

H. Kuni¹

Abschätzung der Gesundheitsschäden in der Bevölkerung durch die Wiederaufarbeitung ²

Im Kapitel 1 wird die Methodik zur Ermittlung der Kollektivdosis vorgestellt, die eine Wiederaufarbeitung atomarer Brennelemente in den Wiederaufarbeitungsanlagen La Hague, Frankreich, und Sellafield, Großbritannien, sowohl in der Bevölkerung Europas als auch der Welt aufbaut. Für Sellafield wird von den Planungsdaten der Anlage THORP ausgegangen.

Im Kapitel 2 werden die Parameter dieser Methodik aus dem Ende der 70er Jahre an den heutigen Stand des Wissens angepaßt. Zudem wird dargestellt, welcher Zusammenhang zwischen einer Kollektivdosis und gesundheitlichen Schäden in der Bevölkerung durch die Einwirkung niedriger Strahlendosen besteht.

Im Kapitel 3 schließlich werden die Kollektivdosen berechnet, die eine Wiederaufarbeitung deutscher Brennelemente im Ausland verursacht, und das Ausmaß der dadurch ausgelösten gesundheitlichen Schäden in der Bevölkerung Europas und der Welt beziffert.

Angaben zur Literatur im Kapitel 4 schließen die Studie ab.

Es wird gezeigt, daß eine Wiederaufarbeitung weder dem Minimierungsgebot der Strahlenschutzverordnung noch der Forderung nach einer "schadlosen Verwertung" Rechnung trägt.

¹ Universitätsprofessor, Klinische Nuklearmedizin, Philipps-Universität Marburg, D 35033 Marburg,
<http://staff-www.uni-marburg.de/~kuni/h/>, h.kuni@mail.uni-marburg.de

² Aktualisierte Fassung des ersten Teils von Kapitel IX Abschätzung der Gesundheitsschäden in der Bevölkerung und bei Beschäftigten durch die Wiederaufarbeitung aus: Kuni, H. , Schmitz-Feuerhake, I. (Hrsg.): Strahlenexposition und -risiko sowie Sicherheit bei der sog. 'schadlosen Verwertung' von bestrahlten Brennelementen im Ausland, Gutachten erstellt im Auftrag der Freien und Hansestadt Hamburg, Otto Hug Strahleninstitut, Bonn, 1990

1. Methodik zur Ermittlung der Kollektivdosis

1.1 Die Berechnungsmethode der CEC und UNO

In europäischen und internationalen Gremien ist die Verwendung der Kollektivdosis als Schadensmaß seit den Empfehlungen der ICRP [ICRP-26 1977] geläufig. Durch Beschluß des Ministerrates der EG vom 15. Juli 1980 war die Beachtung der Kollektivdosis als Schadensmaß europäisches Recht geworden mit unmittelbarer Geltung in der Bundesrepublik Deutschland [EURATOM 1980].³ Unter Kollektivdosis versteht man die Summe der Individualdosen in einem Kollektiv. In der Praxis wird nach den ICRP-Empfehlungen das Kollektiv zur Ermittlung der Kollektivdosis in Dosis-Untergruppen eingeteilt, innerhalb einer Dosisuntergruppe dann das Produkt von mittlerer Dosis und der Personenzahl in der Untergruppe gebildet und schließlich die Summe dieser Produkte errechnet. So war "Kollektive Dosis" auch im Titel I BEGRIFFSBESTIMMUNGEN der Euratom-Grundnorm definiert. Zur Anwendung der Kollektivdosis sagte in Titel III DOSISBEGRENZUNGEN BEI KONTROLLIERBAREN STRAHLENEXPOSITIONEN Artikel 6:

- a) Bei der Begrenzung der aus kontrollierbaren Strahlenexpositionen herrührenden individuellen **und kollektiven** Dosen ist von folgenden allgemeinen Grundsätzen auszugehen: ...
- b) jede Strahlenexposition ist so niedrig zu halten, wie dies vernünftigerweise erreichbar ist; ...

In den folgenden Ausführungen wird deshalb als ein Kriterium für eine "schadlose Verwertung" der Brennelemente auch die Kollektivdosis verwendet. Da es weder nach europäischem noch nach nationalem Recht eine Begrenzung der Kollektivdosis (z.B. pro Anlage der Kernenergietechnik) gibt, wird ein Vergleich der Kollektivdosen, die verschiedene Wiederaufarbeitungsanlagen verursachen, ein Urteil ermöglichen, ob die Strahlenexposition so niedrig gehalten wird, wie dies "vernünftigerweise" erreichbar ist. Aus der Synopsis von EG-Recht und dem korrespondierenden § 28 StrlSchV bedeutet "vernünftigerweise", daß jede (individuelle und kollektive) Strahlenexposition von Personen unter Beachtung des Standes von Wissenschaft und Technik und unter Berücksichtigung aller Umstände des Einzelfalles auch unter den Grenzwerten (für die Individualdosis) so niedrig wie möglich zu halten ist.

³ Inzwischen wurde entsprechend den Empfehlungen der ICRP 60 [1991] eine neue Richtlinie erlassen [EU 1996]. In ihr werden die Vorschriften zur Kollektivdosis in der hier erläuterten Form nicht fortgeführt. Der Begriff der kollektiven Dosis wird im Anhang weiterhin verwendet.

Die Problematik der Verwendung der Kollektivdosis als Schadensmaß wird in Abschnitt 2.4. eingehender diskutiert.

Im Auftrag der Kommission der Europäischen Gemeinschaft (CEC) haben in einem gemeinsamen Report der National Radiological Protection Board, Großbritannien, und das Commissariat a l'Energie Atomique, Frankreich, eine Methodik vorgeschlagen, die Kollektivdosen für die Allgemeinbevölkerung der Staaten der Europäischen Gemeinschaft durch die dort betriebenen Kernenergieanlagen zu berechnen (CEC 1979).

Diesem Methodikbericht kommt außerordentlich große Bedeutung zu. Dies geht schon daraus hervor, daß das United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation UNSCEAR sowohl in seinem Bericht 1982 als auch 1988 unverändert auf dieser Methodik aufbaut, um die Strahlenbelastung der Bevölkerung durch europäische Kernenergieanlagen zu beurteilen (UNSCEAR 1982, UNSCEAR 1988). Der Report war im Rahmen des Forschungsprogrammes der CEC über Plutonium-Rezyklierung in Leichtwasserreaktoren erstellt worden, also unter besonderer Berücksichtigung der Belastung durch radioaktive Abgaben im Rahmen der Wiederaufarbeitung. Man kann davon ausgehen, daß sowohl NRPB als auch CEA daraus eine Prioritätsliste abgeleitet haben, welche Maßnahmen zur Eindämmung der Emission aus Wiederaufarbeitungsanlagen vordringlich sind.

Es ist nicht nur erforderlich, die Ergebnisse des Berichtes in Bezug auf die hier interessierenden Anlagen zur Kenntnis zu nehmen, sondern auch die Grundlagen der Berechnungsmethode, um beurteilen zu können, ob der Bericht, der erstmals im Juli 1979 erschien und im Dezember 1982 mit Korrekturen in einer zweiten Auflage herausgebracht wurde, tatsächlich noch dem Stand der Wissenschaft entspricht. Obwohl in einem Vorwort die Kommission dem Bericht wegen seiner Bedeutung eine weite Verbreitung wünscht, war er nur als Archiv-Exemplar einzusehen. Aus diesem Grund sind wesentliche Parameter der verwendeten Berechnungsmodelle hier zitiert. Dies ermöglicht dem kundigen Leser über die hier diskutierten kritischen Aspekte hinaus eine eigene Beurteilung, inwieweit die Annahmen dem Stand der Wissenschaft entsprechen.

In diesem Teil 1. wird zunächst die Methodik beschrieben, nicht ohne Hinweise auf kritische Punkte. Eine ausführliche kritische Diskussion der Methodik und Bewertung der Ergebnisse folgt aber erst in den folgenden Teilen 2 und 3.

Die Berechnungsmethode setzt die gesamte Kollektivdosis aus drei Komponenten zusammen: die globale, regionale und lokale Kollektivdosis.

Für die Berechnung der globalen Kollektivdosis wird in besonderen Modellen das globale Ausbreitungsverhalten der Elemente Wasserstoff, Kohlenstoff, Jod und der Edelgase berücksichtigt. (Näheres in Abschnitt 1.6.).

Unter regionaler Kollektivdosis versteht die Berechnungsmethode bei Abgabe an die Luft den Beitrag einer Strahlenbelastung innerhalb einer Entfernung von 3000 km (Näheres in Abschnitt 1.4.). Bei Abgabe an einen marinen Vorfluter resultiert die regionale Kollektivdosis aus der Strahlenbelastung durch radioaktive Stoffe, die aus einem lokalen Meereskompartiment in weitere regionale Meereskompartiments übergegangen sind. (Näheres in Abschnitt 1.5.).

Eine lokale Kollektivdosis wird bei Abgabe an einen marinen Vorfluter betrachtet und durch die radioaktiven Stoffe im lokalen Meereskompartiment vermittelt. (Näheres in Abschnitt 1.5.).

1.2 Begründung zur Berechnung der Kollektivdosis

Die Autoren des Methodikberichtes vertreten die Ansicht, daß man zwar mit dem von ihnen entwickelten Instrumentarium auch Individualdosen errechnen könne. Daraus könne man aber nicht den Schadensumfang errechnen, den eine Anlage auslöst. Zudem müsse man mit den Individualdosen zugleich auch das breite Spektrum des individuellen Risikos ermitteln und aufführen, denn in Abhängigkeit vom Lebensalter, von besonderen Lebens- und Ernährungsgewohnheiten etc. können die Individualdosen erheblich von der Durchschnittsdosis abweichen.

Es wird aber ausdrücklich darauf hingewiesen, daß viele kleine, im Einzelfall meist als irrelevant betrachtete Individualdosen, wie sie z.B. in großer Entfernung von einer Anlage auftreten, dadurch bedeutungsvoll werden, daß sie sich in einem großen Kollektiv zu einer beachtenswerten Kollektivdosis aufsummieren. Obwohl man einen Schaden durch so entstandene Kollektivdosen nicht als erwiesen (und als nicht beweisbar) ansieht, wird angeführt, daß man sicherheitshalber von einem schwellenfreien, linearen Zusammenhang zwischen Kollektivdosis und Schadensgröße, nämlich Gesundheitsschäden, auszugehen habe. Im folgenden geht es also nicht um die maximale individuelle Gefährdung, also um die Ermittlung der Personen, bei denen sich die zu erwartenden Gesundheitsschäden mit der größten Wahrscheinlichkeit manifestieren, sondern um eine Abschätzung des gesamten Schadens.

1.3 Schadensarten und Schadenserwartungsfaktoren

Es werden keine Katastrophenszenarien analysiert. Für den sog. Normalbetrieb werden nur so geringe Individualdosen erwartet, daß lediglich stochastische Strahlenschäden in drei Kategorien zu beachten sind:

- Tödliche Krebsfälle
- Nicht tödliche Krebsfälle
- Vererbte Schäden in den Folgegenerationen

Hintergrund dieser Unterteilung ist, daß zur Kalkulation der Schadenserwartung die ermittelte Kollektivdosis mit einem Schadenserwartungsfaktor (Eintrittswahrscheinlichkeit des Schadens pro Dosis) multipliziert werden muß, der im Bericht Risikoeffizient genannt wird. Für diesen Risikoeffizienten rekurriert der Bericht auf ICRP-26, also $1,65 \cdot 10^{-2}$ pro Sv, wovon $0,4 \cdot 10^{-2}/\text{Sv}$ für genetische Schäden zu subtrahieren sind (ICRP 1977). Hinzu addiert werden entsprechend ICRP-28 (ICRP 1978) für tödliche Hautkrebs: Wichtungsfaktor $0,01 \cdot 1,65 \cdot 10^{-2}/\text{Sv}$, aufgerundet $2 \cdot 10^{-4}/\text{Sv}$. Es wird betont, daß die $1,25 \cdot 10^{-2}/\text{Sv}$ nur tödliche Krebsfälle umfassen. Vor allem für die Organe Haut und Schilddrüse sind die nicht tödlichen Krebsfälle quantitativ bedeutsam, weil in diesen Organen durch Radionuklide besondere Belastungen auftreten können. Da ICRP dafür aber keine Risikoeffizienten aufgeführt habe, wird keine Angabe dazu gemacht. Es wird aber begründet, daß neben der effektiven (Gesamtkörper-) Dosis die Dosen für Haut und Schilddrüse gesondert zu berechnen seien, um die Anzahl nicht tödlicher Krebsfälle ermitteln zu können, wenn hierfür Risikoeffizienten empfohlen würden.

Auch für die Gonadendosis wird ebenfalls eine gesonderte Berechnung und Ausweisung empfohlen, da der ICRP-Risikoeffizient für die effektive Dosis von $1,65 \cdot 10^{-2}/\text{Sv}$, bzw. $0,4 \cdot 10^{-2}/\text{Sv}$ für die Gonaden, nur die Schäden für die ersten beiden Generationen beziffert. Für den gesamten Gesundheitsschaden in allen Folgegenerationen wird mit ICRP von $0,8 \cdot 10^{-2}/\text{Sv}$ ausgegangen.

1.4 Belastungspfade bei Abgabe in die Luft

Für Abgabe in die Luft werden berücksichtigt:

- Direkte Strahlenbelastung aus der Abgaswolke
- Direkte Inhalation aus der Abgaswolke
- Direkte Inhalation von resuspendiertem Material
- Externe Strahlenbelastung aus abgelagerter Aktivität
- Interne Strahlenbelastung durch Ingestion

Viele Einzelheiten zur Berücksichtigung dieser Pfade unterscheiden sich nicht vom Vorgehen zur Ermittlung einer Individualdosis, wie es aus dem deutschen Recht bekannt ist. Im folgenden werden deshalb vor allem die Kalkulationsmethoden behandelt, die für die Berechnung der Kollektivdosis abweichend von Bedeutung sind.

Für die Ausbreitungsrechnung wurde von zwei Abgabehöhen, 30 m und 100 m, ausgegangen und eine Entfernung bis zu 3000 km betrachtet. Für die Elemente Wasserstoff, Kohlenstoff, Jod und die Edelgase wurde wegen der langen physikalischen Halbwertszeit der zugehörigen Radioisotope und wegen des besonderen Ausbreitungsverhaltens zusätzlich ein besonderes, sog. globales Modell angewendet. Dieses wird in einem späteren Abschnitt behandelt. Zur Unterscheidung davon wurde die hier besprochene Rechenmethodik regionales Modell genannt.

Bei der Ausbreitungsrechnung wurde die Häufigkeit von Windrichtungen und Wetterlagen nach einem Sektorenmodell mit Sektoren von 20-30 Grad berücksichtigt. Für die (damaligen) Staaten der Europäischen Gemeinschaft wurde ein Raster von 10^4 km^2 geschaffen, das nochmals in ein Raster von 10^2 km^2 unterteilt wurde. Die Bevölkerungsdichte wurde dem feineren Raster zugeordnet. In Abb. 1 ist sie allerdings aus Gründen der Übersichtlichkeit im gröberen Raster dargestellt. Für das gröbere Raster wurden erfaßt: Agrar-Anbaufläche, Anzahl der Rinder, der Milchkühe, der Schafe und der Schweine, Produktion von Milch (Abb. 2), Kartoffeln (Abb. 3), Weizen (Abb. 4) und Gerste.

Diese regionalen Angaben werden anhand allgemeiner nationaler Statistiken in die verschiedenen Nahrungsmittel aufgeteilt, wobei insbesondere die Milchprodukte nach der Zeitverzögerung zwischen Produktion und Verzehr unterschieden werden. Dabei wird von einer regionalen Zuordnung von landwirtschaftlicher Produktion und Verzehr innerhalb der Rastereinheiten von 10^4 km^2 ausgegangen.

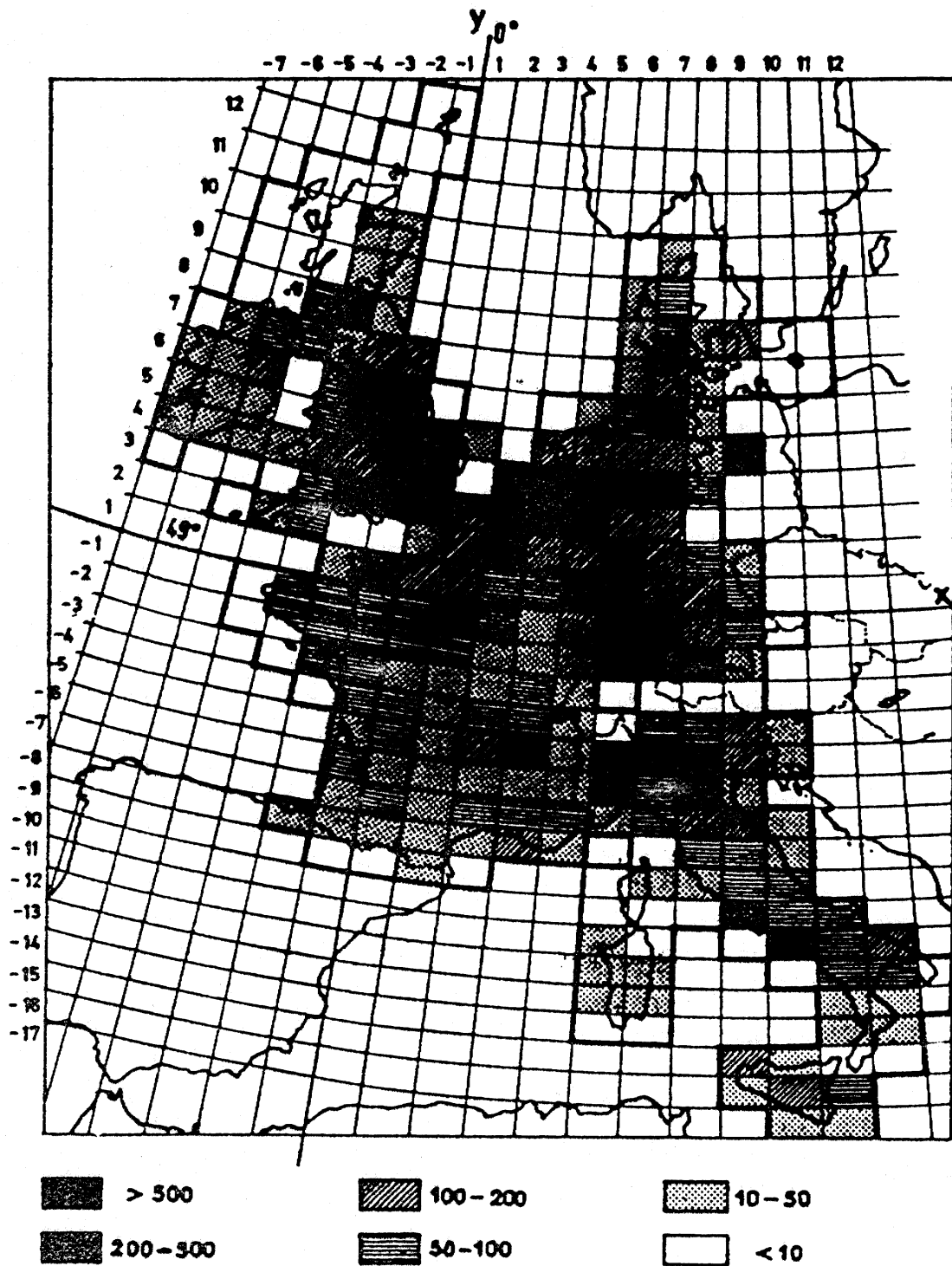


Abb. 1: Mittl. Bevölkerungsdichte (Einwohner pro km²) in den Ländern der EG von 1979, Raster: 10⁴ km² (aus CEC 1979)

Festzuhalten ist in diesem Zusammenhang, vor allem für die Anlage La Hague, daß bei der Erfassung der Kollektivdosis mit dem sog. regionalen Modell die Bevölkerung der damaligen DDR (ohne West-Berlin), CSFR, Polen, Norwegen, Österreich, Schweden und Schweiz ausgespart bleibt, Länder, die teilweise noch innerhalb des 1000 km Radius liegen. In jedem Fall sind für die Anlagen Sellafield und La Hague beachtliche Teile der Bevölkerung innerhalb des 3000 km-Zirkels nicht erfaßt. In den Abb. 1 bis 4 ist die Abgrenzung durch eine fette Linie im Raster hervorgehoben. Da eine Kantenlänge des Rasters 100 km beträgt, können die ausgesparten Flächen in ihrer Größe gut abgeschätzt werden.

Es muß darauf hingewiesen werden, daß bei diesem Berechnungsmodell die Verteilung und Verdünnung in einem Sektor mit zunehmender Entfernung durch die größere Fläche im Sektorabschnitt wieder ausgeglichen werden. Die Aktivität nimmt in ihrer Bedeutung für die Kollektivdosis vor allem durch den Washout und, bei kurzlebigen Nukliden, durch den physikalischen Zerfall ab.

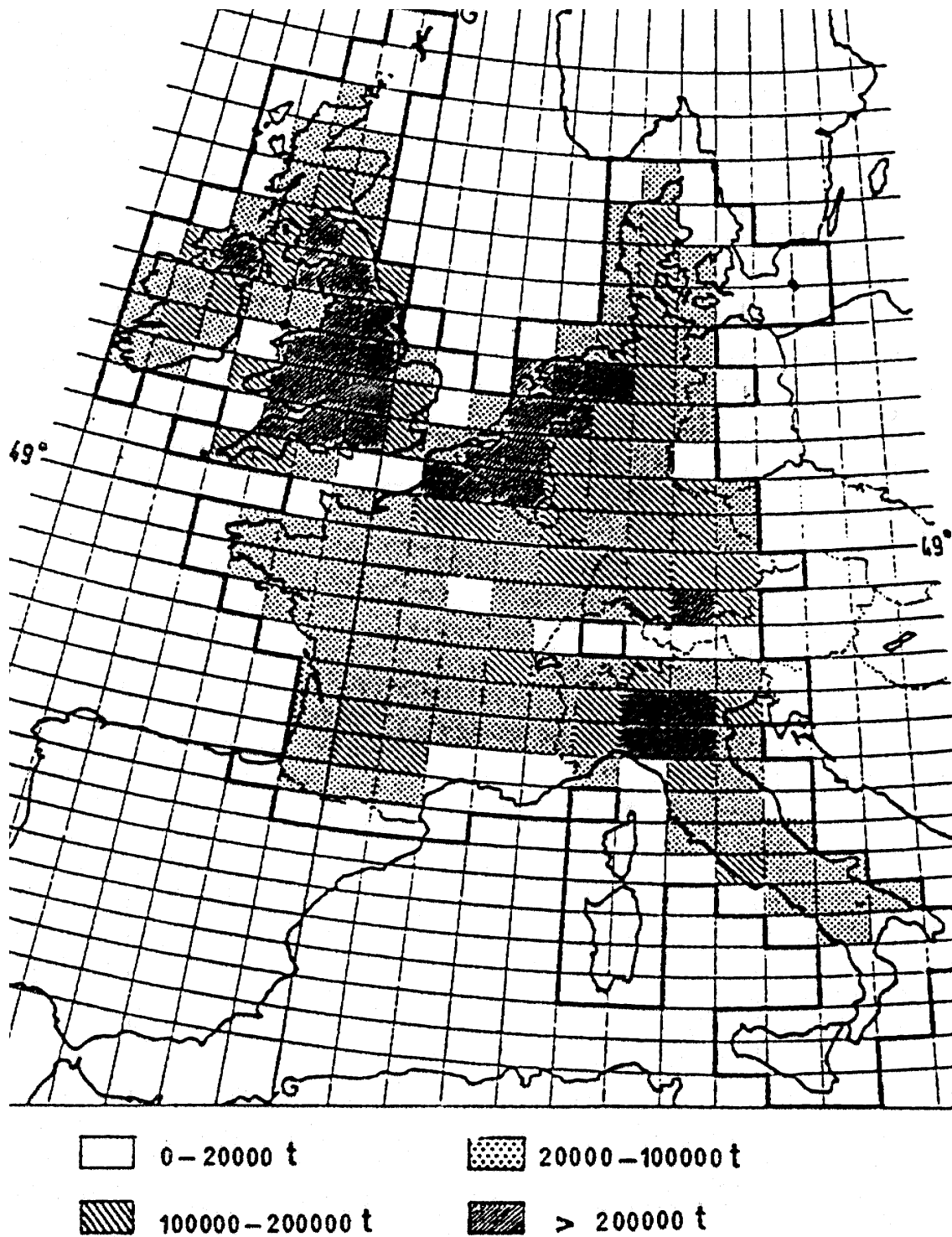


Abb. 2: Produktionsverteilung von Frischmilch (Tonnen pro Jahr) in den Ländern der EG von 1979, Raster: 10^4 km^2 (aus CEC 1979)

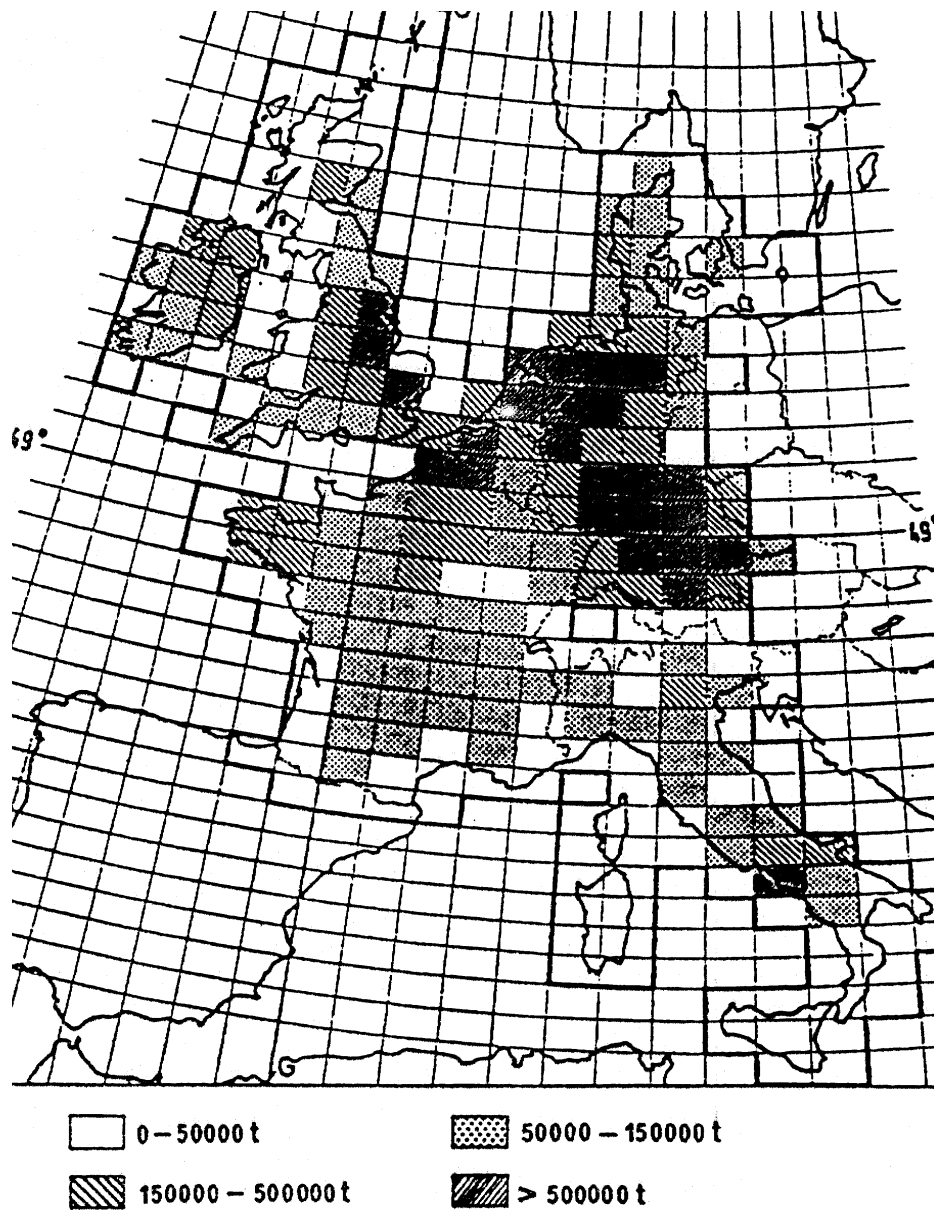


Abb. 3: Produktionsverteilung von Kartoffeln (Tonnen pro Jahr) in den Ländern der EG von 1979, Raster: 10^4 km² (aus CEC 1979)

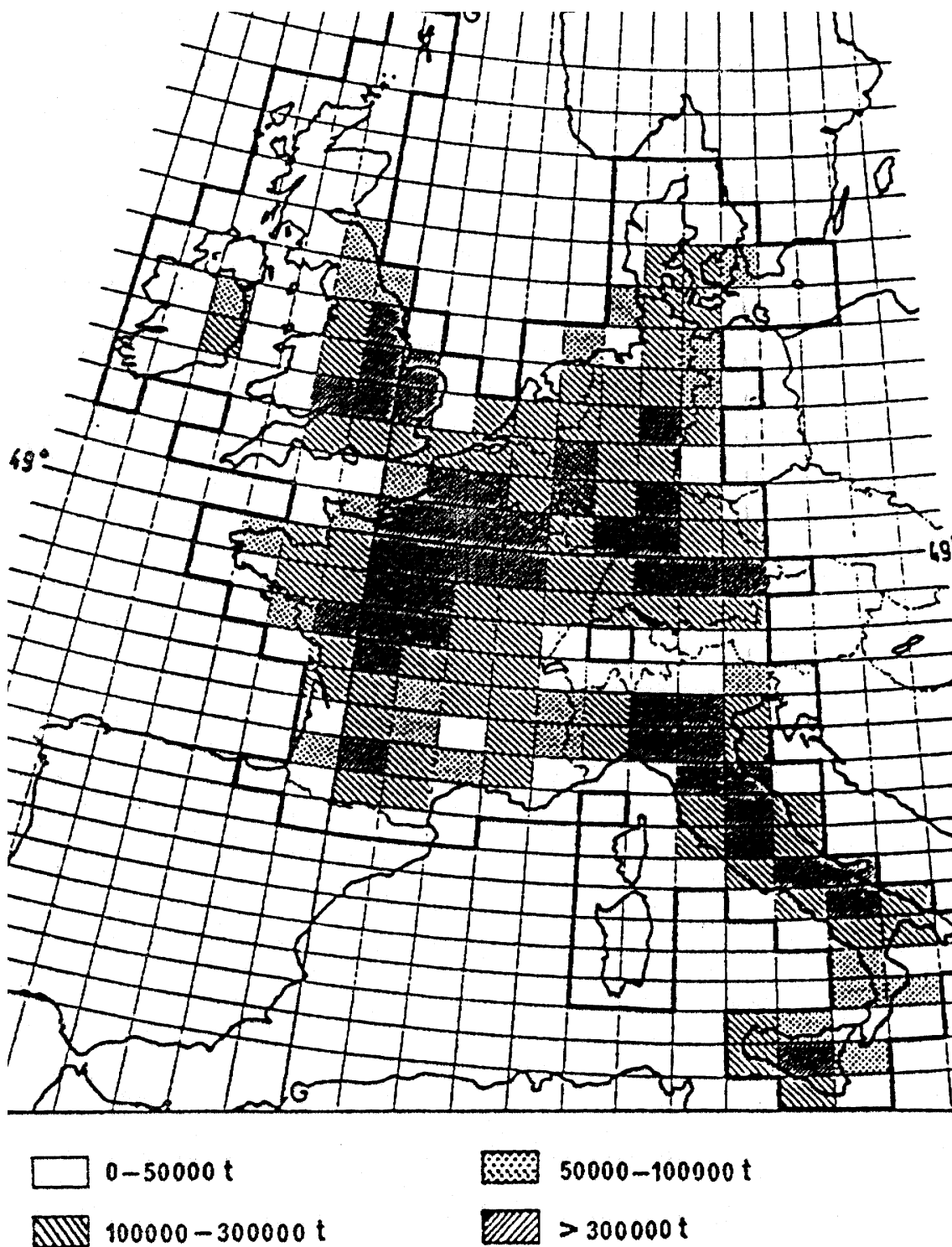


Abb. 4: Produktionsverteilung von Weizen (Tonne pro Jahr) in den Ländern der EG von 1979, Raster: 10^4 km² (aus CEC 1979)

1.5 Belastungspfade bei Abgabe in einen Vorfluter

Dieser Teil wird etwas ausführlicher dargestellt, da die Materie nicht so geläufig ist wie die Ausbreitung von Abgaben in die Luft. Wie später noch zu zeigen ist, tragen die Abgaben über diesen Belastungspfad auch den weitaus bedeutenderen Anteil zur lokalen und regionalen Kollektivdosis bei.

Die Betrachtungen bei Abgabe in einen Fluß können im Zusammenhang mit den Wiederaufarbeitungsanlagen Sellafeld und La Hague übergangen werden.

Bei Abgabe in die See wird zwischen einem lokalen und regionalen Meereskompartiment unterschieden. Das lokale unterscheidet sich vom regionalen Kompartiment dadurch, daß die eingeströmte Aktivität nur in einer Richtung in das/die benachbarte(n) Kompartiment(s) weitergeleitet wird, während es in das regionale Kompartiment auch einen Rückstrom gibt. Gemeinsam ist beiden Kompartiments der Aktivitätsverlust durch den radioaktiven Zerfall und die Sedimentation. Die Verlustrate durch Sedimentation I_s wird wie folgt berechnet:

$$I_s = K_d \cdot s / h (1 + K_d \cdot ss)$$

I_s	$[a^{-1}]$	Verlustrate durch Sedimentation
K_d	$[Bq\ t^{-1} / Bq\ m^{-3}]$	Sediment-Wasser-Konzentrationsfaktor
h	$[m]$	Wassertiefe
s	$[t\ m^{-2}\ a^{-1}]$	Sedimentationsrate
ss	$[t\ m^{-3}]$	Schwebstoffkonzentration im Wasser

Die Aktivitätskonzentration ist weiterhin abhängig von der Verdünnung im Kompartimentvolumen V und nimmt aus dem lokalen Kompartiment durch den Wasseraustausch mit der Austauschrate r ab.

Tab. 1: Parameter für die lokalen Kompartiments der Anlagen Sellafeld und La Hague

Parameter		lokales Kompartiment	
		englischer Kanal	ostirische See
Wassertiefe	$h [m]$	15	20
Kompartimentvolumen	$V [km^3]$	2,25	10
Austauschrate	$r [a^{-1}]$	50	10
Sedimentationsrate	$s [t\ m^{-2}\ a^{-1}]$	10^{-4}	10^{-2}
Schwebstoffkonzentration	$ss [t\ m^{-3}]$	$5 \cdot 10^{-6}$	$1,25 \cdot 10^{-5}$

Für die beiden hier relevanten lokalen Kompartiments wurden die Parameter nach Tab. 1 verwendet.

Einen Überblick über die Kompartimentierung der See und die gewählten Parameter für die Größe und Austauschrate der einzelnen Räume im Regionalmodell geben die Abb. 5 und 6.

Für den Sedimentations-Wasser-Konzentrationsfaktor K_d wurden die Elementklassen nach Tab. 2 gebildet. Allerdings wurde für Darstellung dieser Tabelle sowie der Tab. 3 die ursprüngliche Ordnung nach Elementen ersetzt durch eine Ordnung nach der Größe der Faktoren, um die kritische Beurteilung im Licht des derzeitigen Standes der Wissenschaft zu erleichtern.

Tab. 2: Sedimentations-Wasser-Konzentrationsfaktor der Elemente

K_d [$Bq\ t^{-1} / Bq\ m^{-3}$]	Element
0	H
100	C, I
500	Sr, Cs
10000	Ce, Mn, Fe, Co, Zn, Y, Zr, Nb, Tc, Ru, Ag, Sb, Te, Ce, Eu
50000	Np, Pu, Am, Cm

Für die Anreicherung in den Meerestieren wurden Klassen nach Tab. 3 gebildet.

Tab. 3: Konzentrationsfaktoren in Meerestieren [$Bq\ t^{-1} / Bq\ m^{-3}$]

Faktor	Element		
	Fische	Krustazeen	Mollusken
1	H, Sr, Zr, Nb, Ru	H	H
10	Y, Tc, I, Ce, Np, Pu, Am, Cm	Sr	Sr
30		Cs	Cs
50	Cs		
100	Cr, Co, Eu	Y, Zr, Nb, I, Np, Pu	Sb, I
200		Am, Cm	
300		Sb	
500	Mn, Sb	Ru	Y
1000	Fe, Ag, Te	Cr, Fe, Co, Tc, Te, Ce, Eu	Cr, Fe, Co, Zr, Nb, Tc, Te, Ce, Eu, Np, Pu
2000	Zn		Ru, Am, Cm
5000	C	C, Zn, Ag	C
50000			Ag
100000			Zn

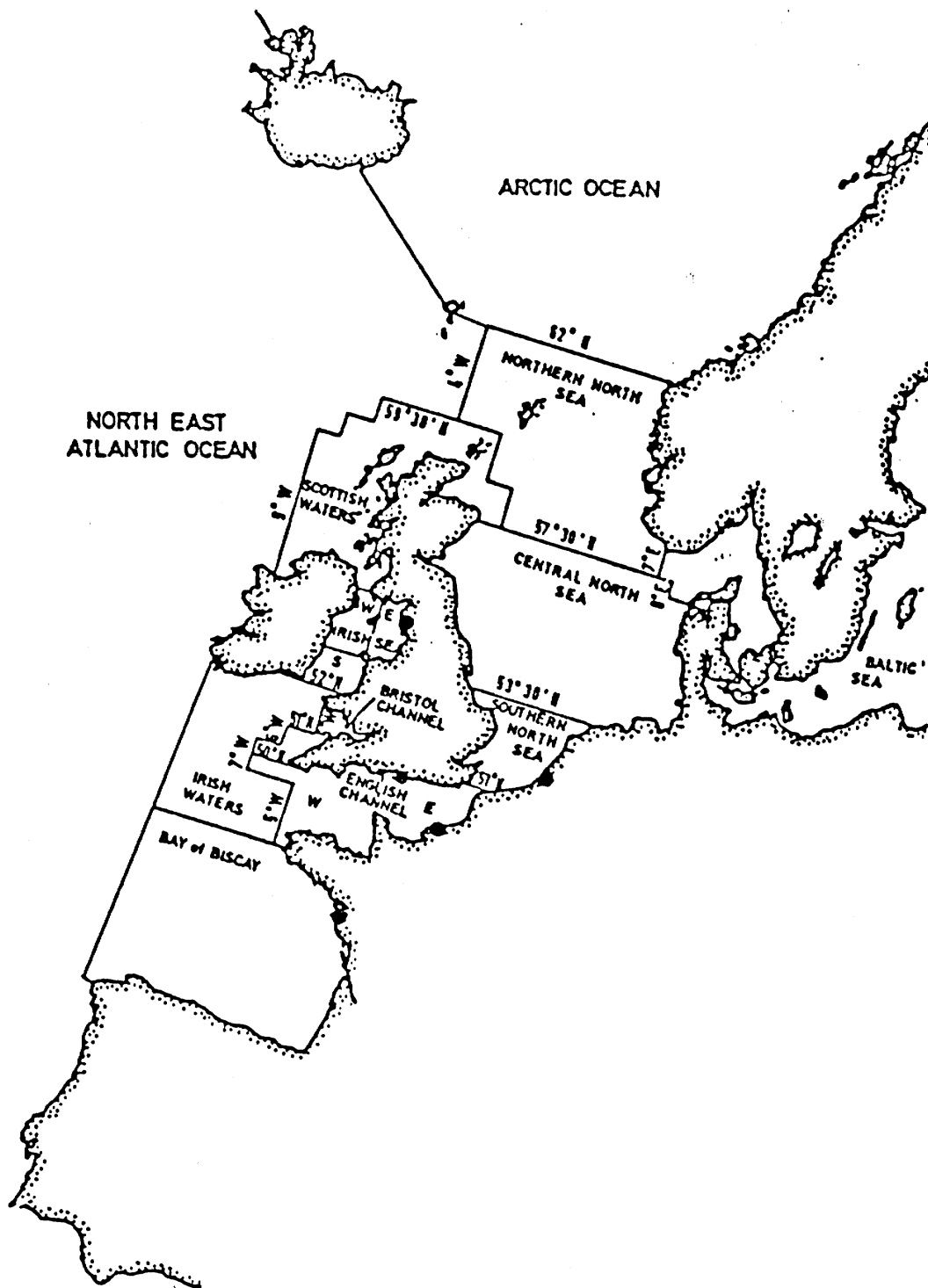


Abb. 5: Kompartimentierung der Nord-West-Europäischen See für das Regionalmodell (aus CEC 1979)

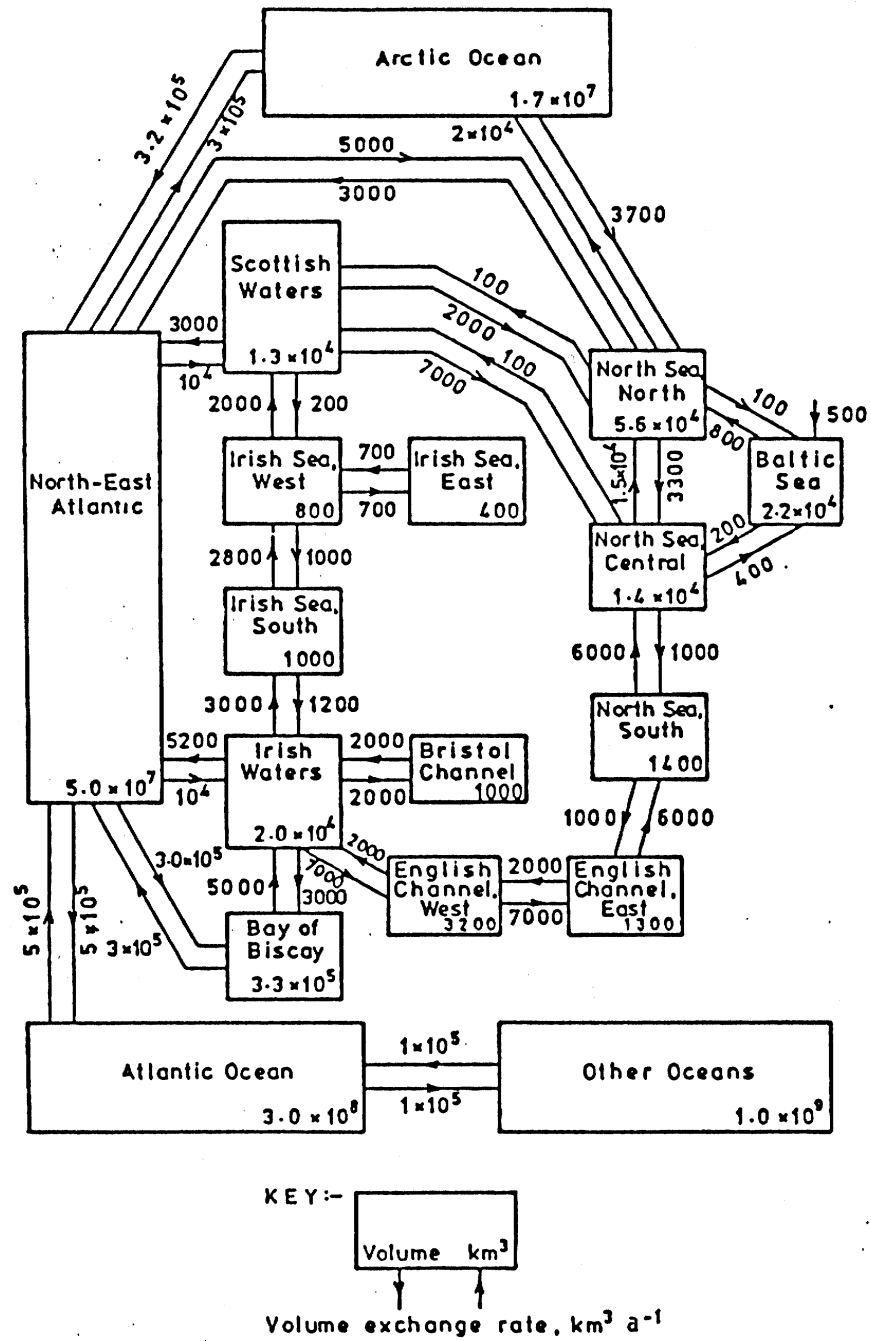


Abb. 6: Größe der Kompartments [km³] und Austauschraten [km³a⁻¹] im Nord-West-Europäischen Regionalmodell (aus CEC 1979)

Die Wahl der Parameter hat drastische Auswirkungen auf die Kollektivdosis. Die starke Konzentrierung der Transurane an das Sediment verbunden mit der höheren Sedimentablagerung in der Irischen See bedeutet z.B. für Pu-239, daß bei einem Übergang einer gleichen Aktivitätsmenge von dem lokalen in das regionale Kompartiment in die Irische See Ost in 50 Jahren fast eine Größenordnung weniger Aktivität aufgenommen wird als bei einem Übergang in den Englischen Kanal Ost (s. Tab. 4).

Für Ruthenium ist der Unterschied nicht ganz so exzessiv, er beträgt immerhin noch etwa einen Faktor 3. Schon nach 10 Jahren ist trotz der langen Halbwertszeit von Pu-239 nach diesen Annahmen praktisch das Maximum des Dosisintegrals erreicht.

Tab. 4: Von der europäischen Bevölkerung kollektiv aufgenommene Aktivität [Bq], integriert über 50a, bei Übergang von 1 Bq/s über ein Jahr von dem lokalen Kompartiment in das regionale Kompartiment von Sellafield und La Hague

Ziel	Sr-90	Ru-106	Cs-137	Pu-239
Irische See Ost	7,3	210	150	50
Englischer Kanal Ost	8,5	690	130	440

Für die Elemente Wasserstoff und Kohlenstoff sowie die Edelgase werden bei einer Abgabe in das Abwasser die Kollektivdosen für die ersten 50 Jahre nach dem regionalen Meeresmodell berechnet und zu den Dosen addiert, die sich nach dem globalen Modell errechnen, das von einer sofortigen gleichmäßigen Durchmischung in dem globalen Kompartiment ausgeht.

1.6 Globale Zirkulation von Radionukliden

Für die Elemente H, C, I sowie die Edelgase wird von einer globalen Verteilung ausgegangen. Von den Edelgasen wird Kr-85 einer näheren Betrachtung unterzogen.

Kr-85

Hier wird eine sofortige Durchmischung in der nördlichen Troposphäre angenommen (10 km Höhe). Die weitere Verteilung soll dem Modell nach Abb. 7 (oben) folgen. Das Kr-85 verschwindet aus diesem System nur durch radioaktiven Zerfall. Mit Ausnahme der Haut wurde nur die Strahlenbelastung durch γ -Strahlung berechnet, die bei der Haut nur einen Beitrag von ca. 1% liefert. Die jährlichen durchschnittlichen Folgeäquivalentdosen in Abhängigkeit von der Kr-85-Aktivitätskonzentration in der Luft zeigt Tab. 1.1.6-1.

Tab. 5: Jährliche durchschnittliche Folgeäquivalentdosen durch Kr-85 in Abhängigkeit von der Aktivitätskonzentration in der Luft

Organ	Dosis [nSv / Bq a kg ⁻¹]
effektiv	4,03
Gonaden	3,19
Schilddrüse	3,53
Haut	542

Man beachte, daß bei Verwendung des ICRP-Wichtungsfaktors von 0,01 für tödliche Hautkrebskrankungen die Hautdosis über 57% zur Gesamtdosis beiträgt. Würde man auch die nichttödlichen Hautkrebskrankungen adäquat in die Kalkulation miteinbeziehen, würde sich der Dosisfaktor drastisch ändern.

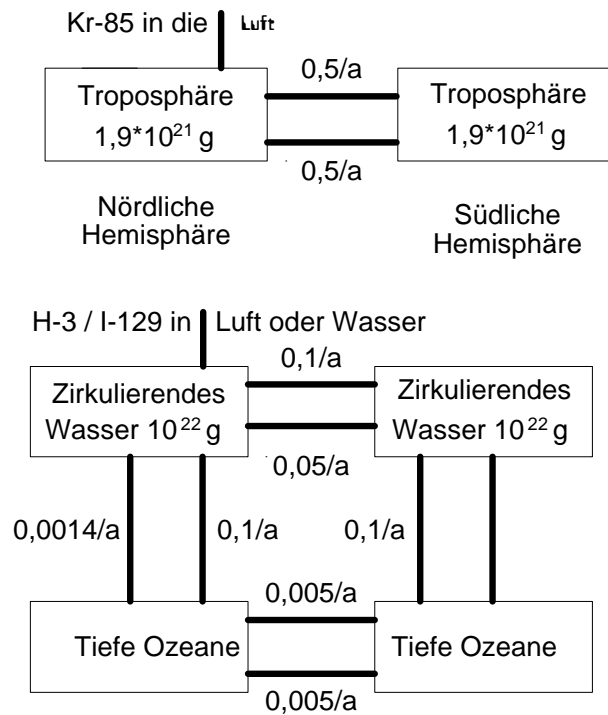


Abb. 7: Modelle der globalen Zirkulation von Kr-85 (oben) sowie H-3 und I-129 (unten)

H-3 und I-129

Für beide Nuklide wird das Modell nach Abb. 7 (unten) benutzt: Zunächst wird eine sofortige Durchmischung im zirkulierenden Wasser der nördlichen Hemisphäre angenommen (bis 75 m Tiefe). Von dort erfolgt ein Austausch mit dem zirkulierenden Wasser der südlichen Hemisphäre. Beide tauschen sich mit dem Tiefenwasser aus, das auch untereinander in einem geringen Austausch steht. Für (stabiles) Jod wird eine Konzentration von $60 \mu\text{g/kg}$ Wasser angenommen.

C-14

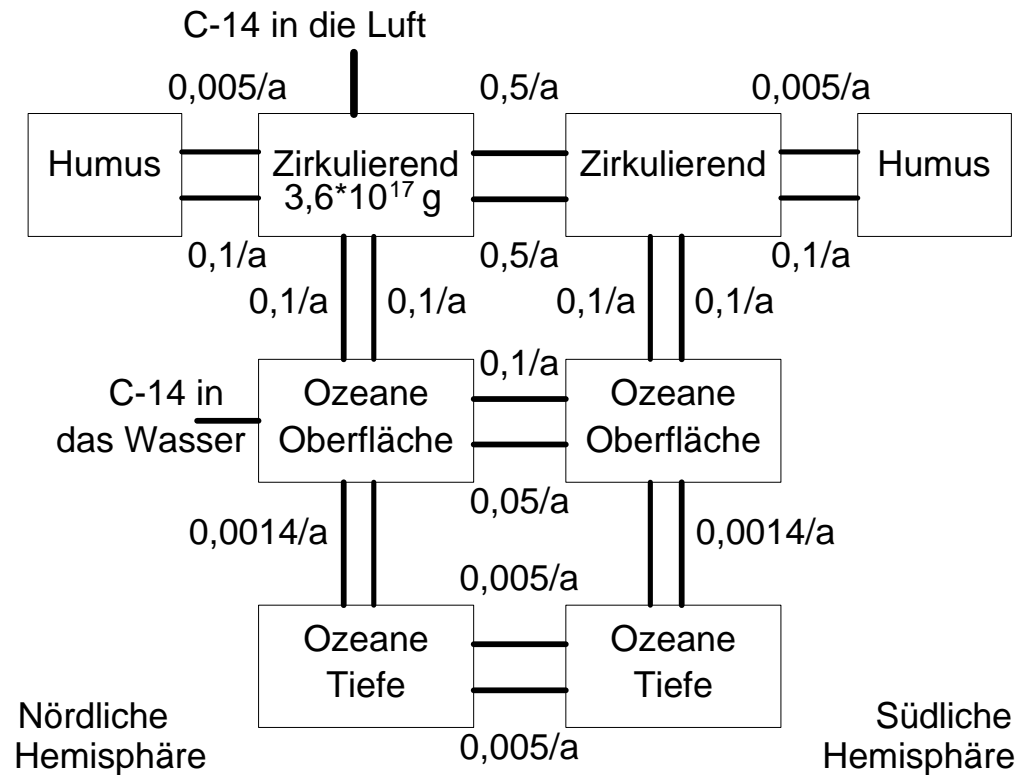


Abb. 8: Modell der globalen Zirkulation von C-14

Für Kohlenstoff wurde das oben beschriebene Modell entsprechend Abb. 8 um je zwei Kompartments erweitert, den rasch zirkulierenden Kohlenstoff und den langsamer austauschenden "Humus".

Tab. 6 zeigt die integrale Aktivitätskonzentration in 1 kg der jeweiligen Referenzmasse, die sich über zwei verschiedene Zeitspannen nach Abgabe von 1 Bq s^{-1} über ein Jahr nach den dargestellten Modellen berechnet.

Tab. 6: Integrale Aktivitätskonzentration global zirkulierender Radionuklide in 1 kg Referenzmasse nach Abgabe von 1 Bq/s über ein Jahr in Abhängigkeit vom Integrationszeitraum

Nuklid	Abgabe	Aktivitätsintegral [Bq a kg ⁻¹]		Referenzmasse
		bis 50 Jahre	bis ∞	
Kr-85	Luft	1,31*10 ⁻¹⁰	1,36*10 ⁻¹⁰	Luft
H-3	Luft, Wasser	1,37*10 ⁻¹¹	1,38*10 ⁻¹¹	Wasser
I-129	Luft, Wasser	3,25*10 ⁻⁴	6,62*10 ⁻⁰	Jod
C-14	Luft	3,60*10 ⁻⁷	4,35*10 ⁻⁶	Kohlenstoff
	Wasser	1,69*10 ⁻⁷	4,01*10 ⁻⁶	

Tab. 7 gibt die angenommenen Werte für die jährliche Aufnahme eines Durchschnittsmenschen wieder.

Tab. 7: Durchschnittliche Aufnahme global zirkulierender Elemente pro Jahr durch den Menschen [kg]

Material	Ingestion	Inhalation
Wasser	8,0*10 ²	1,3*10 ²
Kohlenstoff	9,3*10 ¹	1,2
Jod	7*10 ⁻⁵	0,3-13*10 ⁻⁶

2. Grenzen und Fehler der Berechnungsmethoden - Ergebnisse einer kritischen Betrachtung

2.1 Allgemeines

Obwohl der Methodikbericht von NRPB&CEA an sehr konkreten Beispielen Ergebnisse der Berechnungsmodelle demonstriert, werden dennoch für keine konkrete Anlage die Kollektivdosen für die Bevölkerung berechnet. Der UNSCEAR-Bericht 1982 gibt für die hier interessierenden Anlagen Sellafield und La Hague solche Dosen für bestimmte Betriebsjahre an, woraus auch unschwer die kollektiven Dosisfaktoren und normierten Kollektivdosen (Personen Sv pro GW(e)*a) ableitbar sind. In UNSCEAR 88 werden die Dosisfaktoren unverändert übernommen und für wichtige Radionuklide explizit aufgeführt. Lediglich die normierten Kollektivdosen werden dem veränderten Emissionsspektrum angepaßt. Als Quelle für die Berechnungsmethode wird ausschließlich der hier ausführlich besprochene Methodikbericht genannt. Es ist nachvollziehbar, daß für die in den Vorfluter abgegebenen Radionuklide Ru-106 und die Alphastrahler beim Standort La Hague höhere Kollektivdosisfaktoren angeführt werden als bei Sellafield (0,034 zu 0,1 und 0,025 zu 0,4 Personen Sv/TBq). Dies ist aber nicht verständlich bei Cs-137 (0,09 zu 0,068 Personen Sv/TBq), da bei diesem Radionuklid die in das lokale Kompartiment abgegebene Aktivität praktisch voll in das regionale weitergeht und hieraus laut Tab. 4 sich eine gegensätzliche kollektive Aktivitätsaufnahme ergibt. Es fällt schwer zu glauben, daß die konkreten Berechnungen weder auf der Ebene der nationalen Gremien (NRPB, CEA) noch auf der Ebene der CEE angestellt wurden.

Einen völlig anderen Ansatz benutzen Hunt und Jefferies, um die Kollektivdosis für die englische und die europäische Bevölkerung durch den Aktivitätseintrag in die Irische See abzuschätzen, wobei sie davon ausgehen, daß zum Zeitpunkt ihrer Untersuchung die Abgaben aus Sellafield weitaus dominieren [Hunt, Jefferies 1981]. Die NOCEDEC (Normalized Collective Effective Dose Equivalent Commitment) bezeichnet die Kollektivdosis als Folgeäquivalentdosis pro TBq in den Vorfluter abgegebener Radioaktivität. Hunt und Jefferies stützen sich dabei möglichst auf Messungen der Radioaktivitätskonzentration in den Seetieren und Algen. Teilweise rechnen sie auch (im Fall von Cäsium) von der Meerwasserkonzentration ausgehend mit einem Konzentrationsfaktor hoch. Diese Werte multiplizieren sie dann mit den Fangquoten Großbritanniens oder der europäischen Staaten für die verschiedenen Seeregionen. Da sie die Aktivitätszufuhr für Personen außerhalb der europäischen Staaten für vernachlässigbar halten, setzen sie die Kollektivdosis für Europa (mit Osteuropa) der für die Weltbevölkerung gleich. Für Radionuklide mit langer physikalischer Halbwertszeit wird bis 10^4 Jahre integriert, nicht ohne den Hinweis, daß bei Integration bis Unendlich die Dosis für I-129 um

etwa den Faktor 2000 höher ist. Um im Gegensatz zu den Wichtungsfaktoren der ICRP-26 die nichttödlichen Krebserkrankungen zu berücksichtigen, wird die NOCEDEC mit einem 'total detriment correction factor' multipliziert. Er beträgt für H-3, Zr-95-Nb-95, Cs-134 und Cs-137 1,24; für Tc-99 und I-129 2,0.

Ein Problem ergab sich bei der Frage, welcher Radionuklidabgabe die gefundenen jährlichen Kollektivdosen zuzuordnen waren, da die Abgaben an den Vorfluter sich über viele Jahre erstreckten. Deshalb wurden Korrelationsrechnungen mit verschiedenen Mittelungsmodellen angestellt und das Modell mit dem höchsten Korrelationskoeffizienten ausgewählt: Mittelung über das aktuelle Jahr und die beiden vorausgehenden Jahre. Im Gegensatz zu den theoretischen Modellrechnungen des Methodikberichtes NRPB&CEA wurden hier Immissionen mit Emissionen in Beziehung gesetzt, um empirisch einen Kollektivdosisfaktor zu finden. Wegen der sehr hohen Abgaben durch Sellafield in dem untersuchten Zeitraum sind die Fehler durch Abgrenzungsprobleme gegenüber den Abgaben anderer Anlagen und dem Einfluß des Kernwaffen-fallouts überschaubar.

Für das Radionuklid mit dem größten Beitrag zur Kollektivdosis, Cs-137, fanden Hunt und Jefferies eine NOCEDEC von 0,026 für Großbritannien und 0,055 für die Weltbevölkerung und nach Korrektur mit dem 'total detriment correction factor' 0,068 für die Weltbevölkerung (jeweils Personen Sv pro TBq). Zum Vergleich: UNSCEAR rechnet unter Verweis auf den Methodikbericht von NRPB&CEA für den Seepfad mit 0,068 Personen Sv pro TBq (für die Bevölkerung des Europas von 1979 und ohne einen 'total detriment correction factor'). Bemerkenswert ist, daß der NOCEDEC für Pu-239/240 mit 0,2 Personen Sv pro TBq fast zehnfach über dem Ansatz von UNSCEAR mit 0,025 liegt. Dies wirkt sich allerdings wegen der Dominanz der anderen Radionuklide während des Beobachtungszeitraumes im Endergebnis nicht wesentlich aus. Insgesamt berechnen Hunt und Jefferies für 1979 eine Kollektivdosis für die Abgaben aus Windscale an den Vorfluter von ca. 200 Personen Sv. Der Wert nach UNSCEAR liegt etwa 10% unter diesem Ergebnis. Trotz z.T. sehr unterschiedlicher Parameter und trotz einer völlig verschiedenen Herangehensweise liegen die Ergebnisse erstaunlich nahe beieinander. Es muß aber festgehalten werden, daß sich der Ansatz von Hunt und Jefferies auf diesen Belastungspfad beschränkt, also vor allem die globale Komponente nicht berücksichtigt wird.

Obwohl sowohl im Methodikbericht als auch in UNSCEAR Schadenserwartungsfaktoren pro Kollektivdosen für Krebsfälle und genetische Schäden angeführt werden, findet sich noch nicht einmal auf der konkreten Ebene des UNSCEAR-Berichtes die naheliegende, aber leicht nachzuholende Multiplikation von Kollektivdosis und Schadenserwartungsfaktor; es wird also die numerische Berechnung der Schadenserwartung unterlassen.

Nach dem Berechnungsmodell des Methodikberichtes NRPB&CEA ist es für die Kollektivdosis der europäischen Bevölkerung deutlich günstiger, radioaktive Abwässer in die Irische See anstatt in den Englischen Kanal abzuleiten. Wird für THORP ein gleicher technischer Standard der Rückhaltung von Radionukliden in das Abwasser unterstellt wie für La Hague, wofür allerdings der Betrieb englischer Anlagen in der Vergangenheit keinen Anlaß bot, spräche das für eine Bevorzugung einer Aufarbeitung in Großbritannien. Die erheblichen Abweichungen der empirischen Werte Hunts und Jefferies für Plutonium von den Modellberechnungen stellen dies allerdings in Frage. Auf die Sensibilität des Modells für das Verhalten der langlebigen Transurane im Sediment wurde schon hingewiesen. Schon relativ geringfügige Abweichungen der Realität gegenüber dem Modell bewirken markante Änderungen der Kollektivdosis. In einer Übersicht betont die SSK, daß die in der Literatur berichteten Konzentrationsfaktoren sich um mehrere Größenordnungen unterscheiden und diese sehr stark von den physikochemischen Eigenschaften der Sedimente abhängen [SSK-9 1988].

Eine Remobilisation aus den Sedimenten, wie sie z.B. im Bereich von Flußmündungen gezeigt wurde [Hamilton-Taylor 1987], berücksichtigt das Modell nicht. Mit Ausnahme der im globalen Modell behandelten Elemente wurde ein Übergang aus dem Wasser in die Atmosphäre vernachlässigt. Schon vor geraumer Zeit wurde nachgewiesen, daß in der Gischte Transurane um den Faktor 2 angereichert und verweht werden können. Die Kontamination des Erdbodens durch diesen Effekt ist in Nordcumbria bereits nachweisbar geworden. In der entsprechenden Publikation wird auf einen analogen Effekt im Cotentin, der Halbinsel in der Normandie, auf der La Hague liegt, verwiesen (Cambray 1982, Peirson 1982). Literatur über weitere Untersuchungen dazu und die Anwendung dieser Erkenntnisse bei der Ermittlung der Individualdosis s. Kirchner und Ehlken in Kapitel VI dieses Gutachtens. Nachdem die Dosisfaktoren für die Isotope des Plutoniums drastisch erhöht worden sind, wird beiden Gesichtspunkten in Zukunft größere Aufmerksamkeit bei der Ermittlung der regionalen Kollektivdosis zu widmen sein.

Da zur Zeit andere Radionuklide in ihrem Beitrag zur Kollektivdosis weitaus dominieren, soll in den folgenden Abschnitten auf wichtige Änderungen, die bereits jetzt abgeschätzt werden können, ausführlicher eingegangen werden.

2.2 Bevölkerungsgröße und Integrationszeitraum

Sehr eigenartig mutet an, daß die Berechnung der Kollektivdosis auf die Bevölkerung der (damaligen) Staaten der Europäischen Gemeinschaft beschränkt bleibt. Am einfachsten ist dies durchschaubar und auch korrigierbar im globalen Modell, also für die Elemente Wasserstoff, Kohlenstoff, Jod und die Edelgase. Denn bei einer globalen Gleichverteilung des Radionuklids ist die Kollektivdosis proportional zur Größe der Bevölkerung.

Während der Methodikbericht NRPB&CEA von $2,6 \cdot 10^8$ Personen ausgeht, rechnet UNSCEAR 82 mit $4 \cdot 10^9$ und UNSCEAR 88 mit $4,6 \cdot 10^9$ Personen für die jeweils aktuelle Weltbevölkerung. Der jüngste Jahresbericht des Bevölkerungsfonds der UN (UNFPA) geht von heute $5,3 \cdot 10^9$ Personen aus [SPIEGEL 1990]. Diese Ziffer wird im vorliegenden Kapitel für die Berechnung der aktuellen Situation übernommen. Für die 1. Generation ist wegen der auf 50 Jahre begrenzten Integrationszeit der Dosisfaktor etwas niedriger. Diese Annahmen sind auf H-3 und Kr-85 anwendbar.

Für C-14 und I-129 rechnen UNSCEAR 82 und UNSCEAR 88 mit einer Weltbevölkerung von $1 \cdot 10^{10}$ Personen als Wachstumsgrenze. Im vorliegenden Kapitel wird für die Berechnung der aktuellen Situation aufgrund der o.g. neuen Hochrechnung der UNFPA von $1,4 \cdot 10^{10}$ Personen ausgegangen. Für die Lebenszeit der 1. Generation wurde eine (mittlere) Bevölkerung von $7,8 \cdot 10^9$ Personen angenommen.

Bei I-129 gehen noch erhebliche Unterschiede in der Integrationszeit ein. Während der Methodikbericht über eine unendliche Zeit integriert, begrenzt UNSCEAR 82 den Zeitraum auf 10^4 Jahre, weshalb der Kollektivdosisfaktor trotz größerer Bevölkerung (Welt im Vergleich zu Europa der CEC von 1979) drastisch niedriger ist. Dies ändert sich in UNSCEAR 88 durch eine Integrationszeit über 10^6 Jahre. Im vorliegenden Kapitel wird für die Berechnung der aktuellen Situation über unendlich integriert. Tab. 8 gibt eine Übersicht über die verschiedenen Kollektivdosisfaktoren. Bei C-14 ist der im nächsten Abschnitt erläuterte anteilige Dosisfaktor für Kinder berücksichtigt.

Tab. 8: Kollektivdosisfaktoren global zirkulierender Radionuklide nach verschiedenen Annahmen über betroffene Bevölkerung und Integrationszeitraum
P. Sv: Personen Sv

	Kr-85 P. Sv/PBq	H-3 P. Sv/EBq	C-14 P. Sv/TBq	I-129 P. Sv/TBq
CEC	0,01	1,76	3,6	371
UNSCEAR 82	0,17	28,0	67	4,1
UNSCEAR 88	0,20	32,0	67	700
aktuell	0,22	36,7	174	20.400
1. Generation	0,21	36,4	8,03	0,6

Eine Gegenüberstellung der Konsequenzen bei der Anwendung der verschiedenen Annahmen wird in Abb. 9 am Beispiel der am Standort La Hague emittierten Radionuklide gezeigt. Die in diesem Gutachten gewählten Parameter liefern für C-14 und Kr-85 Ergebnisse in der gleichen Größenordnung wie die UNSCEAR-Berichte. Allerdings trägt Kr-85 nur bei der 1. Generation einen nennenswerten Relativbeitrag zur gesamten normierten Dosis bei. Für alle Generationen dominiert I-129, wenn ein großer Integrationszeitraum gewählt wird.

Im folgenden wird der hier ausgewählte Parameterset auf die Anlagenstandorte La Hague und Sellafield angewendet und mit dem Projekt Wackersdorf verglichen. Dabei wird für die Emission der verschiedenen Radionuklide pro GW(e)*a für La Hague vom Status quo und für das Projekt Wackersdorf von den Angaben der DWK (zit. in Kapitel VI) ausgegangen, während für Sellafield zwei verschiedene Planungsangaben durchgerechnet wurden:

1. Die von Kirchner und Ehlken in Kapitel VI zitierten Angaben Burtons (BURTON 1987).
2. Die im UNSCEAR-Bericht 1982 zitierten Angaben (Annex F, § 167 in Verbindung mit Tab. 48 und 49).

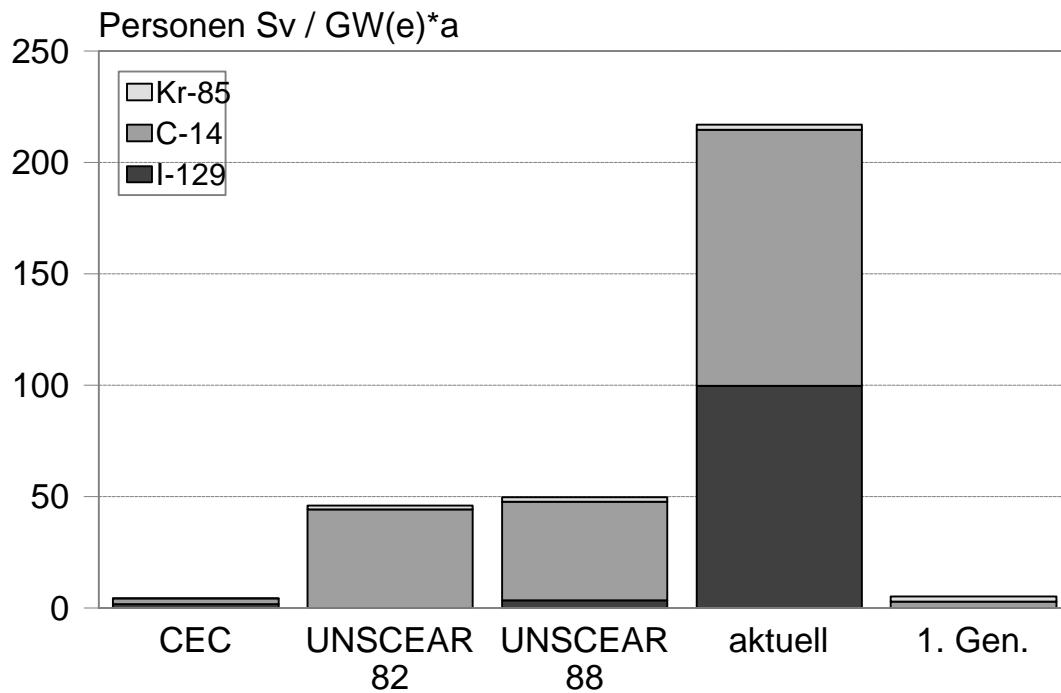


Abb. 9: Beitrag der am Standort La Hague emittierten Radionuklide zur globalen normierten Kollektivdosis nach den Annahmen entsprechend Tab. 8

Abb. 10 zeigt deutlich, welche Bedeutung der Rückhaltung von I-129 zukommt. Dieses Radionuklid spielt also nicht nur bei der Betrachtung der Individualdosis, sondern auch der Kollektivdosis eine wesentliche Rolle. Der Beitrag von H-3 und Kr-85 kann in dieser Relation vernachlässigt werden.

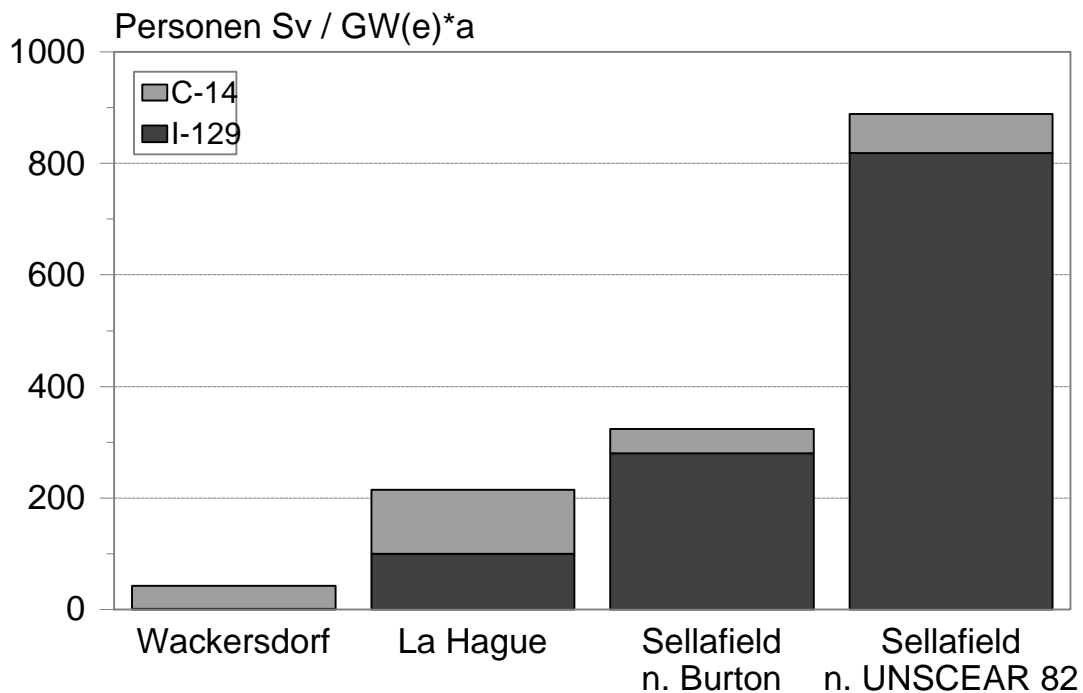


Abb. 10: Normierte Kollektivdosis nach dem globalen Modell für alle Generationen

Der weitaus überwiegende Teil des Dosisbeitrages von I-129 wirkt nicht nur als genetischer, sondern auch als somatischer Schaden erst auf spätere Generationen ein. So entlastend dieser Gedanke hinsichtlich der aktuellen Gefährdung der lebenden Generation sein mag, da spätere Generationen mit Gesundheitsschäden für den Energieverbrauch der heutigen Generation zahlen müssen, ergibt sich hieraus aber eine besondere ethische Last.

In der 1. Generation gewinnt der Beitrag von Kr-85 relativ an Bedeutung (s. Abb. 11). Da in keiner der Anlagen eine spezifische Rückhaltung für Kr-85 vorgesehen ist, kann der Dosisbeitrag durch dieses Radionuklid nur durch längere Kühlzeit der Brennelemente vor der Aufarbeitung vermindert werden. Allerdings verlangt ein wirtschaftliches Konzept der thermischen Rezyklierung eine Verkürzung der Kühlzeit auf möglichst ein Jahr [Thomas 1985]. Eine zunehmende Verwendung und Aufarbeitung von MOX-Brennelementen wird damit für die 1. Generation eine Erhöhung der Kollektivdosis bewirken.

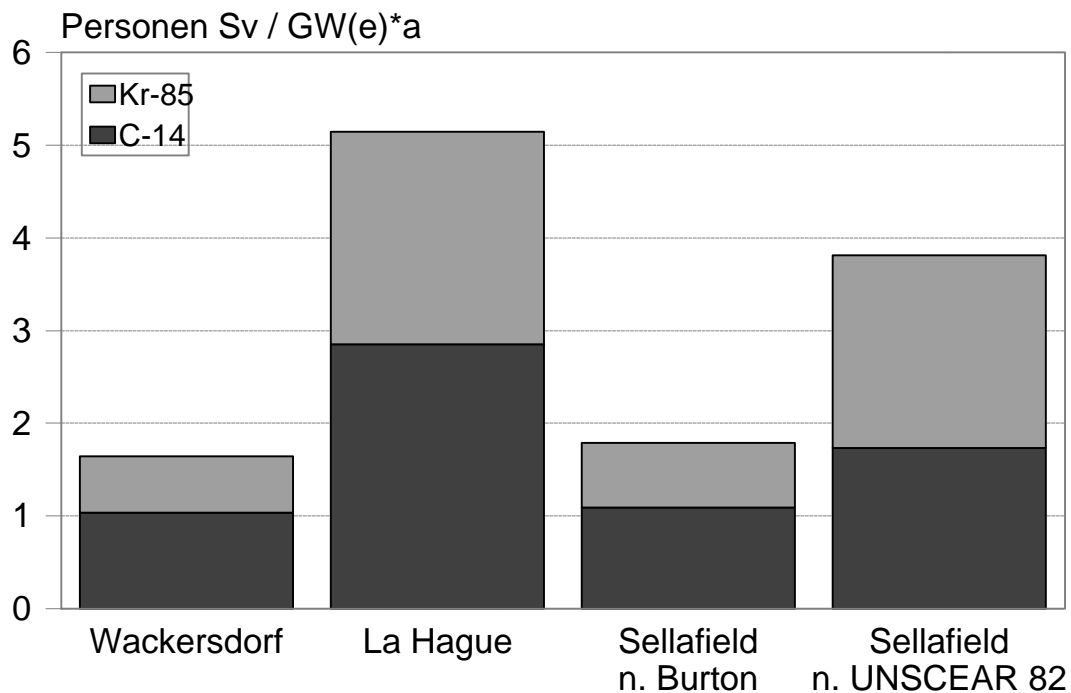


Abb. 11: Normierte Kollektivdosis nach dem globalen Modell für die 1. Generation

Schon auf der Ebene des Vergleichs der normierten Kollektivdosen wird deutlich, daß bei der Wiederaufarbeitung im Ausland dem Minimierungsgebot nicht Rechnung getragen wird.

Auch bei der Bestimmung der regionalen Kollektivdosis resultiert sicher aus der fehlenden Berücksichtigung der Bevölkerung außerhalb der europäischen Gemeinschaft eine Unterschätzung. Für die Schadstoffabgabe in die Luft ist aus den Angaben des Methodikberichtes allein die Berechnung nicht nachzuvollziehen. Dazu wird für den einzelnen Standort die Statistik der meteorologischen Bedingungen benötigt, das Raster der Bevölkerungsdichte und das Raster der agrarökonomischen Daten innerhalb und außerhalb der Staaten der EG.

Man kann deshalb verstehen, daß UNSCEAR 82 sich darauf beschränkte, die Dosisfaktoren nach dem regionalen Modell zu zitieren. Es ist jedenfalls nicht erkennbar, daß dort eine erweiterte Datenbasis erarbeitet und die Berechnung damit wiederholt worden ist.

In analoger Weise müßten die Berechnungen der Kollektivdosis bei Abgabe an das Wasser erweitert werden. Hier sind die Fischfangquoten der Nicht-EG-Länder aus den verschiedenen Meereskompartments zusammenzutragen. Mithilfe der vorhandenen Modelldaten können die Konzentrationsverläufe (und deren Integrale) in den einzelnen Kompartments (wenn auch mit beachtlichem Aufwand) nachberechnet werden. Wenn man bedenkt, daß das Kompartiment "Andere Ozeane" in das Modell eingeführt wurde, um dem (stark verdünnten) Rückfluß aus diesem Kompartiment in die EG-näheren Kompartments Rechnung zu tragen, kann man erwarten, daß der Fischfang des größten Teils der Weltbevölkerung aus diesem Kompartiment trotz der niedrigen Konzentration wegen seiner enormen Menge einen nicht vernachlässigbaren Anteil zur Kollektivdosis beiträgt. Aus einzelnen, im UNSCEAR-Bericht zitierten Fischfangmengen läßt sich erkennen, daß die Beschränkung des Methodikberichtes NRPB&CEA auf die Bevölkerung der EG nicht erweitert wurde. Auch der im Rahmen des vorliegenden Gutachtens mögliche Aufwand gestattete hier keine Korrektur.

2.3 Dosisfaktoren

Zunächst sei angemerkt, daß für Radionuklide mit Langzeitretention im menschlichen Körper und langer physikalischer Halbwertszeit heute bei der Allgemeinbevölkerung wegen der gestiegenen Lebenserwartung für eine 70 Jahre-Folgedosis plädiert wird [KAUL 1987]. Im Methodikbericht wurde die Folgeäquivalentdosis entsprechend ICRP-26 über 50 Jahre berechnet.

Völlig unverständlich bleibt, warum UNSCEAR 88 im Vergleich zu UNSCEAR 82 nicht nur den methodischen Bericht unverändert zitiert, sondern auch die damit erzielten Rechenergebnisse für die Kollektivdosis durch Transurane. Denn zwischenzeitlich war durch ICRP-48 [ICRP 1986] offiziell akzeptiert, daß die Resorptionsquoten nach Ingestion für Pu um einen Faktor 100 und für Am um einen Faktor 2 erhöht angewendet werden mußten. Auch ohne die Möglichkeit eines Rückgriffes auf die Originaldaten des Berichtes wird dies durch die Angabe einer Dosis für den Dickdarm offenkundig, die nur bei den ursprünglichen, zu niedrigen Resorptionsquoten relevant erschien. Dadurch rückt der Anteil der Transurane an der Kollektivdosis in eine relevante Größenordnung, vor allem bei Abgabe (aus La Hague) in das Wasser des Englischen Kanals.

Im Vergleich zu den heute empfohlenen Dosisfaktoren (BMU 1989) ergeben sich bei einigen wichtigen Radionukliden ebenfalls beachtliche Differenzen. Immerhin stammen die Dosisfaktoren des Methodikberichtes aus einer Zeit vor Publikation der ICRP-30 (ICRP 1979). Auch in der revidierten Fassung weist der Bericht lediglich auf die neuen Dosisfaktoren der ICRP hin, ohne aber die eigene Tabelle fortzuschreiben! UNSCEAR verwendet die Dosisfaktoren der ICRP-30. Generell wurde zudem

nicht beachtet, daß auch bei einer Berechnung der Kollektivdosis eine starke Abweichung des Dosisfaktors im Kindesalter angemessen durch eine adäquate Wichtung berücksichtigt werden muß. Im vorliegenden Kapitel wird für die Berechnung der aktuellen Situation vom 1.-14. Lebensjahr linear zwischen dem Dosisfaktor "Kleinkind 1 Jahr" und "Erwachsene" interpoliert und dieser interpolierte Wert mit 0,22, der Erwachsenenwert mit 0,78 gewichtet.

$$\text{aktuell} = ((\text{BMU} + \text{BMU 1a}) / 2) \cdot 0,22 + \text{BMU} \cdot 0,78$$

Dabei bedeuten

aktuell	Dosisfaktor für die aktuellen Berechnungen
BMU	Dosisfaktor für Erwachsene nach StrlSchV
BMU 1a	Dosisfaktor für Kleinkinder von 1a nach StrlSchV

Eine Übersicht über wichtige Änderungen gibt Tab. 9. Bei I-129 wurde keine Änderung des Dosisfaktors berücksichtigt, da angesichts der in Abschnitt 2.2 diskutierten Probleme für dieses Radionuklid die resultierende Änderung in ihrer relativen Auswirkung vernachlässigbar erscheint.

Tab. 9: Gegenüberstellung von Dosisfaktoren für Ingestion des Methodikberichtes NRPB&CEA [CEC 1979], nach StrlSchV [BMU 1989] für Erwachsene (BMU) und Kleinkinder von 1 Jahr (BMU 1a) und der aktuellen, daraus abgeleiteten für die Allgemeinbevölkerung (aktuell). Näheres s. Text
Bis auf die letzte Spalte (dimensionsloser Faktor) alle Angaben in nSv/Bq

	CEC	BMU	BMU 1a	aktuell	aktuell/CEC
C-14	1,1	0,57	4,2	0,969	0,88
Ru-106	5,8	7,4	58	12,966	2,2
Pu-238	15	860	2800	1073,4	71,6
Pu-239	16	950	2900	1164,5	72,8
Pu-241	0,26	18	38	20,2	77,7
Am-241	600	980	3000	1202,2	2,0
Cm-244	290	540	2200	722,6	2,5

Die Abb. 12 und 13 zeigen in einer Gegenüberstellung, wie sich die Änderung der Dosisfaktoren bei der Berechnung der normierten Kollektivdosis für das lokale und regionale Modell auswirken. Da eine solche Änderung durch Multiplikation der alten Werte für die normierte Kollektivdosis berücksichtigt werden kann, ist eine Fortschreibung der Ergebnisse des Methodikberichtes von NRPB&CEA möglich, obwohl nicht alle Berechnungsschritte im Einzelnen nachvollzogen werden können. Wiederum wurde für die Annahme von Abgaben aus La Hague vom Status quo ausgegangen, während für Sellafield dieselben beiden Quellen verwendet wurden wie bereits im vorstehenden

Abschnitt zitiert. Für Wackersdorf wurden die Dosisfaktoren für den Standort Sellafield mit den Angaben der DWK (s. Kapitel VI) über die projizierten Abgaben umgerechnet. Da der Beitrag aus den Abgaben an die Luft in der Relation gering ist, wurde die normierte Kollektivdosis aus diesem Belastungspfad in der Graphik nicht weiter aufgeschlüsselt.

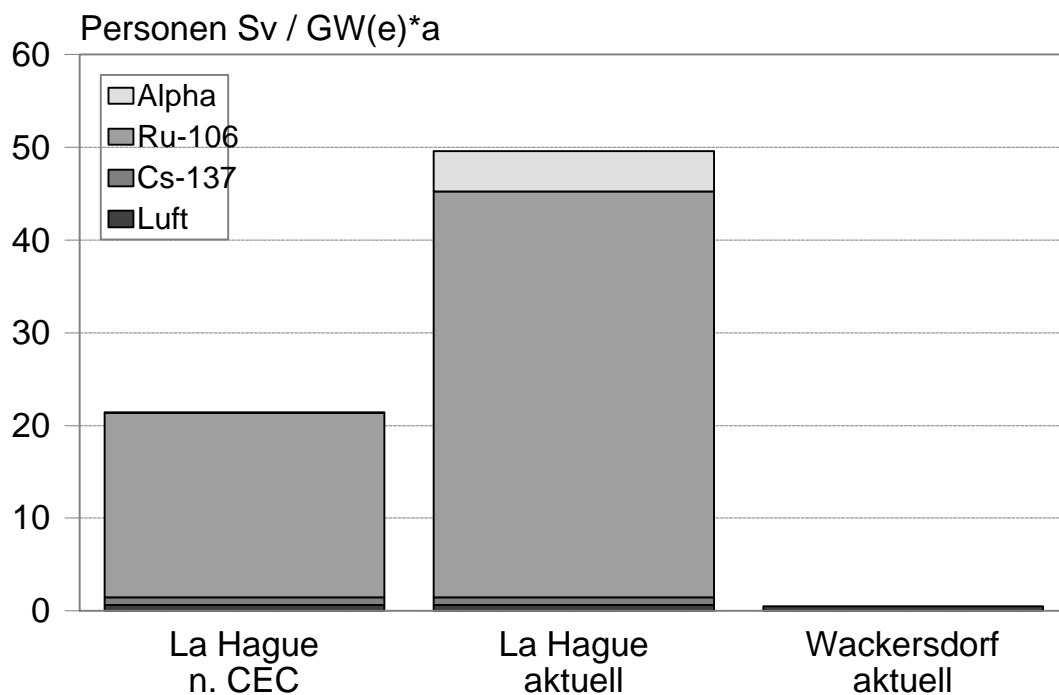


Abb. 12: Normierte Kollektivdosis für das lokale und regionale Modell für La Hague und Wackersdorf
CEC: Original nach CEC 1979
aktuell: Berechnung mit revidierten Dosisfaktoren
Luft: Dosis aus Abgabe an die Luft;
Alle übrigen: Dosis aus Abgabe an den Vorfluter
Alpha: Alphastrahler

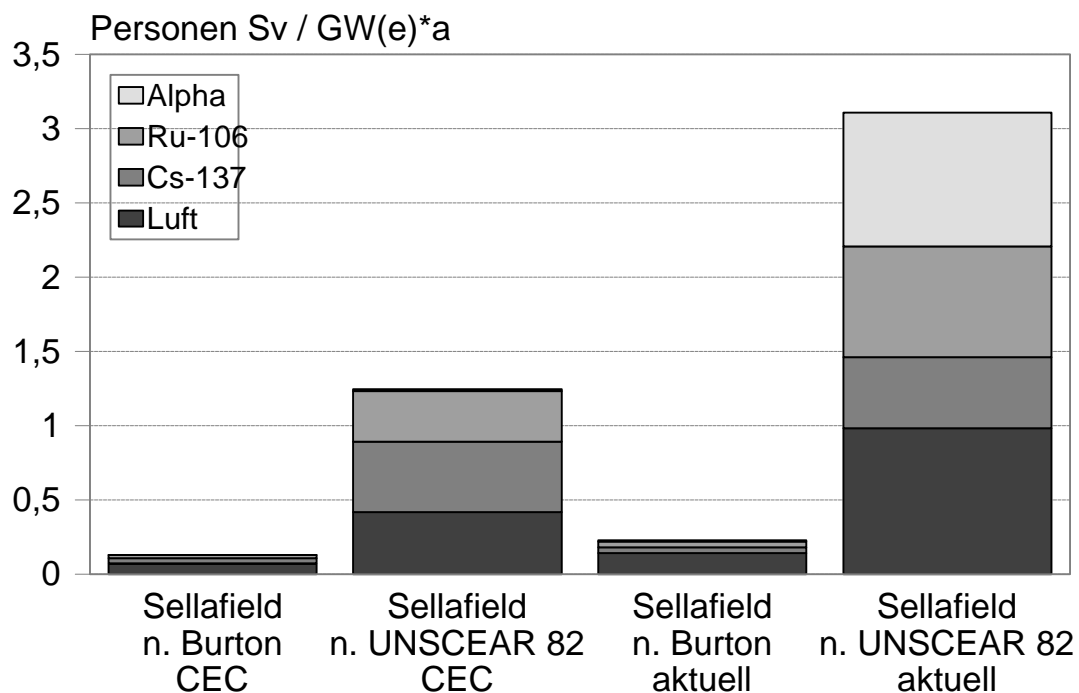


Abb. 13: Wie Abb. 12, jedoch für Sellafield

Der Hauptbeitrag kommt hier von der Ingestionsdosis durch C-14 und I-129. Auch die für Wackersdorf kalkulierte normierte Kollektivdosis von 0,53 Personen Sv/GW(e)*a wird von C-14 dominiert. Der verbleibende Rest von 0,17 Personen Sv/GW(e)*a stimmt relativ gut überein mit den 0,19 Personen Sv/GW(e)*a, die für einen 50 km-Umkreis als regionale normierte Kollektivdosis angegeben wurde (AE 1984). Weiter differenziert wurde dagegen der Anteil der normierten Kollektivdosis, der durch die Abgaben an den Vorfluter bewirkt wird. Deutlich wird die Auswirkung der Fortschreibung der Dosisfaktoren für Ru-106 und die Aktinoide wegen ihres absolut auch großen Anteils am Standort La Hague. Es wird deutlich, daß die optimistischen Planungsdaten für Sellafield eine drastische Reduktion der lokalen und regionalen Kollektivdosis bewirken. Es ist allerdings der Hinweis angebracht, daß diese Planungsdaten nicht nur in einem Widerspruch zu dem Stand der Technik in La Hague stehen, sondern auch zur bisherigen Betriebspraxis in Sellafield selbst.

Bei Einführung der thermischen Rezyklierung und einer Wiederaufarbeitung von MOX-Brennelementen verbunden mit der wirtschaftlich gebotenen Verkürzung der Abkühlzeit auf ein Jahr

gegenüber sieben Jahren nimmt vor allem das Inventar an Ru-106 stark zu (um etwa einen Faktor 80). Eine unveränderte Rückhaltung vorausgesetzt, wird sich dies in der lokalen und regionalen Kollektivdosis durch die Anlage La Hague deutlich auswirken. Aber auch das Inventar an Aktinoiden nimmt zu. Werden auch noch die Indizien für eine zu hoch angesetzte Sedimentation in der Irischen See berücksichtigt, wird der Dosisbeitrag der Alphastrahler aus Sellafield gegenüber den bisherigen Kalkulationen drastisch zunehmen.

Nach den Annahmen des lokalen und regionalen Modells trifft diese Dosis als somatische Dosis praktisch nur die derzeitige Generation.

2.4 Schadenserwartungsfaktoren

Die Eintrittswahrscheinlichkeit eines Schadens pro Dosis, im Methodikbericht NRPB&CEA Risikoeffizient genannt, wird vom Autor dieses Kapitels als Schadenserwartungsfaktor bezeichnet. Zwar kann dieser Faktor im mathematischen Sinne als Risikofaktor betrachtet werden (HARDER 1988), im allgemeinen Sprachgebrauch wird mit dem Begriff Risiko nach der Herkunft dieses Wortes von den Kaufleuten Norditaliens die Möglichkeit eines ungünstigen Ausgangs bei dem Versuch eines guten Geschäftes verstanden. Bei den hier betrachteten stochastischen Strahlenschäden sind im Regelfall die Träger des Schadens nicht identisch mit denen, die aus dem dosiserzeugenden Prozeß einen Nutzen ziehen (wenn es denn einen gibt). Aber unabhängig von der unterschiedlichen Anschauung zur Nomenklatur stimmt der Autor dieses Kapitels dem Ansatz des Methodikberichtes NRPB&CEA zu, eine Kollektivdosis auch aus sehr kleinen Einzeldosisbeiträgen zu errechnen, um daraus eine Schadenserwartung abzuleiten.

Die Strahlenschutzkommission empfiehlt, unterhalb einer durchschnittlichen Strahlenbelastung von $3 \mu\text{Sv}/\text{Jahr}$ in einer Gruppe keine Dosisbeiträge zur Ermittlung einer Kollektivdosis zu verwenden (SSK 1985). Damit würde allerdings der weit überwiegende Beitrag der Strahlenbelastung der Bevölkerung durch die Wiederaufarbeitung nicht beachtet, wie auch die folgenden Ausführungen zeigen werden. Die Empfehlung wird damit begründet, daß im Bereich niedriger Dosen die vorausgesetzte Proportionalität nicht gegeben sei.

Dieser Empfehlung der Strahlenschutzkommission folgt der Autor dieses Kapitels nicht. Die Gründe dazu sind:

- Es gehört zum internationalen Konsens, im Strahlenschutz eine Proportionalität zwischen Dosis und Wirkung zu unterstellen, selbst wenn eine Abhängigkeit des Schadenserwartungsfaktors von der Dosis- oder der Dosisleistung angenommen wird. Die Hypothese einer Nichtlinearität wirkt sich erst dann aus, wenn aus Beobachtungen in einem anderen Dosis- oder Dosisleistungsbereich einer Kollektivdosis eine konkrete Schadenserwartung zugeordnet werden soll.
- Wie in Kapitel VIII ausführlich erörtert worden ist, ist die Annahme der Strahlenschutzkommission einer "tatsächlichen Nichtlinearität der Dosis-Wirkungsbeziehung für viele Formen der Tumorinduktion durch locker ionisierende Strahlen" im Bereich menschlicher Tumoren so nicht haltbar. Für dicht ionisierende Strahlen wird sie ohnehin nicht behauptet.
- Bei der Bildung der Kollektivdosis wird in diesem Kapitel, wie es auch sonst in der Literatur die Regel ist, keineswegs über Dosisklassen summiert, die sich um solche Größenordnungen unterscheiden, daß auch bei der Verwendung eines linear-quadratischen Dosis-Wirkungsmodells der Bereich linearer Beziehungen verlassen würde. Dies wäre erst bei Einzeldosen über 1 Sv der Fall.
- Bei den global verteilten Radionukliden, die den größten Beitrag zur Kollektivdosis der Bevölkerung aus Wiederaufarbeitung liefern, wird eine derart gleichmäßige Exposition der (Welt-)Bevölkerung unterstellt, daß Nichtlinearitäten zwischen Dosis und Wirkung völlig vernachlässigbar sind.
- Die Kollektivdosis ist für maßgebliche Gremien ein wichtiges Schadensmaß, auch für die Beurteilung der Belastung der Bevölkerung durch Wiederaufarbeitung.
- Wie auch von der Strahlenschutzkommission gewürdigt, ist die Euratom-Grundnorm für die EG-Staaten rechtsverbindlich.

Grundlegender Fortschreibung bedürfen die im Methodikbericht NRPB&CEA angeführten Schadenserwartungsfaktoren. Unter Verweis auf die in Kapitel VIII geführte Diskussion geht der Autor des vorliegenden Kapitels wie folgt vor: Dem additiven Modell wird nicht gefolgt. Aus UNSCEAR 88 ergibt sich bei Anwendung des multiplikativen Modells im Vergleich zum Methodikbericht immerhin ein Faktor 6-9 für die tödlichen Karzinome, also von $1,25 \cdot 10^{-2}/\text{Sv}$ auf $7 \cdot 10^{-2}/\text{Sv}$ bis $11 \cdot 10^{-2}/\text{Sv}$. Daraus wird der untere Wert der Spannweite gewählt.

Für die interne Dosis aus Betastrahlen muß gegenüber Gammastrahlung, aus deren Wirkung die o.g. Schadenserwartungsfaktoren abgeleitet wurden, ein Faktor 2 angewendet werden (ICRU 1986). Dies betrifft etwa die Hälfte der Dosis aus dem regionalen Modell durch Abgabe an die Luft, mit Ausnahme des relativ niedrigen Gammastrahlenanteils des Kr-85 die gesamte Dosis nach dem globalen Modell und mit Ausnahme der Transurane die Dosis aus der Abgabe in das Wasser nach dem regionalen Modell, insgesamt also den weitaus überwiegenden Dosisbeitrag.

Die nichttödlichen Karzinome sind nochmals in der gleichen Größenordnung anzunehmen wie die tödlichen. Dazu kommen gutartige Tumore und die genetischen Schäden in allen Folgegenerationen, wobei darauf hinzuweisen ist, daß in dem Ansatz der ICRP von $0,8 \cdot 10^{-2}/\text{Sv}$ nur "schwere" Schäden enthalten sind. Für die Auswirkung der globalen Kollektivdosis wird von einer geringeren Lebenserwartung und Häufigkeit von Krebserkrankungen ausgegangen.

Im folgenden wird nun für die regionale Kollektivdosis ein Schadenserwartungsfaktor von $160 \cdot 10^{-2}/\text{Sv}$ verwendet, für die globale einer von $80 \cdot 10^{-2}/\text{Sv}$.⁴ Eine Unterschätzung des Schadens um ein Mehrfaches kann nicht ausgeschlossen werden. Wird dem hier angewandten Schadenserwartungsfaktor nicht gefolgt, kann unschwer umgerechnet werden. Bei Verzicht auf die Kalkulation einer Schadenserwartung zur Veranschaulichung des Gesundheitsschadens in der Bevölkerung kann auch durch Vergleich der Kollektivdosen die Beachtung des Minimierungsgebotes bei der Wiederaufarbeitung im Ausland geprüft werden.

⁴ In der ursprünglichen Fassung war von einem Schadenserwartungsfaktor von $30 \cdot 10^{-2}/\text{Sv}$ ausgegangen worden. Er wurde aufgrund inzwischen vorliegenden epidemiologischen Studien gründlich revidiert [KUNI 1994]. Darüber hinaus liegt nach den neueren Erkenntnissen über die durchschnittliche Energie der Gammastrahlen, denen die Atombombenopfer ausgesetzt waren, zwischen der ursprünglich angenommenen Energie von ca. 1 MeV und der korrigierten Energie von 3 bis 4 MeV nochmals ein Unterschied in der Wirksamkeit von etwa Faktor Zwei. [STRAUME 1996].

3. Ergebnis und zusammenfassende Bewertung

Für die Berechnung der gesamten Schadenserwartung gehen wir von den in Tab. 10 aufgeführten, bislang vertraglich vorgesehenen Brennstoffmengen in den verschiedenen Zeitabschnitten mit jeweils 40 GWd/t Abbrand und für die Umrechnung von GW in GW(e) von einem Faktor von 0,3 aus. Für den Standort La Hague haben wir uns auf UP 3 beschränkt, da in diesem Kapitel nur Schäden aus zukünftiger Verarbeitung betrachtet werden sollen und die Verarbeitung in der UP 2 als bereits geschehen oder nicht mehr änderbar angesehen wird.

Tab. 10: Vertraglich für aufeinanderfolgende Zeitabschnitte zur Wiederaufarbeitung im Ausland vorgesehene Brennstoffmengen (Mg) ⁵

	UP3	THORP	Gesamt
Abschnitt 1	3074	758	3832
Abschnitt 2	768	126	894
Abschnitt 3	1537	884	2421
Summe	5379	1768	7147

Berechnet man nun mithilfe der normierten Kollektivdosen aus den vorangegangenen Abschnitten die Kollektivdosis für die Allgemeinbevölkerung aus den Schadstoffen, die durch die Verarbeitung der deutschen Brennelemente im Ausland freigesetzt werden, ergeben sich die in Abb. 14 und Abb. 15 demonstrierten Ergebnisse. Wiederum wurde für Annahme der Aktivitätsabgaben aus La Hague vom Status quo ausgegangen, während für Sellafield dieselben beiden Quellen verwendet wurden wie bereits in vorstehenden Abschnitten zitiert. Vergleichsweise wurde berechnet, wie groß die Kollektivdosis bei einer ausschließlichen Verarbeitung dieser Brennelemente im Projekt Wackersdorf

⁵ Die Bedeutung der Abschnitte sind im Kapitel IV wie folgt deklariert:

Abschnitt 1: Fest kontrahierte Mengen bis 1998 (UP3, La Hague) oder bis 2002 (THORP, Sellafield)

Abschnitt 2: La Hague: „verbindliche Option“ ab 1998, d.h. müssen den EVU angeboten werden

Sellafield: Verbindliches Angebot der BNFL bis 2002

Abschnitt 3: La Hague: „Bedingt verbindliche Option“ ab 2003, d.h. müssen angeboten werden, sofern nicht in F benötigt

Sellafield: „verbindliche Option“ bis 2012

gewesen wäre. Für den Vergleich mit dem Projekt Wackersdorf wurden die Kollektivdosen aus den beiden ausländischen Anlagen addiert.



Abb. 14: Kollektivdosis für die 1. Generation und Anzahl der dadurch ausgelösten Krankheitsfälle durch die Gesamtmenge der bisher kontrahierten Brennelemente

Die Verlagerung der Wiederaufarbeitung in das Ausland bringt für die deutsche Bevölkerung nur scheinbar eine Entlastung von der damit verbundenen regionalen Kollektivdosis. Denn es muß die Bedeutung der Modelldefinition "regional" vergegenwärtigt werden (Berechnung bis zum Radius von 3000 km!), um würdigen zu können, daß ein beachtliche Anteil der lokalen und regionalen Dosis aus dem Ausland, vor allem aus La Hague, auch die deutsche Bevölkerung betrifft. Die Planungsdaten für die neue Anlage in Sellafield gehen von einer rigorosen Senkung der lokalen und regionalen Dosis auf einen in der Relation vernachlässigbaren Wert aus, offenbar, um die Akzeptanz der Anlage vor Ort sicherzustellen. Betrachtet man nämlich den globalen Anteil der Dosis, der hauptsächlich die

auswärtige Bevölkerung trifft, bleibt durchaus ein bemerkenswerter Schaden übrig. Durch die drastische Zunahme der Kollektivdosis bei der Wiederaufarbeitung im Ausland ist trotz der Tatsache, daß davon die deutsche Bevölkerung nur mit einem Anteil betroffen ist, das absolute Ausmaß der gesundheitlichen Schäden trotz der größeren Entfernung der Wiederaufarbeitung sogar noch größer als nach den Planungsdaten der Anlage im Inland.

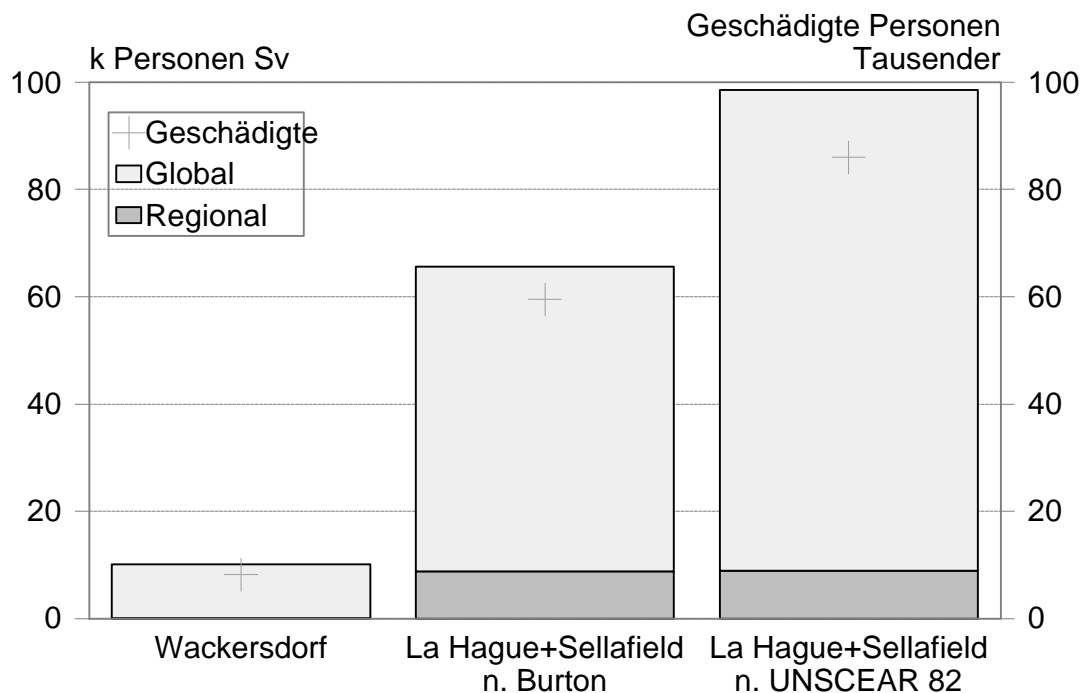


Abb. 15: Wie Abb. 14, jedoch Kollektivdosis und ausgelöste Krankheitsfälle für alle Generationen

Besonders deutlich wird eine nationale Optimierung in Großbritannien mit Belassung des überwiegenden Schadensanteils im Ausland, wenn die Kollektivdosen über alle Generationen betrachtet werden (Abb. 15). Die ca. 60.000-80.000 Krebsfälle (und genetischen Schäden) verteilen sich weitgehend gleichmäßig auf die gesamte Weltbevölkerung, da der größte Anteil von der globalen Kollektivdosis bestimmt wird. Gemessen am gesamtdeutschen Anteil an der Weltbevölkerung fallen also etwa 800 Krankheitsfälle auf unsere Bevölkerung zurück.

Die nationale Zuordnung der ausgelösten Gesundheitsschäden sollte aber für ihre Beurteilung keine Rolle spielen, zumal der überwiegende Teil der Geschädigten lediglich den Schaden zu tragen haben wird, ohne vom Energienutzen partizipiert zu haben.

4. Quellenverzeichnis

AE 1984

Projektgruppe **Andere Entsorgungstechniken**; Kernforschungszentrum Karlsruhe

BMU 1989

Bundesminister für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit
Bekanntmachung der Zusammenstellung Dosisfaktoren Teil I Äußere Exposition - Erwachsene und Kleinkinder (1 Jahr). Zusammenstellung Dosisfaktoren Teil II Ingestion und Inhalation - Kleinkinder (1 Jahr). Zusammenstellung Dosisfaktoren Teil III Ingestion und Inhalation - Erwachsene, vom 5. September 1989
Bonn, RSII-511 413/20, Bundesanzeiger, 41, Nr. 185a

Cambray, R.S., Eakins, J.D. 1982

Pu, Am-241 and Cs-137 in Soil in West Cumbria and a Maritim Effect
Nature 300, 46-48

CEC 1979

Commission of the European Communities
Methodology for Evaluating the Radiological Consequences of Radioactive Effluents Released in Normal Operations
Joint Report by the National Radiological Protection Board, Harwell, Didcot, United Kingdom, and the Commissariat a l'Énergie Atomique, Département de Protection, CEN, Fontenay-aux-Roses, France, Doc. No. V/3865/1/79, July 1979 (2nd Impression, Dec. 1982, with corrections)

EU 1996

Europäische Union
Richtlinie 96/29/Euratom des Rates vom 13. Mai 1996
zur Festlegung der grundlegenden Sicherheitsnormen für den Schutz der Gesundheit der Arbeitskräfte und der Bevölkerung gegen die Gefahren durch ionisierende Strahlungen
ABl. Nr. L 159 vom 29.06.1996, S. 1-114
http://europa.eu.int/eur-lex/de/lif/dat/de_396L0029.html

Hamilton-Taylor, J., Kelly, M., Mudge, S., Bradshaw, K. 1987

Rapid Remobilisation of Plutonium from Estuarine Sediments,
J. Environ. Radioactivity 5, 409-423

Harder, D. 1988

2.4 Probability of Causation. Mathematischer Diskussionsbeitrag

In: SSK, Band 12, Veröffentlichungen der Strahlenschutzkommission. Aktuelle Fragen zur Bewertung des Strahlenkrebsrisikos

Gustav Fischer Verlag Stuttgart, New York

Hunt, G.J., Jefferies, D.F. 1981

Collective and Individual Radiation Exposure from Discharges of Radioactive Waste to the Irish Sea

In: Impacts of Radionuclide Releases into the Marine Environment

IAEA-SM-248/101, 535-570, International Atomic Energy Agency, Wien

ICRP-26 1977

International Commission on Radiological Protection

Publication 26

Empfehlungen der Internationalen Strahlenschutzkommission,

G. Fischer Verlag, Stuttgart

ICRP-28 1978

International Commission on Radiological Protection

Statement from the 1978 Stockholm Meeting of the International Commission on Radiological Protection

In: Publication 28, Principles and General Procedures for Handling Emergency and Accidental Exposures of Workers

Annals of the ICRP, Vol. 2, No. 1, Pergamon Press Oxford, New York, Frankfurt

ICRP-30 1979

International Commission on Radiological Protection

Publication 30

Limits for Intakes of Radionuclides by Workers. Part I

Annals of the ICRP, Vol. 2, No. 3-4, Pergamon Press, Oxford, New York, Frankfurt

ICRP-48 1986

International Commission on Radiological Protection

Publication 48

The Metabolism of Plutonium and related Elements

Annals of the ICRP, Vol. 16, No. 2/3, Pergamon Press, Oxford, New York, Frankfurt

ICRP 60 1991

International Commission on Radiological Protection

Publication 60

1990 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection

Annals of the ICRP Vol. 21, No. 1-3, Pergamon Press, Oxford, New York

ICRU 1986

International Commission on Radiation Units and Measurements
The Quality Factor in Radiation Protection
Report of a Joint Task Group of the ICRP- and ICRU to the ICRP- and ICRU, ICRU-Report 40

Kaul, A. 1987

Grundlagen der Dosisbegrenzung im Strahlenschutz
Vortrag am 6.10.1987 bei: Ständige Konferenz "Gesundheit und Sicherheit im Atomzeitalter"
der Europäischen Gemeinschaft. 1. Tagung "Information der Öffentlichkeit und der Medien über
Gesundheitsschutz und Sicherheit im kerntechnischen Bereich", Luxemburg-Kirchberg, 5.-
7.10.1987

Kuni, H. 1994

Niedrige Strahlendosen und Gesundheit der Arbeitnehmer
Berichte des Otto Hug Strahleninstitutes, Bonn, Bericht 8-11, MMV Verlag München

Peirson, D.H., Cambray, M., Cawse, P.A., Eakins, J.D., Pattenden, N.J. 1982

Environmental Radioactivity in Cumbria
Nature 300, 27-31

Spiegel 1990

14 Milliarden Menschen?
DER SPIEGEL Heft 21, 160-162

SSK-9 1988

Veröffentlichungen der **Strahlenschutzkommission**, Band 9
Radionuklide in Wasser-Schwebstoff-Sediment-Systemen und Abschätzung der Strahlenexposition,
Gustav Fischer Verlag Stuttgart, New York

SSK 1990

Strahlenschutzkommission
Kommentar zur Stellungnahme der Hamburger Umweltbehörde
Anlage 5 zum Ergebnisprotokoll der 98. Sitzung, 28./29. Juni 1990, Bonn

Straume, T. 1995

High-Energy Gamma Rays in Hiroshima and Nagasaki: Implications for Risk and w_R
Health Phys. 69, 954-956

StrlSchV 1989

Zweite Verordnung zur Änderung der Strahlenschutzverordnung vom 18. Mai 1989
BGBl I S. 943. Bekanntmachung der ab 1. November 1989 geltenden Fassung vom 30. Juni
1989. BGBl. I S. 1321, berichtigt 16.10.1989 BGBl. I S. 1926

Thomas, W., Hesse, U., Kramer, E. 1985

Sicherheitstechnische Analyse zur thermischen Rezyklierung in der Bundesrepublik
Deutschland

GRS-A-1101 Auftragsnummer: 82002, Gesellschaft für Reaktorsicherheit, Garching

UNSCEAR 1982

United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation
Sources, Effects and Risks of Ionizing Radiation

1982 Report to the General Assembly, with Annexes

United Nations, New York

UNSCEAR 1988

United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation
Sources, Effects and Risks of Ionizing Radiation

1988 Report to the General Assembly, with Annexes

United Nations, New York