den ersten Auffälligkeiten, die im Rahmen der Arbeit der Leukämiekommissionen diskutiert wurden. Sie traten außer in Bäumen (Tab.13) in zahlreichen Messungen des Elbwassers und in Trinkwasserbrunnen über verschiedene Betriebsjahre auf (7,16,25-27). Sie zeigen somit wiederkehrende Freisetzungen über den Luftpfad an. Aufgrund der Normalbetriebs- und Störfallbetrachtungen des TÜV (1,5) können sie nur durch Kühlmittleckagen erklärt werden.

Tab 13 Tritium in Bäumen aus der Umgebung des KK Krümmel

Baumart	Standort	Jahresringe	Tritiumkonz. [Bq/kg]	Labor
Kastanie	Elbmarsch, Elbufer gegenüber KKK	ca. 1983-92	14,9 ± 0,3	1
Kastanie	Elbmarsch, Elbufer gegenüber KKK	ca. 1986-92	33,0 ± 1,0	2
Apfelbaum	Elbmarsch, Tespe	ca. 1984-92	33,9 ± 0,3	1
Fichte	Grünhof, 1,6 km östlich KKK	ca. 1984-92	5,5 ± 0,5	2
Kastanie	Bremen	ca. 1986-92	< 4,0	2

Labor 1: Institut für Radiochemie, Technische Universität München

Labor 2: Zentrallabor für Isotopentechnik, Bundesforschungsanstalt für Ernährung, Karlsruhe

B.2.6 Plutonium

Die KKK-Umgebung wird routinemäßig nicht auf Plutoniumisotope untersucht. Im KKK-Statusbericht für die Kommissionen wurden jedoch einige Messungen durch das Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie in Elbwasser mitgeteilt (28), s. Anhang 8. Danach zeigten sich 1983 und 1984 oberhalb des Kühlwassereinlaufs des KKK erhöhte Plutoniumkonzentrationen, daher könnten reaktorbedingte Kontaminationen nur über den Luftpfad dorthin gelangt sein. (Der Probetrieb des KKK begann im Sept. 1983, der Netzanschluß erfolgte im April 1984). Aus dem Verhältnis der Isotope Pu 238/Pu 239,240 von 50 % in 1984 folgt, daß es sich nicht um Fallout von Kernwaffentests handeln kann. Ferner wiesen Elbfische aus der KKK-Umgebung in den Jahren 1984 und 1990 Plutonium auf (Anhang 9). Die Behauptung der Betreiber, es handele sich dabei um Bombenfallout, widerlegt sich durch die entsprechenden Isotopenverhältnisse von 290, 76 und 50 %.

Die Aufsichtsbehörde ist der Auffassung, daß das genannte Plutonium aus der ehemaligen DDR stammt (Fachgespräch am 22.2.99). Dies erscheint jedoch nicht plausibel, weil die vormals betriebenen AKWs der DDR nicht an der Elbe liegen, ebenso nicht das Kernforschungszentrum Rossendorf und das Endlager Morsleben.

Ab 1986 werden am Einlaufbauwerk für das KKK-Kühlwasser keine Pu-Isotope mehr bestimmt. Emissionsseitig werden beim KKK spezifische α -Messungen durchgeführt, und zwar für die Nuklidgruppen bzw. Einzelnuclide Pu 238/Am 241, Pu 239/240, Cm 242, Cm 244 und ab Juli 1985 auch für U 234/238. Die Messungen der Abluftkonzentration erfolgen an Filtern, durch die ein Teil der Abluft in einem Bypass gesaugt wird.

Die Betreiber geben an, daß für die Transurane in der Betriebszeit von 1983 bis 1991 nur 2mal Meßwerte oberhalb der Nachweisgrenzen lagen (10). Danach wurden im 4. Quartal 1984 1.790 Bq Cm 242 und im 4. Quartal 1989 1.470 Bq Cm 242 mit der Abluft emittiert, Plutoniumisotope wurden nicht nachgewiesen. Mit den angegebenen Nachweisgrenzen für die α -Strahler und den Abluftmengen ergibt sich, daß nach Betreiberangabe im Mittel weniger als $9 \cdot 10^4$ Bq/Jahr an α -Strahlern abgegeben wurden. Von der danach maximal möglichen Emission fällt allerdings der Löwenanteil in das Jahr 1990, in dem die Nachweisgrenzen um etwa den Faktor 10 höher angegeben werden als in den anderen Jahren (9).

Auch für die Plutoniumbefunde in der KKK-Umgebung ergibt sich daher ein Widerspruch zu den Emissionsangaben.

B.2.7 Bewertung der Befunde über Emission und Immission

Aus den Meßwerten zur Umgebungsradioaktivität bei Krümmel muß gefolgert werden, daß gravierende Lücken in der Überwachung der radioaktiven Umgebungsbelastung durch mindestens eine der beiden kerntechnischen Anlagen vorhanden sind. Es bestehen zwei Möglichkeiten bezüglich der Art dieser Defizite. Entweder treffen die Annahmen über die Konservativität der Ausbreitungsrechnung nach AVV in grober Weise nicht zu oder die Angaben der Betreiber über ihre Emissionen sind unvollständig.

Tatsächlich ist die Gültigkeit der Modellierung der Ausbreitung nach AVV nicht in allgemeiner Form nachgewiesen worden sondern nur in Beispieluntersuchungen wie (29,30). Nach den hier durchgeführten Vergleichen liegen mögliche Abweichungen des AVV-Modells von der Realität allein auf dem Weg vom Emittenten zur Konzentration in der Luft am Aufpunkt nach Tab.9 um mehrere Größenordnungen höher als in den Beispielen, wo sie bis zu etwa einem Faktor 2 betragen (29,30). Andererseits kommen unkontrollierte Freisetzungen beim KKK in Betracht, für die die hohen Dosiswerte auf dem Maschinenhausdach in turbinenferner Position sprechen (17,19,31).

Die Kernforschungsanlage GKSS (Ges. f. Kernenergieverwertung in Schiffahrt und Schiffbau), die seit den 60er Jahren zwei Forschungsreaktoren betrieben hat, scheidet unseres Erachtens als bedeutsame Quelle für die beobachteten Umgebungskontaminationen aus, weil die Inventare der Reaktoren mit 5 und 15 MW Leistung wesentlich kleiner sind, der Leukämieeffekt erst nach Inbetriebnahme des KKK erschienen ist, und in einer Periode von 9 Monaten, in der beide Reaktoren abgeschaltet waren, kein Rückgang in der Regenwasserkontamination bei Grünhof (Abb.2, S.14) zu bemerken war. Das Öko-Institut Darmstadt kommt allerdings in seinem Gutachten zur GKSS (32) zu dem Ergebnis, daß diese Forschungseinrichtung als mögliche Ursache für die Leukämie in der Bevölkerung nicht grundsätzlich auszuschließen ist. Dort sei an Freisetzungen aus Quellen auf dem GKSS-Gelände, z.B. radioaktive Präparate zu denken, deren Verbleib anhand der Unterlagen nicht völlig zu verfolgen war. Die in der Umgebung beobachteten Kontaminationen durch Spalt- und Aktivierungsprodukte wären jedoch nur im Zusammenhang mit Emissionen aus den beiden Forschungsreaktoren zu verstehen, deren Überwachung nach dem Gutachten (32) in geeigneter Weise erfolgt.

C) Aufnahme radioaktiver Stoffe in den Körper

C.1 Fragestellung

Die Aufnahme radioaktiver Stoffe in den Körper soll hier unter dem Aspekt behandelt werden, daß die Einhaltung des Grenzwertes für die Bevölkerung (effektive Äquivalentdosis 0,3 mSv/Jahr, Knochenmarksdosis 0,3 mSv/Jahr) mit den nach AVV zu verwendenden Dosisfaktoren für Inhalation und Ingestion gewährleistet werden soll, wenn die Nuklidkonzentrationen in Luft, Wasser und Nahrungsmitteln am Aufpunkt nach AVV bekannt sind. Sofern dieses im Individualfall nicht gewährleistet werden kann, ist die zweite Frage, ob der Dosismittelwert und damit die für den biologischen Effekt relevante Kollektivdosis in der Bevölkerung durch fehlerhafte oder unvollständige Modellierung so weit überschritten werden kann, daß ein meßbarer Schaden eintritt.

Die nach AVV zu verwendenden Dosisfaktoren bei Inhalation oder Ingestion radioaktiver Stoffe (6) werden ohne Vertrauensbereiche angegeben. Sie wurden vom Bundesgesundheitsamt, Institut für Strahlenhygiene, berechnet (33,34). Sie berücksichtigen nur die Altersklassen 1 Jahr und Erwachsene bei Exposition.

C.2 Dosisermittlung bei Inkorporation radioaktiver Stoffe

Nicht-durchdringende Strahlung

α - und β -Strahlung werden als nicht-durchdringende Strahlung aufgefaßt, deren Reichweite klein ist gegenüber den Ausdehnungen des betreffenden Organs oder Gewebes. (Eine Ausnahme wird für die Knochen gemacht (35).) Wird also eine Aktivität A eines Radionuklids in das Gewebe aufgenommen, ergibt sich die Energiedosisleistung aus der gesamten Energie der abgestrahlten Teilchen, da diese vollständig absorbiert wird, zu:

$$H_E = \frac{dH_E}{dt} = \frac{1}{m} A(t) E_{\text{eff}} \quad (1)$$

m Organmasse in kg

$A(t)$ Aktivität der im Organ befindlichen Menge des Radionuklids in Bq

E_{eff} je Zerfallsakt im Organ durch die Strahlung des Radionuklids absorbierte Energie in J

E_{eff} entspricht bei α -Strahlern eines einheitlichen Kernübergangs und 100%iger Ausbeute der Energie des α -Teilchens, andernfalls muß der Mittelwert pro Zerfallsakt gebildet werden. Bei β -Strahlen ist entsprechend die mittlere β -Energie des bei jedem Übergang ausgesandten β -Spektrums zu verwenden.

Die Organdosis wird über das Zeitintegral bis zur angenommenen mittleren Lebensdauer von 70 Jahren ermittelt, d.h. beim Kleinkind beträgt die Zeitspanne t_0 bis t 69 Jahre. Beim Erwachsenen wird von einem Alter von 20 Jahren bei Inkorporation ausgegangen und über 50 Jahre integriert:

$$H_E = \frac{1}{m} E_{\text{eff}} \int_{t_0}^t A(t) dt \quad (2)$$

Die Äquivalentdosis für das Organ ergibt sich dann durch Multiplikation mit dem Qualitätsfaktor Q : $H_T = Q H_E$. Für locker ionisierende Strahlung wird $Q=1$ gesetzt, für α -Strahlung $Q=20$ (36).

Den einfachsten Fall für die Dosismessung bildet eine einmalige Aktivitätsaufnahme A_0 zum Zeitpunkt t_0 , wovon ein konstanter Bruchteil f in das Organ gelangt. Wenn keine Beeinflussung durch andere Kompartimente des Körpers besteht und eine monoexponentielle Retention bzw. einheitliche biologische Halbwertszeit T_{biol} angenommen werden kann, ergibt sich mit der effektiven Halbwertszeit

$$T_{\text{eff}} = \frac{T_{1/2} T_{\text{biol}}}{T_{1/2} + T_{\text{biol}}}, \quad T_{1/2} \text{ physikalische Halbwertszeit}$$

und der effektiven Zerfallskonstanten $\lambda_{\text{eff}} = \ln 2 / T_{\text{eff}}$

ein Zusammenhang $A(t) = f A_0 e^{-\lambda_{\text{eff}} t}$

und die Organenergiedosis zu $H_r = \frac{1}{m} f E_{\text{eff}} A_0 \int_{t_0}^t e^{-\lambda_{\text{eff}} t} dt$. (3)

$A(t)$ ist jedoch im allgemeinen nicht nur durch den Stofftransport im betrachteten Organ bestimmt, sondern auch durch die Art der Stoffaufnahme und die Wechselwirkung mit anderen Kompartimenten des Körpers. Zur Bestimmung von $A(t)$ muß das biokinetische Verhalten inkorporierter radioaktiver Stoffe durch kinetische Modelle für den Magen-Darm-Trakt, den Respirationstrakt und die Knochen sowie für den Stofftransport im Organismus nachgebildet werden.

Des Weiteren haben diverse Radionuklide radioaktive Tochterprodukte, die sich nach Ablagerung der Ausgangssubstanz in dem Organ bilden und ihrerseits zur Dosis beitragen. Ihr Stoffwechselverhalten ist im allgemeinen anders als das der Muttersubstanz, da es sich um ein anderes chemisches Element handelt. Die Dosisfaktoren nach (6) berücksichtigen auch die radioaktiven Tochterprodukte.

Durchdringende Strahlung

Für die von dem inkorporierten Radionuklid oder seinen Folgeprodukten ausgesandte Gamma- und Röntgenstrahlung muß man die folgenden zwei Fälle betrachten:

1) Quellen- und Targetregion sind identisch

Diesen Anteil erhält man nach Gl.(1), wenn man E_{eff} als „absorbierte Fraktion“ der pro Zerfall im Organ ausgesandten γ - oder Röntgenenergie betrachtet.

2) Quellen- und Targetregion sind verschieden

Dieser Anteil wird durch die Umgebung des Organs oder Gewebes, in der sich ebenfalls Anteile des Radionuklids befinden, eingestrahlt. Er muß daher zusätzlich zu dem Dosisleistungsanteil nach Gl.(1) für durchdringende Strahlung aus den anderen Organen und dem Restkörper berechnet werden.

Berechnung der absorbierten Energie im Organ bei gegebener Nuklidkonzentration in den Körperkompartimenten

Zur Gewinnung von E_{eff} wird das Standardmensch-Phantom für verschiedenen Altersklassen nach ICRP 23 (37) verwendet, in dem die Organe, das Skelett und der Körper als Ganzes als geometrisch genau definierte Objekte bezüglich ihrer Form und Lage nachgebildet sind, s. Anhang 10. Für den nicht-durchdringenden Anteil interessiert dann nur die angenommene Masse des Organs. Für den durchdringenden Anteil wurden die absorbierte Fraktion und der Beitrag der Umgebung für die anzunehmende Quellstärke (Aktivität) unter der Annahme einer Gleichverteilung im Organ oder Skelett mit der Monte Carlo-Methode für verschiedene γ -Energien berechnet.

Das Institut für Strahlenhygiene, das die in (6) bekanntgemachten Dosisfaktoren bereitgestellt hat, gibt nur für die Isotope der Elemente Jod, Cäsium, Strontium und Tritium die Verwendung selbst recherchierter biokinetischer Daten an. Im übrigen beruft es sich auf die Modelle und Daten von ICRP 30 (36). In dieser ist die Rechenmethode nicht direkt nachvollziehbar, da sie sich u.a. auf Zerfallsdaten aus einem Computerprogramm bezieht.

Das rote Knochenmark wird von der ICRP als gleichverteilt im Skelett angenommen, seine Masse wird beim Erwachsenen zu 1,4 kg (Mittelwert Männer und Frauen) gesetzt (36,37).

C.3 Kritik der physikalischen Modellierung

Die Berechnungsmodelle zur Ermittlung des Energiedosisterms E_{eff} nach Gl.(3) wurden insbesondere für die Anteile der durchdringenden Strahlung im Laufe der Geschichte des Strahlenschutzes mehrfach verfeinert. Der Nachteil durch diese Verbesserungen der Genauigkeit besteht darin, daß die Parameter und Annahmen bei der Modellierung für die Anwender nicht mehr nachvollziehbar sind und das Ergebnis nicht rekonstruierbar ist.

Die Fehler durch die verwendeten physikalischen Eingangsparameter (Zerfallsschema der Nuklide etc.) sowie die vereinfachenden Annahmen bei der Berechnung von E_{eff} werden in der Literatur als vergleichsweise gering - gegenüber den Unsicherheiten bei den eingesetzten biologischen und biochemischen Parametern - angesehen (38).

Eine Bewertung der Fehlerquellen bei der Energiedosisberechnung wird in (39) vorgenommen. Die Unsicherheit der Dosisfaktoren aufgrund der physikalischen Eingangsdaten wird zu 5-10 % abgeschätzt. Die Bestimmung von E_{eff} nach verschiedenen Berechnungsmodellen wird verglichen bei 26 Radionukliden, für die Roedler u.a. (Bundesgesundheitsamt, Inst. f. Strahlenhygiene) Werte nach einem erweiterten Modell für den absorbierten Bruchteil des Restkörpers (Gesamtkörper ohne Organe und Skelett) bestimmt hatten (38). Die Schlußfolgerungen sind, daß keine großen Unterschiede auftreten, sofern es um die Ganzkörperdosis und die Eigenbestrahlung einzelner Organe geht. Erst bei der Dosisberechnung für einzelne Organe unter Berücksichtigung der aus anderen Körperteilen kommenden Strahlung, wie es nach (38) durchgeführt wird, ergeben sich z.T. sehr unterschiedliche Dosen. Die untersuchten Beispiele der Autoren für Nuklide und Organe ergaben eine Erhöhung von E_{eff} bis zu einem Faktor 7 aufgrund des verbesserten Modells, dieser lag vor für Co 60 und die Nierenbelastung. Daraus muß man auf die Möglichkeit großer Fehler durch die geometrischen Annahmen schließen. Nennenswerte Fehler in den Dosisfaktoren sind daher dann zu erwarten, wenn der

Dosisbeitrag durch durchdringende Strahlung aus anderen Körperpartimenten als dem betrachteten Organ relevant ist.

Im Zusammenhang dieses Gutachtens interessieren insbesondere die Knochenmarksdosen, deren Inkorporationsanteil bei einer Nuklidzusammensetzung wie im Normalbetrieb überwiegend durch Ingestion zustande kommt (Anhang 4). Während die in Anhang 4 dargestellten Dosisanteile durch Edelgase den hauptsächlichen Beitrag durch γ -Submersion und γ -Bodenstrahlung liefern, tragen beim Erwachsenen hauptsächlich die Nuklide Sr 90, Cs 137 und Co 60 zur Ingestionsdosis bei, beim Kleinkind Cs 137 und Co 60. Da der Co 60-Anteil jeweils $< 10\%$ der gesamten Knochenmarksdosis beträgt, liefern die Fehler der Co 60-Beiträge durch außerhalb des Knochenmarks liegende Kompartimente keinen wesentlichen Fehler für die Knochenmarksdosis.

Cs 137 liefert nach der Modellrechnung (Anhang 4) den größten Teil der Ingestionsdosis beim Kleinkind und den zweitgrößten beim Erwachsenen. Für dieses Isotop wird in (40) für den dosisproportionalen Faktor E_{eff}/g eine Variation um etwa den Faktor 2 für die Knochenmarksdosis beim Erwachsenen angegeben, beim Kleinkind um den Faktor 3.

Sr 90 liefert mit seinem Folgeprodukt Y 90 keine Dosisbeiträge durch γ -Strahlung, da beide reine β -Strahler sind und damit keine Fehlermöglichkeiten durch weiter entfernt liegende Strahlenquellen auftreten. Die Bestrahlung des Knochenmarks durch die Knochen ist wegen der relativ hohen β -Energie des Sr 90/Y 90 und damit relativ großen Reichweite als homogen anzusehen.

Die Exposition durch die Reaktornuklide beim Normalbetrieb kann somit innerhalb eines Faktors 2 für physikalisch bestimmbar gehalten werden. Das trifft auch zu, wenn sich das Emissionsspektrum ändert, indem - wie wir beim KKK vermuten (41) - der Anteil fester Spalt- und Aktivierungsprodukte einschließlich Transurane aus dem Reaktorwasser zunimmt. Die dabei zusätzlich auftretenden Nuklide senden entweder keine γ -Strahlung aus (Ce 144, Ru 106, Pm 147, Transurane) oder aber die γ -Strahlungsenergie liegt sehr viel niedriger als bei Co 60.

Zu den Unsicherheiten der physikalischen Modellierung kommt jedoch noch die Variabilität der Organmassen, die vom Lebensalter, Geschlecht, Gesundheitszustand und individueller Konstitution abhängen. Beim Erwachsenen sind dadurch Dosisunterschätzungen um den Faktor 2 häufig gegeben (39). Die Altersklasse Kleinkind (1 Jahr), die für die Gruppe der Kinder steht, ist bezüglich der Organmassen sicherlich als konservativ anzusehen. Inwieweit zu geringe Dosisfaktoren im Vergleich zu dieser Referenz bei Neugeborenen und jüngeren Kindern bestehen, kann im Rahmen dieses Gutachtens nicht genauer untersucht werden.

Der Organmassenfehler ist unabhängig von dem o.g. Fehler der physikalischen Modellierung des kontaminierten Standardmenschen, so daß ein Gesamtfehler um den Faktor 4 im Individualfall häufig vorliegen kann. Insgesamt kann man jedoch davon ausgehen, daß fehlerhafte physikalische Modellierungen allein keine so dramatische Unterschätzung von Inkorporationsdosen durch Reaktornuklide liefern können, daß eine dadurch gegebene Überschreitung des Dosisgrenzwerts für die Bevölkerung mit einem meßbaren Leukämieeffekt verbunden werden kann.

C.4 Stoffwechselmodellierung nach ICRP

Im Anhang 11 ist das entsprechenden Berechnungen der ICRP zugrundeliegende Stoffwechselmodell (36) skizziert. Der radioaktive Stoff kann über den Atemtrakt, den Magen-Darm-Trakt (Gastro-Intestinal-Trakt) und/oder das Blut in den Organismus gelangen und wird von dort weiter transportiert bzw. ausgeschieden. Generell werden die relativen Größen der beteiligten Kompartimente und die jeweiligen relativen Übergangsraten als unabhängig von der Zeit und der inkorporierten Substanzmenge angesehen („Kinetik 1. Ordnung“), so daß der zeitliche Verlauf der Aktivität in einem Organ bzw. Körperbereich im wesentlichen durch eine Summe von Exponentialsummen wiedergegeben wird.

Das Modell des Gastro-Intestinaltrakts besteht aus den Abschnitten Magen, Dünndarm, Unterer Dickdarm und Oberer Dickdarm, die der radioaktive Stoff mit vorgegebenen biologischen Halbwertszeiten bzw. mittleren Aufenthaltsdauern nacheinander passiert. Die Resorption in die Körperflüssigkeiten geschieht im Dünndarm mit einer Übergangsrate, die aus dem Anteil f_1 der gesamten resorbierten Substanzmenge berechnet wird.

Das Modell des Atemtraktes besteht aus drei Bereichen, dem Nasen-Rachen-Raum (NP), dem Tracheo-Bronchialen-Raum (TB) und dem Pulmonalen Raum (P). Die Verteilung des Aerosols auf diese Bereiche hängt ab vom Korngrößenspektrum des Aerosols, das durch den (über die Aktivität gemittelten) mittleren aerodynamischen Durchmesser (AMAD, μm) beschrieben wird.

Diese Bereiche sind in zwei bzw. vier Kompartimente unterteilt, aus denen die radioaktive Substanz in den GI-Trakt oder die Körperflüssigkeiten übergeht. Die relative Größe der einzelnen Kompartimente und die entsprechenden Aufenthaltsdauern bzw. Halbwertszeiten hängen von den physikalisch-chemischen Eigenschaften des Aerosols ab. Vereinfachend werden die verschiedenen Substanzen entsprechend ihrer Aufenthaltsdauer im pulmonalen Bereich des Atemtrakts je einer von drei Stoffklassen D (= days), W (= weeks) oder Y (= years) zugeordnet. Das Lungenmodell von ICRP 30 (36) ist in Anhang 11 dargestellt.

C.5 Dosimetrie bei Tritiuminkorporation

Bei Tritium (12,3 y) aus Reaktoren geht man davon aus, daß dieses in Form von HTO entweder über die Lunge oder den Magen-Darm-Trakt in den Körper gelangt und sich alsdann gleichmäßig mit dem gesamten Körperwasser vermischt. Die Dosisfaktoren in (6) wurden von ICRP 30 (36) übernommen.

Bei der mutagenen und karzinogenen Wirkung von Tritium ist zu beachten, daß Tritium als Wasserstoffisotop in organische Moleküle und insbesondere die DNS synthetisiert wird und dort stabilere chemische Positionen besetzt, als durch die Verteilung im Körperwasser gegeben sind. Für die Auslösung stochastischer Spätschäden ist nach herkömmlicher Auffassung lediglich von Interesse, welche Schäden in der DNS im Zellkern auftreten, da hier die mutierende Wirkung der Strahlung zum Tragen kommt. Daher wurde im Fall von Tritium vorgeschlagen, sich auf die Dosis im Zellkern zu beziehen und diese zu bestimmen.

Zur Ermittlung der Dosisfaktoren wurde von der ICRP angesetzt, daß das im Körperwasser verteilte Tritium mit einer effektiven Halbwertszeit ausgeschieden wird, die beim

Erwachsenen 10 Tage (Bereich 4-18) beträgt. Zusätzlich wird angenommen, daß ein Teil des Tritiums organisch gebunden und mit einer Halbwertszeit von 40 Tagen abgebaut wird. Der Dosisbeitrag des organisch gebundenen Anteils (OBT) wird zu 10 % angesetzt.

Bei effektiven Halbwertszeiten, die sehr viel kleiner sind als die mittlere Lebensdauer, hat das Integral in Gl. (3) den Wert 1 und die Organenergiedosis im Kompartiment ist proportional zur effektiven Halbwertszeit:

$$H_E = \frac{1}{m} f \cdot E_{\text{eff}} \frac{T_{\text{eff}}}{0,693} A_0$$

Eine längere Retention im Körperwasser mit $T_{\text{eff}} = 18$ d nach dem oben angegebenen Bereich ergäbe also eine Erhöhung von 90 % der Dosis um 1,8, insgesamt damit um den Faktor 1,62. In Labortieren und Zellsystemen (42-45) sowie beim Menschen (46,47) wurden außerdem nach Tritiumgabe bzw. -verseuchung sehr viel längere Retentionen gemessen, als den angenommenen 40 Tagen aus dem OBT entspricht. In verschiedenen Geweben der Maus wurden für die zweitlangsamste Komponente Retentionsraten gemessen, die Halbwertszeiten von 182-257 Tagen entsprechen (44). Dies stimmt gut mit Angaben über die langsamsten Abbauraten beim Menschen, die Halbwertszeiten von ungefähr 230 Tagen entsprechen, überein (47).

Mit $T_{\text{eff}} = 230$ d für das OBT der ICRP-Dosisabschätzung ergibt sich eine Erhöhung der Dosis um $0,1 \times 230/40 = 0,58$, ein Faktor 2,1 ergibt sich damit durch die Kombination beider Abweichungen beim Erwachsenen.

Für Kinder nimmt die ICRP den gleichen OBT-Anteil an. Setzt man Säuglinge und Kinder einer Tritiumatmosphäre aus, muß man jedoch unterstellen, daß wesentlich mehr Zellen, insbesondere auch Knochenmarkszellen synthetisiert werden als beim Erwachsenen, und der Einbau der Tritiumatome in stabile Positionen der DNS vergleichsweise höher ist und damit zu einer weiteren Erhöhung der Knochenmarksdosis beiträgt. Über das Ausmaß dieser Erhöhung fehlen allerdings Angaben in der Literatur (49,50).

Dosisunterschätzungen ergeben sich bei Tritium jedoch noch aus der Vernachlässigung zweier weiterer Faktoren:

1. dem höheren Q-Faktor für Tritium gegenüber anderer locker ionisierender Strahlung,
2. der mikrodosimetrisch zu ermittelnden Dosis des Zellkerns als dem für die Krebsinduktion empfindlichen Target.

Die Äquivalentdosis von Tritium wird mit einem Q-Faktor von 1 bewertet und entsprechend allgemein gleich der Energiedosis gesetzt. Im Experiment hat sich die RBW von Tritium für stochastische Effekte jedoch als deutlich höher dargestellt. Als Grund gilt einerseits der hohe LET-Wert der sehr niederenergetischen Betastrahlung, andererseits der Effekt der Transmutation (Umwandlung von Wasserstoff an chemischen Positionen der organischen Moleküle in Helium).

Die relative biologische Wirksamkeit von Tritium wurde für stochastische Effekte in einer großen Reihe von Mutationsversuchen an Zellsystemen untersucht. Zusammenstellungen

solcher Arbeiten finden sich in (46,51,52). Bei 24 verschiedenen Untersuchungen ergaben sich Q-Werte zwischen 1,0 und 4,8 mit einem Mittelwert von 1,9. Noch nicht enthalten waren zwei Arbeiten über HTO-induzierte Chromosomenaberrationen, die einen Anstieg des Q-Faktors mit abnehmender Dosis zeigen. Bei Benz und Carsten (53) ergab sich ein $Q = 3$ bei 4 mGy. Vulpius (54) fand ein $Q = 2,6$ bei 250 mGy mit steigender Tendenz für niedrige Dosen. Bei einer chronischen Niederdosisbelastung erscheint es daher angemessen, einen Q-Faktor für Tritium von 3 zu verwenden.

Zusätzlich muß eine Korrektur bei mikrodosimetrischer Betrachtung angebracht werden. Saito u.a. (55) ermittelten an Mäusen für den Beitrag des DNS-gebundenen Tritiums zur Zellkerndosis eine Erhöhung um den Faktor 2-6 gegenüber der Rechnung mit Tritiumgleichverteilung im Organ. Nehmen wir einen Mittelwert von 4 an, so ergibt er für den DNS-Anteil das 4fache, also die Zellkerndosis erhöht sich um den Faktor 4 gegenüber der konventionellen Rechnung. Mit dem Q-Faktor 3 ergibt das eine Dosiserhöhung um den Faktor 12.

Für den Anwendungsfall als Reaktornuklid kann man den Schluß ziehen, daß die Äquivalentdosis bei Tritiuminkorporation im Regelwerk der BRD (6) generell um den Faktor 12 unterschätzt wird. Bei Erwachsenen kann die Unterschätzung aufgrund der o.g. vereinfachten ICRP-Annahmen den Faktor 25 annehmen, bei Kindern könnte dieser noch höher liegen.

Eine solche Erhöhung würde im Szenario des TÜV für den Normalbetrieb des KKK (1), Anhang 1, dennoch nicht zu einer Grenzwertüberschreitung oder leukämierlevanten Dosis führen. Die Tritiumbefunde in der Umgebung des KKK widersprechen jedoch diesem Szenario (s. B.2.5). Die in Bäumen festgestellten bis zu 10-fach erhöhten Tritiumkonzentrationen, die 1992, zum Zeitpunkt der Messung, vorhanden waren, könnten Relikte größerer Immissionen sein, da Bäume keine stabilen Langzeitspeicher für Tritium darstellen.

Tritium tritt in der Umgebung von Kernreaktoren typischerweise bei Kühlmittleckagen auf (56). Im von uns betrachteten hypothetischen Fall des Kühlmittelverlusts beim KKK liefert es nach 80 d beim Erwachsenen unter Anwendung der AVV-Dosisfaktoren für die Inhalation einen Knochenmarksdosisbeitrag von 11 % im Emissionsspektrum (41), s. auch Kap. I.1.3. Mit einem Faktor 25 nach oben würde es 76 % und damit den überwiegenden Dosisanteil ausmachen. Absolut würden aber denkbare Tritiumemissionen aus dem KKK auch mit dieser Korrektur des Dosisfaktors nicht ausreichen, um am Aufpunkt - nach Ausbreitung wie in der AVV modelliert - eine leukämierrelevante Knochenmarksdosis beim Erwachsenen zu erzeugen.

C.6 Dosimetrie bei Inhalation von Edelgasen

Radioaktive Edelgase werden dosimetrisch so gehandhabt, daß man bei Inhalation die Lunge bzw. Bronchien als kritisches Organ ansieht, während die Exposition der anderen Körpergewebe vernachlässigbar ist, da die Edelgase nur physikalisch gelöst werden und keine chemischen Verbindungen mit anderen Molekülen eingehen. Nach Transport im Blut werden sie in der Lunge wieder ausgeatmet. Es gibt aber Beobachtungen und

experimentelle Befunde, die zu dieser Einschätzung in Widerspruch stehen. Henshaw u. Mitarb. haben Korrelationen zwischen Radonbelastung und Leukämie in der Bevölkerung festgestellt, die sie auf die hohe Fettlöslichkeit für Edelgase zurückführen und damit eine unvorhergesehene Belastung des fetthaltigen Knochenmarks annehmen lassen (57). Kirk u. Mitarb. haben durch Exposition von Meerschweinchen in einer Kr 85-Atmosphäre die Induktion von Leukämie bei diesen Versuchstieren nachgewiesen (58). (Kr 85 ist ein prominentes Spaltprodukt und wird wegen seiner Halbwertszeit von 10,7 Jahren in den Absorberkolonnen für Edelgase in den Kernkraftwerken praktisch nicht zurückgehalten, s. Anlage 1.)

C.7 Dosimetrie bei Inhalation radioaktiver Aerosole

Der Übergang radioaktiver Aerosole, die als Feststoffpartikel eingeatmet werden, in das Blut und angeschlossene Körperkompartimente ist besonders schwer in quantitativer Weise zu modellieren, da die Deposition in den 3 Bereichen des Atemtrakts (s. C.5 und Anhang 11) von der Partikelgröße, dem Atemvolumen und der Atemfrequenz abhängt. Ferner ist der Übergang in die anderen Körperkompartimente von der Löslichkeit der Substanz abhängig, die wiederum von der Partikelgröße beeinflusst wird. Die Partikelgröße beeinflusst auch die an die im Anschluß an die Deposition stattfindenden Clearanceprozesse in der Lunge. Mund- oder Nasenatmung spielt ebenfalls eine Rolle.

C.7.1 Probleme des Lungenmodells der ICRP

Für eine Standard-Partikelgröße von AMAD=1 μm (Activity Medium Aerodynamic Diameter) wird folgende Verteilung in ICRP 30 angenommen:

- 37 % der eingeatmeten Aktivität werden wieder ausgeatmet,
- 30 % schlagen sich im N-P nieder,
- 8 % schlagen sich im T-B nieder,
- 25 % werden im P deponiert.

Außer im Hinblick auf die Deposition in den verschiedenen Lungenabschnitten wird die Partikelgröße nicht berücksichtigt. Alle anderen Parameter werden ungeachtet einer Wechselwirkung als konstant angesetzt.

In einem Report der IAEA (59) wird angegeben, daß experimentelle Daten zeigen, daß die Deposition im unteren Respirationstrakt um mehr als den Faktor 3 variiert. Zusammen mit dem Einfluß des Atemvolumens auf die Deposition führt dies zu Fehlern, die mehr als einen Faktor 2 bei der Dosis ausmachen.

Auf das sehr komplexe Verhalten der Stoffe aufgrund unterschiedlicher Partikelgrößen, Clearanceeffektivität des Bronchialepithels einschließlich individueller Pathologien und chemischer Bindungsform beim Transfer vom Atemtrakt in die anderen Körperkompartimente wird in (59) nur qualitativ hingewiesen.

1994 hat die ICRP ein modifiziertes Lungenmodell vorgestellt (60), wobei weitere Standardparameter zu folgenden Spezifikationen angegeben werden: der physikalischen Form des inhalierten Stoffs, d.h. Dampf- oder Aerosolform und Teilchengrößenverteilung;

den chemischen Verbindungen und ihren Löslichkeiten in der Lunge. Da diese Parameter in der Praxis im allgemeinen nicht bekannt sind, gibt es in der Literatur eine neue Diskussion der daraus zu schließenden Zuverlässigkeit von Inhalationsdosisfaktoren. Roy teilt die Radionuklide in 4 Klassen nach Größe des Konfidenzintervalls ein, das bei ihm 90 % der vorkommenden Fälle umfassen soll (61). In der 3. Klasse haben die Konfidenzintervalle einen Bereich, in dem der Faktor zwischen kleinstem und größtem Wert für die Dosis 16-64 beträgt. Die 4. Klasse liegt noch darüber.

Co 60 nach Inhalation wird vom Autor bezüglich der eff. Äquivalentdosis der Klasse 2 zugewiesen (Faktor zwischen kleinstem und größtem Wert des 90 %-Bereichs 4-16), bezüglich der Lungendosis der Klasse 3. Es ist zu beachten, daß diese Variationen aufgrund systematischer Unterschiede entstehen und daher nicht nur eine Einzelperson sondern eine ganze kontaminierte Bevölkerung betreffen können. Hinzu kommen jedoch noch Variationen durch physiologische Parameter wie Atemfrequenz und Lungenvolumen, die in ICRP 71 (62) behandelt werden.

Bezüglich dieser Angaben ergibt sich nach (61) Kategorie 1 für die eff. Äquivalentdosis bei Co 60 (Faktor < 4), insgesamt läge damit also der Faktor zwischen kleinster und größter denkbarer Dosis nach Co 60-Inhalation bei < 16 bis < 64 .

Für Pu 239-Inhalation bei unbekannter Spezifikation werden vom Autor ebenfalls Konfidenzbetrachtungen angestellt, die aus ICRP 66 und ICRP 71 folgen, S. C.7.2.

C.7.2 Beispiel Plutonium

Als kritischer Pfad bei der Inkorporation von Plutonium-Isotopen gilt die Inhalation, da bei Aufnahme in den Magen-Darm-Trakt eine sehr viel schnellere und effektivere Ausscheidung erfolgt. Die Dosisfaktoren der Plutonium-Isotope sind daher bei Ingestion etwa 100mal kleiner als bei Inhalation (6), vgl. Tab. 5 auf S. 8.

Die Dosisfaktoren für Plutonium in (6) werden als konservativ angesehen (64), wobei eine Kritik an dem ICRP-Lungenmodell nicht aufgenommen wird.

Von Kritikern wird insbesondere angeführt, daß keine ausreichenden Daten über den Plutonium-Stoffwechsel beim Menschen vorliegen, schon gar nicht nach Inhalation (65, 66). Die einzigen Daten über Retention und Exkretion sowie auch die Verteilung auf die verschiedenen Organe, die bei bekannter aufgenommener Plutoniummenge vor dem Erscheinen von (6) gewonnen wurden, stammen von Menschenversuchen durch Langham, der 18 moribunden Patienten unterschiedlichen Alters mit unterschiedlichen Krankheiten Plutonium injizierte. Diese dennoch viel verwendeten Daten sind lückenhaft und ihre Übertragbarkeit auf normale Populationen ist fraglich.

Die Dosisfaktoren für Inhalation werden für 2 Klassen von Plutonium-Verbindungen angesetzt:

Klasse W mit einer effektiven Halbwertszeit in der Lunge zwischen 10 und 100 Tagen und Klasse Y mit einer Halbwertszeit von mehr als 100 Tagen.

Es wird angenommen, daß 22 % der inhalierten Aktivität in die Körperflüssigkeiten übergehen. Im Anschluß werden 3 Arten von metabolischen Parametern berücksichtigt:

die jeweilige Fraktion f_1 , die aus einem Plutonium-Depot in Lunge oder Gastro-Intestinal-Trakt ins Blut übertritt,

die Organverteilung von systemischem Plutonium: 45 % wandern in die Leber, 45 % in den Knochen, der Rest verteilt sich in andere Gewebe und die frühe Exkretion,

die geschätzte effektive Halbwertszeit in manchen Organen: 100 Jahre im Skelett, 40 Jahre in der Leber.

Die jeweiligen Fraktionen f_1 , die ins Blut übertreten, werden für alle Plutonium-Isotope unterschiedslos gleichgesetzt. Für die intestinale Absorption wird die Fraktion der „mehr löslichen Plutonium-Verbindungen“ mit $f_1 = 10^{-4}$ gesetzt, die absorbierte Fraktion „relativ unlöslicher Materialien“ beträgt $f_1 = 10^{-5}$.

Von Roy (61) wird der Dosisfaktor für Pu 239-Inhalation aufgrund unbekannter Partikelgröße je nach betrachtetem Kompartiment den Konfidenzklassen 1 oder 2 zugeordnet, kann also um den Faktor 16 variieren.

Zu den unter C 7.1 angesprochenen Problemen des Lungenmodells kommt bei Plutonium hinzu, daß nach Deposition von Aerosolen ein Fragmentationsprozeß einsetzt (67-69). An Pu 238-Dioxyd-Partikeln $< 5 \mu\text{m}$ wurde festgestellt, daß im Laufe der Zeit die Fraktion kleinster Partikel ($\leq 0,001 \mu\text{m}$) deutlich zunimmt. Dadurch erhöht sich die Löslichkeit und der Transfer in die benachbarten Kompartimente. Man führt diesen Effekt auf den mit dem α -Zerfall verbundenen Rückstoß zurück.

Um die mögliche Variation in der Dosisbestimmung für das Knochenmark durch fehlerhafte Modellierung des Stoffwechsels einschätzen zu können, machen wir erstens folgende Annahme: Die eingeatmete Pu-Aktivität wird zu 100 % aus der Lunge in den Restkörper transferiert. Des weiteren hatte Langham eine gegenüber Tierversuchsdaten ungewöhnlich hohe Anreicherung - 56 % - vom gelösten Pu im Knochenmark beobachtet (ICRP: 50 % Übertritt in das gesamte Skelett einschließlich Knochenmark). Nehmen wir 60 % im Knochenmark (3000 g) und beliebig lange Verweildauer dort an, so ergibt sich für Pu 239 ein Dosisfaktor von $0,26 \cdot 10^{-3} \text{ Gy/Bq}$ und mit $Q = 20$ für α -Strahlung $52 \cdot 10^{-4} \text{ Sv/Bq}$ im Vergleich zu $1,7 \cdot 10^{-4} \text{ Sv/Bq}$ nach (6) für Erwachsene. Im Extremfall wäre also eine Unterschätzung um den Faktor 30 denkbar.

Es kann im Rahmen dieses Gutachtens nicht untersucht werden, wie realistisch eine solche Spannweite sein kann. Tatsächlich haben Austin et al. in Versuchen an Mäusen festgestellt, daß inkorporiertes Pu 239, das sich zunächst an der Knochenoberfläche ansammelt, von da in kurzer Zeit zum Knochenmark wandert und sich dort anreichert (70). Die Autoren gehen davon aus, daß es dadurch über die Zeit zu einer erheblichen Knochenmarksdosis kommen kann. (Eine Anreicherung im Knochenmark finden sie auch für Am 241.)

Eine Unterschätzung des Dosisfaktors für das rote Knochenmark bei Pu 239-Inhalation um den Faktor 10 erscheint danach ohne weiteres möglich zu sein, insbesondere auch aufgrund der oben angeführten Ergebnisse von Roy (61). Hinzu kommt die möglicherweise höhere RBW von α -Strahlern, die durch den Ansatz $Q = 20$ nicht hinreichend abgedeckt ist, s. Kap. D.

C.8 Dosimetrie bei Ingestion

Wie in Kap. A.5 dargestellt, entsteht nach Angaben in der Fachliteratur der wesentliche Teil der Bevölkerungsdosis beim bestimmungsgemäßen Betrieb von Leichtwasserreaktoren durch Ingestion.

C.8.1. Resorption und Retention in der Dosisberechnung

Für die Dosis bei Ingestion spielt die Resorption der Radionuklide aus dem Dünndarm in das Blut (vgl. C.4) eine entscheidende Rolle. Der Resorptionsfaktor f_1 ist proportional zur Organdosis, außer für den Darm und die anderen Ausscheidungsorgane. Für den Menschen liegen für die Resorptionsgrößen nur eine geringe Anzahl von Untersuchungen vor. Eine Kritik der ICRP-Annahmen wird in (39) vorgenommen:

„Während nur für wenige Nuklide wie z.B. J 131 umfangreiche Datensammlungen vorliegen, muß man sich für die meisten Stoffe auf Daten aus Tierversuchen oder auf wenige untersuchte Einzelfälle beim Menschen beziehen. Das ist besonders problematisch, weil aus den wenigen Daten eine mittlere Resorption abgeschätzt wird, die einer individuellen Schwankung der Resorption nicht gerecht wird. Ebenso wenig wird damit die Abhängigkeit des metabolischen Verhaltens von anderen Faktoren wie die gleichzeitige Aufnahme mehrerer Substanzen oder der unterschiedliche Stoffwechsel verschiedener Verbindungen der gleichen Substanz berücksichtigt.“

Während der unterschiedliche chemische Charakter in ICRP 2 (71) nur durch Einteilung in lösliche und unlösliche Verbindungen berücksichtigt wird, werden in ICRP 30 (36) für einige Nuklide (Co, Sr, Mo u.a.) weitere Unterscheidungen getroffen.

Die statistische Unsicherheit bei der Angabe eines Resorptionsfaktors bleibt in den Empfehlungen der ICRP unberücksichtigt, obwohl bekannt ist, daß die Resorption von Radionukliden durch statistische Verteilungen beschrieben werden kann.“

Die Autoren haben eine Untersuchung anhand von Literaturangaben zur Resorption von Kobalt durchgeführt. In ICRP 30 (36) wird der Resorptionsfaktor f_1 für organisch-komplex gebundenes Kobalt und anorganische Verbindungen zu 0,3 angesetzt, für anorganische Verbindungen zu 0,05. Im Vergleich dazu sind in Tab. 14 Untersuchungsergebnisse aus (39) und aus einer dort zitierten Arbeit des Instituts für Energie und Umweltforschung angegeben (72). Sie liefern bis zu einem Faktor 19 höhere Werte als von der ICRP (und damit BMU) zugrunde gelegt.

Tab. 14 Resorption von Kobalt

Quelle	chem. Charakter u. Menge	Faktor f_1
ICRP 30 (36)	organisch-komplex gebundenes Kobalt und anorganische Verbindungen bei Aufnahme in größeren Mengen (mit Trägermaterial)	0,3
	Hydroxide, Oxide u. anorg. Verbindungen bei Aufnahme geringer Mengen (in Spuren)	0,05
Fischer et al. (39)	organisch-komplex gebundenes Co als Vitamin B ₁₂	0,68 ± 0,15
	anorganisches Co: geringe Mengen ($\leq 2 \mu\text{g}$)	0,12 ± 0,16
	große Mengen ($\geq 1 \text{ mg}$)	0,36 ± 0,22
	Nahrungs-Co (6 μg - 8 μg)	0,36 - 0,15
IFEU (71)	anorganisches Co	0,29 - 0,97
	vitamingeb. Co (Vitamin B ₁₂)	0,06 - 0,92

Die Autoren von (39) belegen damit, daß ein konservatives Vorgehen bei der Dosisabschätzung aufgrund der Annahme eines Mittelwerts für die Resorption nicht möglich ist.

Ein weiteres Beispiel für große Variationen in den Erkenntnissen über die Resorption bietet das Element Plutonium. Beim Erwachsenen wurde in ICRP 30 (36) ein Resorptionsfaktor $f_1 = 10^{-4}$ für unbekannte und gemischte Pu-Verbindungen angenommen, der in ICRP 48 (63) um den Faktor 10 erhöht wurde und somit 10fach erhöhte Dosen für die meisten Organe liefert.

Um die Verweildauer bzw. die Retention der Radionuklide zur Dosisbestimmung zu berücksichtigen, verwendet die ICRP Kompartimentmodelle. Nachdem die Aktivität aus dem Magen-Darm-Trakt bzw. dort ausschließlich aus dem Dünndarm in das Transfer-Kompartiment übergegangen ist, vgl. Anhang 12, folgt eine parallele Versorgung weiterer Kompartimente ohne Rückkopplung, vgl. Metabolismus-Modell Anhang 11.

Je nach Nuklid werden die Gewebe und Organe in eine unterschiedliche Anzahl von Kompartimenten unterteilt. Es wird angenommen, daß die Ausscheidungsrate aus jedem Kompartiment konstant ist und die zeitliche Abnahme der jeweils vorhandenen Aktivität im Kompartiment proportional. Dadurch ergibt sich eine Kette von Differentialgleichungen, zu denen Lösungen in ICRP 30 angegeben sind.

Die in den Kompartimentmodellen verwendeten biologischen Halbwertszeiten und Resorptionsbruchteile können bestenfalls aber nur Mittelwerte sein. Die Ergebnisse der Berechnungen sind daher ebenfalls bestenfalls Mittelwerte, zu denen keine Vertrauensbereiche angegeben werden. Die Bestimmung einer Individualdosis, wie es die Prüfung der Einhaltung des Dosisgrenzwerts erfordert, ist dadurch im Prinzip gar nicht möglich. Maximal mögliche Dosen in einer Bevölkerung bei einer gegebenen Umgebungskontamination sind damit gar nicht abschätzbar und könnten nur anhand einer „Worst Case“-Überlegung eingegrenzt werden, wie wir sie am Beispiel inhalierten Plutoniums in C.7.2 durchgeführt haben.

In der Fachwelt ist anhand von ICRP 71 (62) auch die Debatte über die Zuverlässigkeit der Dosisfaktoren nach Ingestion aufgenommen worden (73). Von Taylor (74) wird insbesondere auf die Abhängigkeit der biokinetischen Parameter vom Lebensalter hingewiesen. Nach seinen Ausführungen können durch Nichtbeachtung dieses Einflusses Organdosen um bis zu zwei Größenordnungen unterschätzt werden. Die ICRP-Publikation 71 von 1995 (62) macht dazu Angaben, die in den Dosisfaktoren nach BMU (6) jedoch naturgemäß noch nicht berücksichtigt sind.

C.8.2 Beispiel Strontium 90

Die Dosisfaktoren für Sr 90 sind von der ICRP gegenüber den Anfangswerten stark revidiert worden. In ICRP 20 (75) wurden sie für Knochen um den Faktor 4 und für den Ganzkörper um den Faktor 13 gesenkt. Der Grund war die Einführung eines eigenen Stoffwechselmodells für die knochensuchenden Erdalkalimetalle, die die besonderen Unterstrukturen der Knochen berücksichtigt und von dem Parallelmodell der Kompartimente nach C.8.1 (Anhang 11) abweicht, s. Anhang 12. Die Auswahl der Daten, anhand derer eine Anpassung der Retentionsfunktion erfolgte, wird in (39) kritisiert. Dort wird abgeleitet, daß eine konservative Angleichung nicht erfolgte und die neuen Dosisfaktoren nicht verlässlicher sind als die alten.

Stellt man eine Maximalbetrachtung für die Knochendosis an, indem man annimmt, daß sich alles Sr 90 im Skelett des Erwachsenen ansammelt (10 kg einschließlich Bindegewebe und Knochenmark) und daß auch das Folgeprodukt Y 90 dort verbleibt, ergibt sich eine um den Faktor 95 höhere Dosis als nach AVV für das rote Knochenmark zu verwenden ist (vgl. Tab. 4, S. 6). Nimmt man an, daß das Folgeprodukt Y 90 in andere Kompartimente abwandert, resultiert noch ein Faktor 20.

C.9 Die Gonadendosis als Maß für das Leukämierisiko von Kindern

Ein bei der Grenzwertsetzung nicht berücksichtigtes Gesundheitsrisiko ist die genetische Induktion von Leukämieerkrankungen über die Keimbahn der Eltern (76), s. Kap.D. Hierfür ist die Gonadendosis bei Männern und Frauen zu ermitteln, für die in (6) ebenfalls Dosisfaktoren angegeben werden. Für diese Dosisfaktoren muß man wahrscheinlich noch größere Unsicherheiten ansetzen als bei denjenigen, die das somatische Risiko betreffen, da für diese in der Literatur sehr viel weniger Untersuchungen vorliegen.

C.10 Bedeutung der Altersklasse < 1 Jahr

Im Regelwerk der BRD werden die Dosisfaktoren nur für 2 Altersgruppen angegeben: Erwachsene und Kleinkinder im Alter von 1 Jahr. Durch letztere soll die Exposition von Kindern in konservativer Weise berücksichtigt werden. Für Embryonen und Feten, denen man eine besonders hohe Strahlenempfindlichkeit zuordnen muß, werden ebenfalls keine Dosisfaktoren in (6) mitgeteilt. Zwar sind bei einer Bevölkerungsexposition diese Stadien nur in einer Minderheit gegenüber den postnatalen Altersgruppen anzutreffen, jedoch ist zu untersuchen, ob durch die höhere Empfindlichkeit und eventuell auch höheren Dosisfaktoren nicht doch ein nennenswerter Effekt zu erwarten ist.

Nach BEIR V (77) beträgt das relative Risiko für Leukämie im Alter von 5 Jahren bei Bestrahlung 4,66/0,1 Gy und dauert eine Zeitspanne von 2-15 Jahren nach Exposition an. Daraus resultiert eine Verdopplungsdosis von 27 mSv. Zusätzlich muß berücksichtigt werden, daß die RBW auch für locker ionisierende Strahlung energieabhängig ist, wie vornehmlich aus Studien über strahleninduzierte Chromosomenaberrationen bekannt ist. Das Modell des Komitees ist von den japanischen Daten abgeleitet. Die Exposition in Hiroshima und Nagasaki erfolgte durch eine sehr hochenergetische Gammastrahlung, wobei 95 % bei Energien oberhalb 150 keV und 66 % oberhalb 500 keV lagen, mit nennenswerten Beiträgen bis herauf zu etlichen MeV (78). Da der LET für Gammastrahlung mit steigender Energie in dem relevanten Gebiet von 100 keV bis 10 MeV abnimmt (79), erscheint die Annahme eines Qualitätsfaktors von 0,5 für die Atombombenüberlebenden im Vergleich zu üblichen Gammaexpositionen angemessen. Daraus folgt eine Reduzierung der Verdopplungsdosis auf 13,5 mSv.

Im vorgeburtlichen Stadium sind die Individuen empfindlicher. Von den 9 bei Krümmel bekannt gewordenen kindlichen Leukämiefällen im 5 km-Umkreis (Tab.15) haben 7 ein Geburtsjahr innerhalb des KKK-Betriebes (Beginn Sept. 83), d.h. sie könnten auch pränatal exponiert worden sein. Aus den Daten des Oxford Survey of Childhood Cancers (80) kann eine Verdopplungsdosis von 3,3 mSv für Leukämie abgeleitet werden. Das relative Risiko muß auf die Anzahl der Schwangerschaften in der Elbmarsch bezogen werden. Nach Demuth (81) lebten in der Samtgemeinde in der relevanten Zeitspanne im Mittel 1600 Kinder (Personen unter 15 J.). Wenn man diesen Wert als konstant ansieht, ergibt das pro Jahr 107 Schwangerschaften, wobei die Embryonen aber jeweils nur 9 Monate exponiert sind.

Tab. 15 Kindliche Leukämiefälle im 5 km-Umkreis des Kernkraftwerks Krümmel

Nr.	Geburts-jahr	Geschl.	Leukämie- typ	Diagnose- datum	Alter bei Diagnose
1	1986	w	ALL	2/90	3
2	1981	m	ALL	3/90	9
3	1981	m	AML	4/90	9
4	1989	w	ALL	1/91	1
5	1988	m	ALL	5/91	2
6	1993	m	AML	1994	1
7	1992	m	ALL	1995	3
8	1985	m	ALL	6/95	10
9	1993	m	ALL	6/96	2

m: männlich ALL: Akute lymphatische Leukämie
w : weiblich AML: Akute myeloische Leukämie

Demnach sind Embryonen 4,1mal empfindlicher als die Gruppe der Kinder (5jährige Kinder als Referenz genommen) aber nur mit einem Anteil von $107 \times 0,75$ in der Bevölkerung gegenüber Kindern vertreten. Das bedeutet, daß bei gleicher Dosis der bei Kindern ausgelöste Leukämieeffekt um 21 % durch pränatale Exposition erhöht würde.

Bei Inkorporation von radioaktiven Strahlern könnten jedoch mikrodosimetrische Effekte für noch höhere Wirkungen ausschlaggebend sein. In Versuchen an der Maus, bei denen schwangeren Tieren und Geborenen im Säuglingsalter intravenös die gleiche Pu 239-Konzentration verabfolgt wurde, hatten die Feten bis zu 500fach geringere Pu-Konzentrationen als die postnatal Kontaminierten, dennoch lagen höhere Schädigungen des blutbildenden Systems vor, die die Autoren in Beziehung zum Leukämierisiko setzen (82). In dem neuen NCRP-Report 128 über die Exposition von Embryonen und Feten (83) wird insbesondere darauf hingewiesen, daß etliche der zu betrachtenden Strukturen kleiner sind als die Weglänge der ionisierenden Teilchen. Die gefundene fetale Empfindlichkeit des hämopoetischen Systems für Pu in Mäusen ist α -strahlenspezifisch. Bei chronischer γ -Exposition ergab sich ein wesentlich geringerer Effekt pro Dosiseneinheit, für die α -Strahlung wurde im Vergleich dazu eine RBW von 250-360 abgeleitet (84).

Damit zeigt sich ein Effekt, der für Kontaminationen durch kerntechnische Anlagen sehr bedeutsam sein kann. Es war auch gerade dieser Aspekt, der die Autoren - unter dem Eindruck der Sellafieldleukämien und den Leukämieerhöhungen bei anderen britischen Anlagen - zu diesen Untersuchungen veranlaßte. Die lückenhaften bisherigen Erkenntnisse über die Strahlenbelastung von Feten und Embryonen bei Inkorporation radioaktiver Stoffe, die in der Literatur bis heute beklagt werden (83,85,86), könnten daher in der Praxis damit einhergehen, daß bei bestimmten Umgebungskontaminationen drastisch höhere Embryonaldosen gegenüber postnatalen Stadien erreicht werden.

In Bezug auf das Reaktornuklid Sr 90 wird im NCRP-Report 128 (83) auf Arbeiten von vier Autoren bzw. Autorengruppen verwiesen. Drei davon finden etwa gleiche fetale Dosen nach Sr 90-Inkorporation durch die Mutter, wie der Dosis der Mutter entspricht. Bei einer Gruppe sind die Dosisfaktoren um 2 Größenordnungen kleiner als bei der Mutter. Ein Problem

besteht dabei im Mangel an Daten nach chronischer Exposition der Mutter, da man in solchen Fällen eine besondere Anreicherung im Fetus durch Aufbau der Knochenstrukturen erwarten würde.

Die ICRP bereitet ebenfalls eine neue Publikation über embryonale Expositionen vor, die Dosisfaktoren enthalten soll (87). Aufgrund ihrer Daten haben Fell u.a. berechnet, daß die Knochenmarksdosis des Neugeborenen bei Sr 90-Ingestion von Schwangeren 2fach höher liegt als die Knochenmarksdosis der Erwachsenen (88), damit also eine Anreicherung in dem oben diskutierten Sinne vorläge.

Direkte Dosisfaktoren, aus denen man die Embryonaldosis pro aufgenommener Aktivität durch die Mutter entnehmen kann, werden auch für Pu 239 in NCRP 128 nicht angegeben. Nach ihren Angaben wurde von einer Forschergruppe in einem menschlichen Fetus eine Konzentration gefunden, die einer dreifachen Anreicherung gegenüber dem mütterlichen Gewebe entspricht. Dieses wurde von anderen Untersuchern aber nicht bestätigt.

Zur embryonalen Dosimetrie von Pu 239 wird in NCRP 128 weiterhin auf eine Arbeit von Sikov und Hui verwiesen (89), die die Embryodosis nach einmaliger Gabe von 37 Bq Pu 239 in das mütterliche Blut in drei verschiedenen Schwangerschaftsstadien bestimmten. Die akkumulierte Dosis bis zur Geburt errechnet sich je nach Stadium als mindestens 6- bis 56mal höher als die mütterliche Blutdosis. Bezogen auf die Aktivitätsaufnahme der Mutter (Ingestion) ergibt das mit einem Resorptionsfaktor $f_1 = 10^{-3}$ (vgl. C.8.2.) im Embryo jedoch nur 0,6 bis 5,6 % der mütterlichen Dosis und damit keine höhere Exposition des Embryos im Vergleich zur Mutter. Allerdings wird über den Einbau von Pu 239 in das embryonale Skelett nichts ausgesagt.

Für Co 60 gibt es eine Angabe wiederum von Sikov et al. (89). Die akkumulierte Dosis des Embryos bis zur Geburt nach Injektion einer Co 60-Aktivität in das Blut der Mutter wurde zu $2,7 \cdot 10^{-7}$ Sv/Bq bestimmt. Der Ingestionsdosisfaktor für das rote Knochenmark beim Erwachsenen beträgt $5,5 \cdot 10^{-9}$ Sv/Bq (Tab. 4, S. 6). Mit einem Resorptionsfaktor 0,3 (Tab. 14, S. 40) würde das einer auf die original von der Mutter aufgenommene Radioaktivitätsmenge bezogene Dosis von $8,1 \cdot 10^{-8}$ Sv/Bq beim Embryo entsprechen. Damit ergibt sich eine etwa 15mal höhere Embryonaldosis, als der mütterlichen Dosis entspricht. Für dieses Nuklid läge also ebenfalls eine bedeutsame Überhöhung gegenüber der Dosis eines potentiell postnatal bestrahlten Kollektivs vor.

Für Tritium in Form von HTO haben dieselben Autoren (89) für die gleiche Situation eine Embryodosis von $1,8 \cdot 10^{-7}$ Sv/Bq angegeben. Die Blutkonzentration der Mutter entspricht bei 5 l Blutvolumen und 70 kg einer 14fach höheren Gesamtaufnahme von Tritium, somit ergibt sich ein Dosisfaktor von $1,3 \cdot 10^{-8}$ Sv/Bq für den Embryo, der damit die Erwachsenenwerte um das 1000fache übersteigt.

Für Cäsium wird in NCRP 128 angenommen, daß es sich wegen seiner chemischen Ähnlichkeit mit Kalium als intrazellulärer Elektrolyt in Mutter und Embryo gleich verteilt und wegen ähnlicher biologischer Halbwertszeiten etwa die gleiche Dosis liefert.

Insgesamt läßt sich aufgrund der Datenlage nach NCRP 128 und der lückenhaften Erfassung der Immissionen keine Bewertung darüber abgeben, wie groß der Beitrag

vorgeburtlicher Exposition auf das Leukämiegeschehen in der Elbmarsch im Vergleich zur postnatalen Exposition sein kann. Dennoch könnte die Erklärung für eine vermeintlich zu kleine Strahlenexposition in der Elbmarsch durch radioaktive Emissionen, um den Leukämieeffekt zu erklären, gerade in der schwierigen und weitgehend unbekanntem Dosimetrie bei pränataler Exposition durch Radionuklide und den in dieser Entwicklungsphase besonders empfindlichen Zellstadien liegen.

In NCRP 128 wird als besonderer Belastungspfad auf die Möglichkeit der extraembryonalen Deposition von Radionukliden im Uterus hingewiesen, die für die Aktinide gemessen worden ist (90). Da die Vorstufen des blutbildenden Systems zuerst in Blutinseln des Dottersacks gebildet werden, hat man die Möglichkeit einer Exposition dieser Stammzellen mit den beobachteten Leukämieclustern bei kerntechnischen Anlagen in Zusammenhang gebracht (90,91). Bei Versuchen an Affen und Nagetieren wurden gerade im Dottersack hohe Konzentrationen von Plutonium festgestellt (90-92). Die berichteten nachweislichen Schädigungen des hämopoetischen Systems bei der Maus durch Pu 239 in der sehr frühen Entwicklungsphase (82) traten bereits bei sehr geringen Inkorporationsdosen auf (93). Daher wird eine zusätzliche Betrachtung der Exposition dieser Vorstufen bei der Dosimetrie des hämopoetischen Systems gefordert.

C.11 Bewertung der Verlässlichkeit von Inkorporationsdosisbestimmungen

Die in der Strahlenschutzgesetzgebung zu verwendenden Dosisfaktoren bei Inkorporation radioaktiver Stoffe sind mit großen Unsicherheiten behaftet und können je nach Stoffwechselverhalten des Nuklids zu Dosisunterschätzungen um bis zu 2 Größenordnungen führen. Die Kopplung der Einhaltung von Grenzwerten - und damit die Erfordernis, daß eine Maximaldosis im Individualfall mit Sicherheit nicht überschritten wird - an ein Rechenverfahren, das die Strahlenbelastung in der beschriebenen Weise modellmäßig herleitet, ist daher vom Prinzip her zu kritisieren.

Eine konservative Vorgehensweise würde in vielen Fällen aufgrund der lückenhaften Datenlage eine Maximalabschätzung der möglichen Dosis erfordern, von der die vorgeschriebenen Dosisfaktoren (6) häufig weit entfernt liegen. Eine Konservativität ist durch die Berücksichtigung einer 50 Jahre-Folgezeit nach Inkorporation beim Erwachsenen und 69 Jahre-Folgezeit beim Kind gegeben, jedoch natürlich nur für die Betrachtung einer mittleren Dosis. Bei kurzen biologischen Halbwertszeiten ist der Einfluß dieser Überschätzung auf die Kollektivdosis auch nur marginal und nicht geeignet, die angesprochenen Variationen anderer wie der biochemischen und biokinetischen Parameter zu kompensieren.

Für die Beurteilung des Leukämieproblems in der KKK-Umgebung ist weniger die Einhaltung der Grenzwerte interessant, als die Höhe der möglichen Kollektivdosis bzw. jeweiligen Kollektivdosen für die verschiedenen Risikogruppen (Kinder - Erwachsene - Embryonen - Eltern in spe). Daß eine realitätsnähere Dosisbestimmung vorliegt, wenn man über viele Individuen bei Anwendung der Dosisfaktoren nach (6) mittelt, wurde nicht nachgewiesen und kann aufgrund der Datenlage und der Möglichkeit systematischer Fehler in der Modellierung nicht garantiert werden.

Ein besonderes Problem stellt die Dosisbestimmung bei Embryonen dar, da u.a. besonders in der frühen Entwicklungsphase die Strukturen sehr klein sind, sich schnell verändern und geometrisch und massenmäßig schwer zu modellieren sind. Hier ist also nicht nur das biokinetische Verhalten der Nuklide, sondern auch die physikalische Nachbildung fraglich. Hinzu kommen die Anreicherungen und die Inhomogenitäten bei der Verteilung der Partikelstrahler in den Strukturen selbst und ihrer Nachbargewebe.

Wir gehen aber nicht davon aus, daß die beobachteten Leukämien in der Umgebung des KKK nur dadurch zu erklären sind, daß allenfalls die nicht genau bekannten Dosen und Wirkungen bei der Exposition der Embryonalstadien durch Radionuklide den entscheidenden Beitrag geben könnten. Unsere Untersuchungen dizentrischer Chromosomen bei der Elbmarschbevölkerung in den Jahren 1992 und 93 haben nicht nur bei Kindern (94), sondern auch bei Erwachsenen (95) eine erhebliche Strahlenbelastung der Elbmarschbevölkerung ergeben. Diese Ergebnisse werden nicht dadurch widerlegt, daß in den von den Ländern Schleswig-Holstein und Niedersachsen finanzierten Verbundstudien, deren Belastbarkeit wegen methodischer Mängel von den Leukämiekommissionen verworfen wurden, keine erhöhten Raten dizentrischer Chromosomen gegenüber der Kontrollregion Plön gefunden wurden. In diesen Blindstudien fanden wir ebenfalls signifikant erhöhte Raten für die Elbmarsch in den von uns untersuchten Untergruppen. Das Ergebnis bei Erwachsenen entspricht dem der eigenen, von der Bürgerinitiative gegen Leukämie in der Elbmarsch finanzierten Untersuchung (31, 96). Auffällig war in unserem Ergebnis an Erwachsenen die statistische Verteilung der Chromosomenaberrationen in den Zellen, die den Hinweis auf inkorporierte α -Strahlung ergab (95). Die untersuchten Lymphozyten können sowohl im Knochenmark als in anderen Körperkompartimenten exponiert worden sein, so daß eine Aussage über die Belastung des kritischen Organs für die Leukämieinduktion nicht möglich ist. Die bei Reaktoremissionen in Frage kommenden α -Strahler sind jedoch Transurane, die großenteils als Knochensucher bekannt sind. Ihr spezifischer Transfer in den Körper bei Inhalation und Ingestion und ihre mikrodosimetrischen Ansammlungen sind nach oben nicht genau bekannt. Während die Transurane im Umgebungsmonitoring der beiden kerntechnischen Anlagen nicht nuklidspezifisch überwacht werden, wurden andere Reaktornuklide in der Umgebung festgestellt, deren potentieller Beitrag zur "leukämie relevanten" Dosis in der Bevölkerung anhand der aufgefundenen Konzentrationen und der dargestellten Unsicherheiten der Dosisfaktoren ebenfalls nicht abgelehnt werden kann.

Eine quantitative Abschätzung des möglichen Beitrags der festgestellten und der indirekt abzuleitenden nuklidspezifischen Kontamination zur Bevölkerungsdosis würde den Rahmen dieses Gutachtens überschreiten.

D) Wirkung radioaktiver Stoffe im Körper

Inkorporierte radioaktive Stoffe können in allen Zellsystemen stochastische Effekte auslösen. Unterschiede zu den beobachteten Wirkungen bei durchdringender Strahlung und gleicher Energiedosis ergeben sich u.a. durch mikrodosimetrische Inhomogenitäten in der Verteilung, unterschiedliche Weglängen bei dicht ionisierenden Partikeln sowie durch Transmutations- und Dosisleistungseffekte (97).

Die RBW inkorporierter α -Strahler für stochastische Effekte kann sehr viel höher sein als 1 und wird bei Niederdosisexposition durch den von der ICRP angesetzten Q-Faktor 20 nicht konservativ berücksichtigt. Nach Kuni (98) müßten aufgrund des bei α -Strahlern beobachteten inversen Dosisleistungseffekts, der Abweichungen im Dosiswirkungsverlauf gegenüber locker ionisierender Strahlung und des notwendigen Bezugs zu einer energetisch standardisierten Referenzstrahlung modifizierende Faktoren angebracht werden. Die Äquivalentdosis muß dadurch je nach Dosisbereich und Effekt bis um das 8,75fache erhöht werden (entspricht einer RBW von 175). Diese Abschätzungen beziehen sich auf postnatal strahleninduzierte Krebserkrankungen. Auf experimentell bestimmte noch höhere RBW-Werte bei α -Strahlung im pränatalen Stadium wurde in Kap. C.10 hingewiesen (84).

Auch die Betrachtung von Risikogruppen in einer strahlenexponierten Bevölkerung muß bei der Möglichkeit der Inkorporation besonders ausgewählt erfolgen. Nicht nur Embryonen und Kleinstkinder könnten durch ein spezifisches Stoffwechselverhalten der Nuklide besonders gefährdet sein, auch der Effekt der Leukämieentstehung nach präkonzeptioneller Exposition wird in neuerer Zeit bevorzugt im Zusammenhang mit inkorporierter Radioaktivität, insbesondere Pu 239, untersucht (99,100).

Die Deutung der Leukämieerhöhung bei Sellafield durch Gardner und Mitarbeiter (101) wird von vielen Autoren als widerlegt hingestellt. Die genetische Induzierbarkeit ist jedoch auch durch frühere Tierversuche mit Röntgenstrahlen belegt (102) und durch eine Reihe von epidemiologischen Untersuchungen nach präkonzeptioneller Röntgendiagnostik (103-108, s. Tab. 16). Sie ist nicht auf die Keimbahn des Vaters beschränkt. Sorahan und Roberts fanden ein erhöhtes Risiko für Krebs im Kindesalter bei beruflich strahlenexponierten Vätern aus dem Oxford Survey (109), signifikant erhöht war dies bei Berufen mit potentieller Radionuklidinkorporation (RR 2,87), für Leukämie betrug das relative Risiko 2,57 bei einem 95 %-Vertrauensbereich von 0,54-12,2.

Die Verdopplungsdosen für diesen Effekt schätzen wir aus Situationen mit externer Bestrahlung ab. Die Studien über die Folgen von Röntgendiagnostik bei Eltern leiden darunter, daß die Zeiträume vor Konzeption, in der die Exposition erfolgte, nicht vergleichbar bzw. nicht angegeben sind. Bei Vätern beziehen wir uns daher auf die Angaben von Gardner u.a. Sie haben zur Bildung von Dosisklassen einerseits die gesamte akkumulierte Dosis der Beschäftigten betrachtet und andererseits die Dosis 6 Monate vor Konzeption. Die Begründung für letztere Zeitspanne ist u.E. unerfindlich. Als empfindlichste Stadien der Spermatogenese gelten die postmeiotischen Spermatiden und Spermatozoen (102,110,111), deren Zykluszeit nach Austin (112) 74 Tage beträgt. Da dieser Zeitraum nicht betrachtet wurde, beziehen wir uns auf die Angaben über 6 Monate. Die mittlere Dosis

in 6 Monaten für Beschäftigte der Anlage Sellafield wurde von Little (113) zu 5 mSv bestimmt. Damit ergibt sich eine Verdopplungsdosis von 3,6 mSv (Tab. 16).

Bei der Angabe einer Verdopplungsdosis für die Gonadenbelastung der Mütter beziehen wir uns auf die Ergebnisse von Shiono (Tab. 16), weil sie im Gegensatz zu den anderen auf einer prospektiven Studie beruhen und den kleinsten Wert liefern (108). Die größte Strahlenempfindlichkeit haben die Eizellen unmittelbar vor der Ovulation, also kurz vor der Befruchtung (114). Dies wird bei den Studien in Tab. 16 nicht berücksichtigt, so daß man davon ausgehen kann, daß die Verdopplungsdosis um so kleiner ist, desto geringere Zeitspannen vor der Konzeption man betrachtet. Die erhaltene Rate haben wir gegenüber dem Originalwert für das RR von 2,61 verdoppelt, da die Autoren nur Kinder bis zu 7 Jahren untersuchten. (Die Angabe eines relativen Risikos bezieht sich bei Shiono u.a. allerdings nicht nur auf Leukämie sondern alle malignen Erkrankungen.) Die mittlere Gonadendosis durch diagnostisches Röntgen haben wir hier zu 3 mSv angenommen. Daraus ergibt sich eine Verdopplungsdosis von 1,4 mSv für diesen Effekt.

Tab.16 Leukämie in der 1. Generation nach elterlicher Strahlenexposition beim Menschen (Röntgendosen in Spalte 2 geschätzt; *) nicht signifikant, nur Kinder < 2 J.;**) s. Text)

	Dosis mSv	Relatives Risiko	Verdopplungs- dosis, mSv
Sellafield			
Alle Stadien der Spermatogenese	200	2,4	32
6 Monate vor Konzeption	10	2,4	3,6
Präkonzept. Röntgendiagnostik			
Spermatogonien (Graham u.a. 1966)	5	1,31	16
Spermatogonien (Shu et al. 1988)	3-30	1,4-3,9	
Spermatogonien (Shu u.a. 1994)	3	1,69*)	
Oozyten (Stewart u.a. 1958)	5	1,69	7,2
Oozyten (Graham u.a. 1966)	5	1,73	6,8
Oozyten (Natajara u. Bross 1973)	5	1,4	12,5
Oozyten (Shiono u.a. 1980)	3	3,22**)	1,4

Nach diesen Annahmen würde bei einer gleichen Dosis für Gonaden und Knochenmark (wie sie bei homogener Strahlenbelastung durch externe durchdringende Strahlung vorläge) der Beitrag ebenso wie bei der pränatalen Exposition nicht sehr erheblich sein. In (76) haben wir die Anteile bei einer solchen Bestrahlungssituation in einer Bevölkerung wie in der Elbmarsch wie folgt abgeschätzt:

- 67 % der Leukämien durch postnatale Exposition
- 14 % durch pränatale Exposition
- 8 % durch präkonzeptionelle Exposition der Väter und
- 11 % durch präkonzeptionelle Exposition der Mütter

Wie aus den Ausführungen in Kap.C hervorgeht, könnten diese Verhältnisse bei Inkorporation von Reaktornukliden erheblich verschoben werden.

Schriftenverzeichnis

1. TÜV Norddeutschland: Gutachten über die Sicherheit des Kernkraftwerks Krümmel zum Strahlenschutz beim Betrieb. Teil II des Betriebsgutachtens. Hamburg, Juli 1983, Nr. 27-83-007
2. Hoffman, W., Greiser, E.: Retrospektive Inzidenzstudie Elbmarsch. Inzidenz von Leukämien, malignen Lymphomen etc. in den Landkreisen Herzogtum Lauenburg, Harburg und Lüneburg, 1984-1993. Bremer Institut für Präventionsforschung und Sozialmedizin Juli 1994
3. Schrüfer, E.: Strahlung und Strahlungsmeßtechnik in Kernkraftwerken. Verlag Elitera 1974
4. BMU (Hrsg.): Modelle, Annahmen u. Daten mit Erläuterungen zur Berechnung der Strahlenexposition bei der Ableitung radioaktiver Stoffe mit Luft oder Wasser zum Nachweis der Einhaltung der Dosisgrenzwerte nach § 45 StrlSchV. Veröffentl. der Strahlenschutzkommission Bd. 17, Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, Jena, New York 1992
5. TÜV Norddeutschland: Störfälle mit Aktivitätsfreisetzungen. Gutachten über die Sicherheit des Kernkraftwerks Krümmel. Hamburg, Dezember 1982, Nr. 27-82-007
6. Bundesminister der Justiz (Hrsg.): Bekanntmachung der Dosisfaktoren Äußere Exposition - Erwachsene u. Kleinkinder (1 Jahr), Ingestion u. Inhalation - Kleinkinder (1 Jahr), Ingestion und Inhalation - Erwachsene. Vom 5. Sept. 1989. Bundesanzeiger Jahrgang 41, 30.9.1989, 6 1990 A, Nr. 185a
7. Kernkraftwerk Krümmel: Jahresberichte zur Umgebungsüberwachung 1981-95.
8. Fachbeamtenkommission Nieders./Schleswig-Holstein: Untersuchungen zur Frage einer Ursache-Wirkungs-Beziehung zwischen dem Betrieb der kerntechnischen Anlagen KKK und GKSS und dem Auftreten von Kinderleukämie in der Elbmarsch. Bericht vom März 1992, mit Anlagenband
9. Ziggel, H.: Untersuchung zur Rekonstruktion kurzlebiger Spaltproduktmissionen durch das Kernkraftwerk Krümmel anhand der Auswertung von Umgebungsüberwachungs-Meßdaten. Auftrag des Niedersächsischen Sozialministeriums, Bremen, Februar 1996
10. KKK-Arbeitsbericht: Emissionen radioaktiver Stoffe mit dem Abwasser und der Fortluft des KKK in den Jahren 1983 bis 1985. Auszug Monatsberichte, 27.6.1995
11. MFE Kiel: Stellungnahme zur Radioaktivität des Niederschlags in der Umgebung des Kernkraftwerks Krümmel. Kiel, Jan. 1997. Dok. Nr. 134
12. BMU: Jahresberichte Umweltradioaktivität und Strahlenbelastung
13. BMU (Hrsg.): Auswirkungen des Reaktorunfalls in Tschernobyl auf die Bundesrepublik Deutschland. Veröffentl. der Strahlenschutzkommission Bd.7, Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, Jena, New York 1987
14. Bonka, H.: Strahlenexposition durch radioaktive Emission aus kerntechnischen Anlagen im Normalbetrieb. Verlag TÜV Rheinland, Köln 1982
15. Gesellschaft für Reaktorsicherheit: Unfallfolgen und Risikoergebnisse. Fachverband 8 der Deutschen Risikostudie Kernkraftwerke, GRS-A-468, Nov. 1980
16. Schmitz-Feuerhake, I., Dieckmann, H.: Raum-zeitliche Analyse von Elbmarschdaten zur Bestimmung von Expositionszeitpunkten und Strahlenbelastungen. Bericht an die Kommissionen zur Aufklärung der Leukämievorkommens in der Elbmarsch und an die AG Belastungsindikatoren vom 21.4.94
17. Dr. K. Hinrichsen, Prof. Dr. I. Schmitz-Feuerhake, O. Schumacher, H. Ziggel: Hinweise auf unerklärte Radionuklidfreisetzungen durch das Kernkraftwerk Krümmel, basierend auf Auswirkungen von Messungen im Rahmen des Umgebungsüberwachungsprogramms zum KKK und Modellrechnungen. Bericht, im Juli 1996. An Staatssekretär W. Voigt, MFE, Kiel
18. Schmitz-Feuerhake, I., Dieckmann, H., Dannheim, B., Heimers, A., Schröder, H.: Leukämie und Radioaktivitätsleckagen beim Kernkraftwerk Krümmel. Universität Bremen, Inf. zu Energie u. Umwelt. Teil A Nr. 28, Bremen 1997, Dok. Nr. 171

19. Schmitz-Feuerhake, I.: Edelgasszenario- Bewertung kurzlebiger Spaltproduktemissionen des Kernkraftwerks Krümmel im Rahmen der Edelgasthese zur Aufklärung des Leukämievorkommens in der Elbmarsch, Beratungsauftrag v. 21.11.95, für den Beirat für Fragen des Kernenergieausstiegs, Niedersächs. Umweltministerium. 2. ergänzte Fassung v. 6.9.96
20. GKSS-Forschungszentrum Geesthacht GmbH: Jahresberichte zur Umgebungsüberwachung. 1983-1991
21. Allgemeine Verwaltungsvorschrift zu § 45 StrSchVO: Ermittlung der Strahlenexposition durch die Ableitung radioaktiver Stoffe aus kerntechnischen Anlagen oder Einrichtungen. Bundesanzeiger Nr. 64a vom 31. März 1990
22. Dipl. Met. Dr. Karsten Hinrichsen, pers. Mitteilung
23. Handl, J.: Sr 90-Aufnahme in Nutzpflanzen bei Berücksichtigung des Ca-Gehalts des Bodens. Nieders. Inst. f. Radioökologie, Jahresbericht 1987
24. Energiesysteme Nord GmbH: Radioaktivitätsüberwachung in der Umgebung von Kernkraftwerken. Behördenmeßprogramm. 1983-
25. Schmitz-Feuerhake, I.: Ergebnisse des Werkauftrages vom 24.2.94 über Pilotstudie C 14-Einlagerungen in Baumringen mit digitaler Autoradiographie. An Nieders. Sozialministerium 3.8.1995
26. Schmitz-Feuerhake, I.: Betrachtungen zur Tritiumbelastung in Bäumen aus Elbmarsch und zum „Edelgasszenario“. An die Leukämiekommissionen. Bremen, 12.2.1993
27. Schmitz-Feuerhake, I.: Berichtigungen und Ergänzungen zum Edelgasszenario. An die Leukämiekommissionen u. AG Belastungsindikatoren. 28.1.1994
28. Kernkraftwerk Krümmel GmbH: Statusbericht zur Umweltradioaktivität der kraftwerksnahen Umgebung für den Zeitraum 1981 bis 1990. Teil I bis III, 1992
29. Schriber, G., Czarnecki, J., Loosli, H., Oeschger, H.: Emissions- und Immissionsmessungen von Kohlenstoff-14 beim Kernkraftwerk Mühleberg, Schweiz. In: Stieve, F.E., Kistner, G. (Hrsg.): Strahlenschutzprobleme im Zusammenhang mit der Verwendung von Tritium und Kohlenstoff-14 und ihren Verbindungen. STH-Berichte 12/1980
30. Strack, S.: Modelling of Tritium in plants considering atmospheric releases from nuclear installations. In: ISH-Heft 128, 1989, S. 116-123
31. Fachkommission Leukämie des Landes Schleswig-Holstein: Erklärung zum bisherigen Ergebnis der Kommissionsarbeit vom 3. Dez. 1997
32. Öko-Institut Darmstadt: Analyse der Emissions- und Immissionsdaten des GKSS-Forschungszentrums aus Anlaß der Leukämiefälle in der Elbmarsch. Gutachten für Minister für Finanzen u. Energie des Landes Schleswig-Holstein 1996
33. Institut für Strahlenhygiene des Bundesgesundheitsamtes, K. Henrichs, U. Elsasser, C. Schotola, A. Kaul: Dosisfaktoren für Inhalation oder Ingestion von Radionuklidverbindungen (Altersklasse 1 Jahr). ISH-Heft 78, Neuherberg Nov. 1985
34. Institut für Strahlenhygiene des Bundesgesundheitsamtes, Noßke, D. Gerich, B., Langner, S.: Dosisfaktoren für Inhalation oder Ingestion von Radionuklidverbindungen (Erwachsene). ISH-Heft 63, Neuherberg 1985
35. International Commission on Radiological Protection: Recommendations of the ICRP, ICRP-Publication 26, Pergamon Press, Oxford 1977
36. International Commission on Radiological Protection: Limits for Intakes of Radionuclides by Workers. ICRP-Publication 30 Part 1, Pergamon Press, Oxford 1979
37. International Commission on Radiological Protection: Report of the Task Group on Reference Man. ICRP Publication 23, Pergamon Press, Oxford 1975
38. Roedler, H.D. et al.: Development of an extended formalism for internal dose calculation and for practical application of several biologically distributed radionuclides . In Int. Atomic Energy Agency: Assessment of Radioactive contamination in Man. IAEA-SU-150/28, Wien 1972
39. Fischer, H., Hettwig, B., Urbach, M.: Strahlenbelastung durch inkorporierte Radionuklide. Universität Bremen. Information zu Energie und Umwelt Teil A Nr. 15, Bremen 1982

40. Henrichs, K., Paretzke, H.G.: Strahlenexposition durch Inkorporation radioaktiver Caesiumisotope. Ges. f. Strahlen- u. Umweltforschung, GSF-Bericht 6/85, April 1985
41. Schmitz-Feuerhake, I.: Primärkühlmitteleckagen innerhalb des Sicherheitsbehälters beim KKK. Antrag an AG Belastungsindikatoren v. 3.2.97, Dok. Nr. 132
42. Hatch, F.T., J.A. Mazrimas: Tritiation of animals from tritiated water. *Radiat. Res.* 50 (1972), 339-357
43. Ueno, A.M.: Incorporation of tritium from tritiated into nucleic acids of *Oxyzias latipes* eggs. *Radiat. Res.* 59 (1974), 629-637
44. Commerford, S.L., A.L. Carsten, E.P. Cronkite: The turnover of tritium in cell nuclei, chromatin, DNA, and histone. *Radiat. Res.* 92 (1982), 521-529
45. Zipfel, P.F.: Untersuchung der Stabilität der zellulären DNA, des DNA-Turnovers und Konzepts der spezifischen Aktivität bei verschiedenen eukariontischen Zellsystemen. Diss. Universität Bremen 1984.
46. Mathur-de Vre, R., J. Binet: Molecular aspects of tritium water and natural water in radiation biology. *Prog. Biophys. Molec. Biol.* 43 (1984), 161-193
47. Seelentag, W.: Two cases of tritium fatality. In: Moghissi, A., Carter M.W. (Eds.): *Tritium*. Phoenix, Messenger Graphics 1973, p. 267-280
48. Int. Commission on Radiological Protection: Age-dependent doses to members of the public from intake of radionuclides. ICRP Publ. 56, Part 1, Oxford, Pergamon Press 1989
49. Hill, R.L., Johnson, J.R.: Metabolism and dosimetry of tritium. *Health Phys.* 65 (1993) 628-647
50. Straume, T., Carsten, A.L.: Tritium radiobiology and relative biological effectiveness. *Health Phys.* 65 (1993) 657-672
51. Kasche, V., P. Zipfel: Die spezifische Aktivität von Tritium und C 14 in Abhängigkeit von der spezifischen Aktivität der organischen und anorganischen Vorstufe in der Nahrung. Symposium über Strahlenschutzprobleme in Verbindung mit Tritium und Kohlenstoff-14, Bundesgesundheitsamt, Berlin, 14.-16.11.1979
52. Balanow, M.I., Likhtarev, Y, I. Moskalev: The metabolism of ^3H compounds and limits for intakes of workers. *Health Physics* 47 (1984), 761-773
53. Benz, R.D., A.L. Carsten: Genotoxicity of tritium: sister chromatid exchanges induced by injection of tritiated water in murine bone marrow cells. 26th Ann. Meeting Japan. Radiation Res. Soc., Kyoto 1983, Abstract 3-C-15 in *J. Radiat. Res.* 25 (1984), 46
54. Vulpius, N.: The induction of chromosome aberrations in human lymphocytes by in vitro irradiation with β particles from tritiated water. *Radiat. Res.* 97 (1984), 511-518
55. Saito, M., M.R. Ishida, C. Streffer, M. Molls: Estimation of absorbed dose in cell nuclei due to DNA-bound ^3H . *Health Phys.* 48 (1985), 465-473
56. König, L.A., Winter, M.: Umweltbelastung durch Tritium. *Naturwiss. Rundschau* 2, 1976
57. Henshaw, D.L., Eatough, J.P., R.B. Richardson: Radon as a causative factor in induction of myeloid leukemia and other cancers. *Lancet*, April 28 (1990), 1008-1012
58. Kirk, W.P., Wright, J.F., Rehnberg, B.F., Ostby, J.S.: Preliminary report on late effects of immersion exposure of rats and guinea pigs to Kr 85. 6th Int. Congr. Radiation Research, Tokyo 1979 A-14-5
59. IAEA Technical Report Series No 142: Inhalation risk from radioactive contaminants. STI/DOC 10:142, Wien 1973
60. International Commission on Radiological Protection: Human Respiratory Tract Model for Radiological Protection. ICRP-Publication 66, Pergamon Press, Oxford 1994
61. Roy, M.A.: Reliability of dose coefficients calculated with the respiratory tract model of the ICRP. *Radiat. Prot. Dos.* 79 (1998) 237-240
62. International Commission on Radiological Protection: Age-dependant Doses to Members of the Public from Intake of Radionuclides. Part 4 Inhalation Dose Coefficients. ICRP-Publication 71, Pergamon Press, Oxford 1995
63. International Commission on Radiological Protection: The metabolism of Plutonium and related elements. ICRP-Publication 48, Pergamon Press, Oxford 1986
64. BMU (Hrsg.): Strahlenexposition und Strahlengefährdung durch Plutonium. Veröffentl. der Strahlenschutzkommission Bd.14, Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, New York 1989

65. Splieth, Benno: Aspekte des Plutoniummetabolismus und Schwierigkeiten der Dosimetrie dieses Alpha-Emitters nach Inkorporation. Diss. Universität Marburg 1985
66. Blum, A., Kuni, H.: Arbeitsbedingungen in nuklearen Wiederaufarbeitungsanlagen. Projektabschnitt II Medizin, Bericht zum BMFT-Projekt KWA 3309 A7, Marburg, 1985
67. Fleischer, R.I., Raabe, O.G.: Fragmentation of respirable PuO₂ particles in water by alpha decay - a mode of „dissolution“. Health Physics 32 (1977) 253-257
68. Stradling et al.: Factors affecting the mobility of plutonium-238 dioxide in the rat. Int. J. Radiat. Biol. 34 (1978) 37-47
69. Diel, J.H., Mewhinney, J.A.: Fragmentation of inhaled ²³⁸PuO₂ particles in lung. Health Physics 44 (1983) 135-143
70. Austin, A.L., Lord, B.I., Ellender, M., Haines, J.W., Harrison, J.D.: Microdosimetry for leukaemogenic target cells for bone-incorporated alpha-emitting radionuclides. Radiat. Prot. Dosim. 79 (1998) 391-394
71. International Commission on Radiological Protection: ICRP-Publication 2, Recommendations of the ICRP, Report of Committee II on Permissible Dose for Internal Radiation, Pergamon Press, London 1960
72. Steinhilber-Schwab, B., Teufel, D.: Zur Abschätzung der Resorption von Radionukliden aus dem Gastro-Intestinal-Trakt ins Blut. Beitrag zur Teilstudie 26 der Modellstudie Radioökologie Biblis. IFEU-Institut für Energie- und Umweltforschung, Heidelberg 1978
73. Leggett, R.W., Bouville, A., Eckerman, K.F.: Reliability of the ICRP's systemic biokinetic models. Radiat. Prot. Dos. 79 (1998) 335-342
74. Taylor, D.M.: Why is age-dependant dosimetry important? Radiat. Prot. Dos. 41 (1992) 51-54
75. International Commission on Radiological Protection: ICRP-Publication 20, Alkaline Earth Metabolism in Adult Man, Pergamon Press, Oxford 1973
76. Schmitz-Feuerhake, I.: Zur Frage der leukämie relevanten Dosis durch radioaktive Bestrahlung bei Kindern. An die Kommissionen zur Aufklärung der Leukämievorkommens in der Elbmarsch und an die AG Belastungsindikatoren. Bremen 23.8.95
77. BEIR V: National Res. Council, Committee on the Biological Effects of Ionizing Radiation, Health Effects of Exposures to Low Levels of Ionizing Radiation. Nat. Academy Press, Washington 1990
78. Roesch, W.C. (Ed.): US-Japan Joint Reassessment of Atomic Bomb Radiation Dosimetry in Hiroshima and Nagasaki. Final Report Vol.1, Radiation Effects Research Foundation Hiroshima, 1987, p. 205
79. Int. Commission on Radiation Units and Measurements: The quality factor in radiation protection. ICRU-Report 40, Bethesda 1980
80. Gilman, E.A. u.a.: Recent estimates of the risks of childhood cancer following irradiation of the fetus. In Baverstock, K.F., Stather, J.W. (Hrsg.), Low Dose Radiation. Taylor & Francis, London, New York, Philadelphia 1989, 334-339
81. Demuth, M.: Leukämie morbidität bei Kindern in der direkten Umgebung des Kernkraftwerks Krümmel. In Lengfelder, E., Wendhausen, H.: Neue Bewertung des Strahlenrisikos. MMV Medizin Verlag München 1993, 167-174
82. Lord, B.I., Mason, T.M., Humphreys, E.R.: Age-dependent uptake and retention of ²³⁹Pu: its relationship to haemopoietic damage. Radiat. Prot. Dosim. 41 (1992) 163-167
83. National Council on Radiation Protection and Measurements: Radionuclide Exposure of the Embryo/Fetus. NCRP Report No. 128, Bethesda 1998
84. Jiang, T.-N., Lord, B.I., Hendry, J.H.: Alpha particles are extremely damaging to developing hemopoiesis compared to gamma irradiation. Radiat. Res. 137 (1994) 380-384
85. Taylor, D.M., Gerber, G.B., Stather, J.B. (Eds.): Age-dependent factors in the biokinetics and dosimetry of radionuclides. Proceed. Workshop in Schloß Elmau 5.-8-11-1991, Radiation Prot. Dosim. 41 No.2-4, 1992
86. Prosser, S.L., McCarthy, W., Lands, C.: The Plutonium content of human fetal tissue and implications for fetal dose. Radiation Prot. Dosim. 55 (1994) 49-55

87. Stather, J.W.: The work of ICRP Committee 2 in developing dose coefficients for the embryo and fetus. *Radiat. Prot. Dosim.* 79 (1998) 299-302
88. Fell, T.P., Harrison, J.D., Leggett, R.W.: A model for the transfer of calcium and strontium to the fetus. *Radiat. Prot. Dosim.* 79 (1998) 311-315
89. Sikov, M.R., Hui, T.E.: Contribution of Maternal Radionuclide Burdens to Prenatal Radiation Doses, NUREG/CR-5631 Rev.2, PNL-7445 (National Technical Information Service, Springfield, Virginia) zitiert nach (82)
90. Sikov, M.R.: Hazards and risks from prenatal irradiation: emphasis on internal radionuclide exposures. *Radiat. Prot. Dosim.* 41 (1992) 265-272
91. Stather, J.W., Harrison, J.D., Kendall, G.M.: Radiation doses to the embryo and fetus following intakes of radionuclides by the mother. *Radiat. Prot. Dosim.* 41 (1992) 111-118
92. Morgan, A., Harrison, J.D., Stather, J.W.: Estimation of embryonic and fetal doses from ²³⁹Pu. *Health Phys.* 63 (1992) 552-559
93. Mason, T.: A study of the effects of perinatal plutonium contamination on the development of haemopoietic tissues. Manchester University 1989, Ph. D. Thesis
94. Dannheim, B.: Retrospektive Dosisermittlung bei Kindern. In Heinemann, G., Pfob, H. (Hrsg.): *Strahlenbiologie und Strahlenschutz*. 28. Jahrestagung des Fachverbands für Strahlenschutz, Hannover 23.-25. Okt. 1996, S. 172-176
95. Schmitz-Feuerhake, I., Dannheim, B., Heimers, A., Oberheitmann, B., Schröder, H., Ziggel, H.: Leukemia in the proximity of a German boiling water nuclear reactor: evidence of population exposure by chromosome studies and environmental radioactivity. *Environ. Health Persp.* 105, Suppl.6 (1997) 1499-1504
96. Schmitz-Feuerhake an die Kommissionen zur Aufklärung des Leukämievorkommens in der Elbmarsch sowie die AG Belastungsindikatoren betr. Chromosomendosimetrie: Antrag auf Bildung intrinsischer Kontrollen. Bremen 7.12.94
97. Scholz, R.: Bedrohung des Lebens durch radioaktive Strahlung. *Int. Ärzte für die Verhütung des Atomkrieges, Ärzte in sozialer Verantwortung, IPPNW Studienreihe Band 4*, 3. Aufl. Berlin 1997
98. Kuni, H.: Niedrige Strahlendosen und Gesundheit der Arbeitnehmer. *Berichte des Otto Hug Strahleninstitutes Bonn Nr. 8-11*, 1994
99. Lord, B.I., Woolford, L.B., Wang, L., McDonald, D., Lorimore, S.A., Stones, V.A., Wright, E.G., Scott, D.: Induction of lympho-haemopoietic malignancy: impact of preconception paternal irradiation. *Int. J. Radiat. Biol.* 74 (1998) 721-728
100. Lord, B.I., Woolford, L.B., Wang, L., Stones, V.A., McDonald, D., Lorimore, S.A., Papworth, D., Wright, E.G., Scott, D.: Tumor induction by methyl-nitroso-urea following preconceptional paternal contamination with plutonium-239. *Br. J. Cancer* 78 (1998) 301-311
101. Gardner, M.P. et al.: Results of case-control study of leukemia and lymphoma among young people near Sellafield nuclear plants in West Cumbria. *Brit. Med. J.* 300 (1990) 423-429
102. Nomura, T.: Parental exposure to X-rays and chemicals induce heritable tumours and anomalies in mice. *Nature* 296 (1982) 575-577
103. Graham, S. et al.: Preconception, intrauterine, and postnatal irradiation as related to leukemia. *Natl. Cancer Inst. Monogr.* 19 (1966) 347-371
104. Shu, X.-O. u.a.: A population-based case-control study of childhood leukemia in Shanghai. *Cancer* 62 (1988) 635-644
105. Shu, X.-O., Reaman, G.H., Lampkin, B., Sather, H.N., Pendergrass, T.W., Robinson, L.L.: Association of paternal diagnostic X-ray exposure with risk of infant leukemia. *Cancer Epid. Biomarkers & Prevention* 3 (1994) 645-653
106. Stewart, A.M., Webb, J., Hewitt, D.: A survey of childhood malignancies. *Brit. Med. J.* 1 (1958) 1495-1508
107. Natarajan, N., Bross, I.D.J.: Preconception radiation leukemia. *J. Med.* 4 (1973) 276-281

108. Shiono, P.H., Chung, C.S., Myriantopoulos, N.C.: Preconception radiation, intrauterine diagnostic radiation, and childhood neoplasia. *J. Natl. Cancer* 65 (1980) 681-686
109. Soharan, T. Roberts, P.J.: Childhood cancer and paternal exposure to ionizing radiation: preliminary findings from the Oxford Survey of Childhood Cancers. *Am. J. Ind. Med.* 23 (1993) 343-354
110. Ehling, U.H., Favor, J.: Strahleninduzierte Mutationen in Keimzellen der Maus. In Köhnlein, W. et al. (Hrsg.), *Die Wirkung niedriger Strahlendosen*. Springer-Verlag Berlin Heidelberg 1989, S. 3-13
111. Nomura, T.: Paternal exposure to radiation and offspring cancer in mice: reanalysis and new evidences. *J. Radiat. Res. Suppl.* 2 (1991) 64-72
112. Austin, C.R., Short, R.V.: *Fortpflanzungsbiologie der Säugetiere*. Band 1 Keimzellen und Befruchtung. Pareys Studentexte 6, Berlin, Hamburg 1976
113. Little, M.P.: A comparison of the apparent risks of childhood leukaemia from parental exposure to radiation in the six months prior to conception in the Sellafield workforces and the Japanese bomb survivors. *J. Radiol. Prot.* 11 (1991) 77-90
114. Fritz-Niggli, H.: *Strahlengefährdung/Strahlenschutz*. Verlag Hans Huber, 2. Aufl. Bern, Stuttgart, Toronto 1988