

• Ingestierte natürliche Radionuklide	0,03 cSv	( 0,3 mSv)
• Strahlenbelastung aus Tschernobyl	0,002 cSv	( 0,02 mSv)
• Fallout von Kernwaffentests	0,001 cSv	( 0,01 mSv)
• Betrieb kerntechnischer Anlagen	0,001 cSv	( 0,01 mSv)
• Anwendung in Technik und Haushalt	0,001 cSv	( 0,01 mSv)
• Berufliche Strahlenexposition	0,001 cSv	( 0,01 mSv)
<b>Insgesamt</b>	<b>0,396 cSv</b>	<b>( 3,96 mSv)</b>

## II. 0. Aufgabe 1, Teil A: Frage über die Zulänglichkeit der wissenschaftlichen Grundlagen der angewandten Grenzwertregelung hinsichtlich Emissionen und Immissionen aus Kernkraftwerken mit besonderem Bezug zum Kernkraftwerk Krümmel (KKK).

### II. 1. Einleitung

#### II. 1. 1. Das 30 mrem (0,03 cSv) Konzept

Die Strahlenschutzverordnung (StrlSchV) zum Schutz der Bevölkerung vor schädigenden Wirkungen von ionisierenden Strahlungen wurde 1976 in Deutschland - bzw. in den alten Länder der BRD - erstmals eingeführt. Diese ist 1989 revidiert worden und gilt bis zum heutigen Tag. Obwohl die StrlSchV erst 1976 verabschiedet wurde, war in der Zeit zuvor in den alten Bundesländern eine Atomkommission mit einem Ausschuß zuständig für Strahlenschutz tätig. Die Empfehlungen dieses Ausschusses lehnten sich an die Empfehlungen der ICRP an. Der Grenzwert zum Schutz der Bevölkerung nach dem 30 mrem-Konzept<sup>23</sup> ist auf eine ICRP-Empfehlung von 1965<sup>24</sup> zurückzuführen, die auf einer Definition der "genetisch signifikanten Dosis"<sup>25</sup> der ICRP basiert und vom zuständigen Ausschuß 1969 übernommen und dann in die StrlSchV von 1976

<sup>23</sup>30 mrem = 0,03 cSv = 0,3 mSv

<sup>24</sup>ICRP Publication 9, 1966

<sup>25</sup>Als "genetisch signifikante Dosis" wurde die Gonaden-Dosis herangezogen, die sich als vererbare Schäden in Folgegenerationen manifestieren. Da die "genetisch signifikante Dosis" zwischen 6 und 10 rem bzw. cSv abgeschätzt wurde, wurde 5 rem bzw. cSv pro Generation (eine Generation als 30 Jahre angenommen) als ein vertretbarer Wert angesehen mit "genügend Spielraum für die Fortentwicklung von Kernenergie-Programmen". Die ICRP (1958, 1965) betrachtete 5 cSv zuzüglich der Belastungen aus dem natürlichen Hintergrund und medizinischer Anwendungen als hinnehmbares zusätzliche Risiko, betonte aber wiederholt, daß "die genetische Dosis auf das geringst Mögliche gehalten werden sollte". In der Überlegung wurde davon ausgegangen, daß im Durchschnitt die Familienplanung bis zu diesem Alter abgeschlossen ist. Der Ausschuß für Strahlenschutz entschied 1969, daß der Gesamtwert von 5 cSv gleichermaßen der natürlichen Hintergrundstrahlung (externe sowie interne), medizinischen Expositionen und Emissionen aus kerntechnischen Anlagen zugeteilt werden soll.

übertragen wurde. Bei der Novellierung der StrlSchV 1989 wurde der so abgeleitete Grenzwert für die Bevölkerung von 30 mrem/Jahr (0,3 mSv/Jahr) beibehalten.

Nach näherer Betrachtung läßt sich feststellen, daß die ICRP-Empfehlung von 1965 diesen Grenzwert aus einer Empfehlung des UNSCEAR-Berichtes von 1962 zitiert und diese wiederum den Wert aus dem früheren ICRP-Empfehlungen von 1958 übernommen hatte. Im Jahre 1958 hatte die ICRP ein Expertengremium berufen, um eine Abschätzung anhand des damaligen wissenschaftlichen Erkenntnisstandes zu der Frage der "genetisch signifikanten Dosis" vorzunehmen, weil zu dieser Zeit die Sorge über vererbare genetische Schäden im Vordergrund stand. Mit anderen Worten, der limitierende Faktor waren genetische Effekte.

Der Grenzwert von 30 mrem pro Jahr wurde in den späteren Jahren beibehalten, als die Notwendigkeit des Strahlenschutzes besonders in Hinblick auf die Vermeidung von Krebserkrankungen gesehen wurde. Von dem o.g. Ausschuß für Strahlenschutz und der jetzigen Strahlenschutzkommission wurde diesem Grenzwert eine neue Begründung beigegeben. Man legte die mittlere natürliche Hintergrundbestrahlung zugrunde und erklärte die 30 mrem pro Jahr deshalb für angemessen, weil sie innerhalb der Schwankungsbreite der natürlichen Hintergrundstrahlung liege. Deshalb seien Schädigungen nicht zu erwarten.

Zurückblickend auf den Kenntnisstand und die Forschung in den 50er Jahren, als die ersten ICRP-Empfehlungen formuliert wurden, wird offensichtlich, daß die akuten Effekte von Strahleneinwirkung aus Tierversuchen und aus den Erfahrungen der Atombombenabwürfe in Hiroshima und Nagasaki bekannt waren, d.h. die akuten Strahlenerkrankungen waren bereits beschrieben, auch wenn die zellulären Abläufe noch nicht bekannt waren. Die Entwicklungen in der Politik - Kalter Krieg und nukleare Wettrüstung - führten zur Förderung der strahlenbiologischen Forschung mit Zielsetzungen, die hauptsächlich auf wehrmedizinische Interessen ausgerichtet waren, mit dem Ergebnis, daß eine breiter angelegte Grundlagenforschung zu kurz kam. Stochastische Effekte<sup>26</sup>, wie die Entwicklung von Krebs, waren wohl schon bekannt, aber lediglich als Ergebnis wiederholter Teilkörperbestrahlungen mit ziemlich hohen Dosen. Hauptsächlich waren hiervon Radiologen betroffen. Stochastische Effekte niedriger Expositionen - wie sie im Kontext dieses Gutachtens und auch im allgemeinen jetzt verstanden werden - waren zu damaliger Zeit unvorstellbar. Nichtsdestotrotz machten Mendelsche Genetik und Zytogenetik Fortschritte, wobei die Chromosomen beliebte Forschungsobjekte waren. Bereits gegen Ende der 20er Jahre erbrachten die Pionierarbeiten von H. J. Muller mit der Fruchtfliege *Drosophila sp.* unwiderlegbare Beweise über die mutagenen Eigenschaften von Röntgenstrahlung und die Vererbbarkeit dieser Mutationen auf Folgegenerationen, wofür er im

---

<sup>26</sup>Abgesehen von akuten lokalen Effekten ("Strahlenverbrennungen") wurden Krebse auch als Berufserkrankung bei den früheren Radiologen zum Anfang dieses Jahrhunderts bekannt, so daß bei einem internationalen Kongreß der Radiologen im Jahre 1928 die Mitglieder dringenden Handlungsbedarf erkannten; dies führte zur Gründung der "Internationalen Kommission zum Schutz vor Röntgenstrahlung und Radium". Diese Kommission wurde in die heutige ICRP umbenannt.

Jahre 1946 den Nobelpreis für Medizin erhielt. Danach dominierte die Drosophila-Genetik über mindestens zwei Jahrzehnte den Bereich der Strahlengenetik, bis Anstrengungen in der Züchtung von Mäusen mit spezifischen phänotypischen Merkmalen, ausgelöst durch Punktmutationen, zum Erfolg führten und diese die Drosophila als Modell für genetische Studien ablösten. In der Tat zielten in den 50er und 60er Jahren die Studien über stochastische Wirkungen von Strahlungen auf die Transmission von Mutationen auf Folgegenerationen, kurzgesagt genetische Effekte<sup>27</sup>. Überlegungen zur Festlegung von Grenzwerten, sei es für beruflich exponierte Personen<sup>28</sup> oder für die Allgemeinbevölkerung, waren folglich auf die Vorbeugung von Erbkrankheiten bei den Nachkommen ausgerichtet. Damit war das Schutzkonzept vielmehr auf Folgegenerationen ausgerichtet, und nicht auf die betroffene Generation selbst, trotz der Tatsache, daß die ICRP schon im Jahre 1965 erkannt hatte, daß es eine "absolut sichere Strahlendosis" auch für die Exponierten selbst nicht gibt.

Der Wendepunkt kam in den 70er Jahren mit der Herausgabe der Krebsdaten von der damaligen Atombomben-Untersuchungskommission (ABCC), heute Radiation Effects Research Foundation (RERF), Japan, mit ergänzenden Dosis-Abschätzungen. Damit wurde klar, daß die bis dahin herrschenden Vorstellungen des Strahlenschutzes neu orientiert werden mußten: Die betroffene Generation selbst muß vor stochastischen somatischen Effekten geschützt werden, welche sich nach extrem unterschiedlichen Latenzzeiten als Krebs manifestieren. Die StrlSchV wurde 1976 in Kraft gesetzt vom damaligen zuständigen Bundesministerium für Inneres durch Übernahme der Empfehlungen von 1969 der ehemaligen Atomkommission (Ausschuß für Strahlenschutz). Diese Empfehlungen waren nichts anderes als die der ICRP von 1965 ("genetische Dosis") von 5 cSv (50 mSv) in 30 Jahren als Gesamtbelastung für die Allgemeinbevölkerung. Diese hat festgelegt, daß die Strahlenbelastung aus kerntechnischen Anlagen nicht mehr als ein Drittel der genetischen Dosis betragen darf (die restlichen zwei Drittel wurden auf Expositionen aus medizinischen Anwendungen und natürlicher Hintergrundstrahlung zugeteilt). Der Einfachheit halber wurde ein Drittel als 2 cSv (20 mSv) in 30 Jahren festgesetzt und davon dürfen atmosphärische Emissionen nur die Hälfte, d.h. 1 cSv (10 mSv) in 30 Jahren betragen. Die verbleibende Hälfte wurde flexibel gehalten für Ableitungen ins Wasser, Radioaktivität in der Nahrungskette u.s.w. Der Grenzwert pro Jahr war und ist dadurch 0,03 cSv/a (0,3 mSv/a) oder 30 mrem/a für atmosphärische Emissionen und wurde als das 30 mrem-

---

<sup>27</sup>Genetik ist per Definition die Vererbung von Eigenschaften auf Folgegenerationen und wurde früher gleichsam als die Transmission über die Keimbahn auf die Nachkommen verstanden. Heute schließt dieser Begriff auch die Vererbung von somatischen Zellen auf folgende Zellgenerationen mit ein.

<sup>28</sup>Die Grenzwerte für beruflich exponierte Personen wurden bei 5 cSv/a (50 mSv/a) im Jahre 1958 festgesetzt und bestehen bis zum heutigen Tag. Mit der Novellierung der StrlSchV (§ 49) im Jahre 1989 wurde jedoch die gesamte Exposition während des Berufslebens auf maximal 40 cSv (0,4 Sv) eingeschränkt. Eine Novellierung der StrlSchV. nach EU-Richtlinie (1996) wurde angekündigt, aber noch nicht umgesetzt.

Konzept<sup>29</sup> bekannt. Allerdings sind die Exposition über Luft und Wasser unabhängig voneinander zu berücksichtigen, mit dem Ergebnis, daß die zulässige Belastung in Wirklichkeit das Doppelte beträgt, d.h. 0,06 cSv/a (0,6 mSv/a).

Die Novellierung der StrlSchV im Jahre 1989 hat den Grenzwert für die Allgemeinbevölkerung unverändert belassen, obwohl sich zu jener Zeit die prinzipiellen Erkenntnisse über Strahlenwirkung gewandelt hatten. In ICRP-Publikation 26 von 1977 waren die zu erwartenden Krebstodesfälle in einer bestrahlten Population mit 100 auf  $10^4$  Sv (Kollektivdosis) abgeschätzt worden. Auf der Basis dieser Risikoangabe wurde der Grenzwert von 5 cSv/a (50 mSv/a) für beruflich Strahlenexponierte für vertretbar gehalten. Nach einer Dosisrevision in Hiroshima und Nagasaki, sowie einer längeren Beobachtungszeit, in der erhöhte Krebstodesraten pro Doseinheit auftraten, wurde der Risikoeffizient in ICRP-Publikation 60 von 1990 um den Faktor 5 erhöht. Die neue Schadenserwartung einschließlich der Berücksichtigung genetischer Folgen und der Krebsmortalität beträgt nach ICRP neuerdings 720 pro  $10^4$  Sv. Dementsprechend hätten die Grenzwerte um den Faktor 7 gesenkt werden müssen, um den gleichen Schutzstandard zu haben, wie vorher empfohlen wurde. Stattdessen wurde der Grenzwert für beruflich exponierte Personen von 5 cSv/a (50 mSv/a) in der Strahlenschutzverordnung beibehalten, jedoch die maximale Exposition im Berufsleben auf 0,4 Sv festgesetzt.

Nach Herausgabe der LSS-Daten über die atombombenbedingten Krebsraten in Hiroshima und Nagasaki wurden in Großbritannien Konsequenzen daraus gezogen und der Grenzwert für beruflich exponierte Personen von 5 auf 1,5 cSv/a (von 50 auf 15 mSv/a) herabgesetzt. Für die Allgemeinbevölkerung wurde der Grenzwert von 0,15 auf 0,05 cSv/a (von 1,5 auf 0,5 mSv/a) entsprechend reduziert. Die ICRP hat in Publikation 60 von 1990 eine Herabsetzung der Grenzwerte für beruflich Exponierte dergestalt empfohlen, daß in 5 Jahren 10 cSv (100 mSv) nicht überschritten werden dürfen, woraus eine mittlere Dosis von 2 cSv/a (20 mSv/a) resultiert, jedoch dürfen in einem einzelnen Jahr 5 cSv (50 mSv) erreicht werden. Diese jüngste Empfehlung der ICRP hat bislang keine Berücksichtigung in der deutschen StrlSchV gefunden.

Die Bestimmung der Ganzkörperdosis wurde modifiziert durch die Einführung des Konzeptes der effektiven Äquivalentdosis (ICRP 'Publication 60, 1990), wonach diese Äquivalentdosis im Teilkörperbereich mit organspezifischen Faktoren gewichtet wird.

### Fazit

Der derzeitige Grenzwert für beruflich exponierte Personen und der Grenzwert für die

---

<sup>29</sup>30 mrem oder 0,03 cSv (0,3 mSv) sind 0,6 % bezogen auf den Grenzwert für beruflich exponierte Personen von 5 cSv (50 mSv) pro Jahr (dies entspricht der "genetischen Dosis") und wurde ursprünglich willkürlich von der ICRP anhand der damaligen Erkenntnisse der 50er Jahre als Grenzwert für die Allgemeinbevölkerung festgelegt.

Allgemeinbevölkerung leiten sich von den ursprünglichen ICRP-Empfehlungen von 1958 ab. Die Basis dafür war die "genetische Dosis", da das Hauptanliegen damals - und weiterhin im Jahre 1965 - die Minimierung von vererbaren Schäden an nachfolgenden Generationen war, wobei der Fortgang der Entwicklung von Kernenergie-Programmen frei von Hindernissen bleiben sollte. In der Zwischenzeit hat das LSS unwiderlegbare Hinweise somatisch-stochastischer Effekte in Form von verschiedenartigen Krebsen erbracht, deren Häufigkeit in linearer Beziehung zu den ermittelten Dosen standen. Danach war das Strahlenrisiko wesentlich höher zu bewerten, als vorher angenommen. Diese Erkenntnisse haben zu Konsequenzen bei den zuständigen britischen Behörden geführt, die die Grenzwerte für beruflich exponierte Personen herabsetzten. Entsprechende Konsequenzen hat es in Deutschland bislang nicht gegeben.

Im Gesamturteil kann gesagt werden, daß die Grenzwerte der deutschen StrlSchV sowohl für die allgemeine Bevölkerung als auch für beruflich strahlenexponierte Personen den Stand der Erkenntnis über die schädlichen Folgen einer Exposition nicht angemessen berücksichtigen.

**Bezug:**

- Anhang E: Beitrag von Roland Scholz
- Anhang O: Beitrag von Wolfgang Köhnlein

**II. 1. 2. Allgemeine Verwaltungsvorschriften zu § 45 StrlSchV (AVV)**

Die StrlSchV zum Schutz der Allgemeinbevölkerung (§ 45) schreibt vor, daß die technische Auslegung und der Betrieb eines Kernkraftwerkes so zu planen ist, daß die durch Emissionen über Luft und Ableitungen über Wasser bedingte Strahlenexposition jeweils den Grenzwert von 0,03 cSv/a (0,3 mSv/a) in der Umgebung nicht überschreitet<sup>30</sup>. Da die Behörden der Länder für die Erteilung von Baugenehmigungen und für die betriebliche Aufsicht zuständig sind, wurden von der Bundesregierung Allgemeine Verwaltungsvorschriften, AVV, zu § 45 Strahlenschutzverordnung im Jahre 1990<sup>31</sup> erlassen, und dienten der Vereinheitlichung im Genehmigungs- und betrieblichen Aufsichtsverfahren in den Bundesländern. Die Behörden dürfen davon ausgehen, daß, wenn die Ausgangsparameter bei einer Anlage - d.h. die nuklidspezifischen Emission - in die Rechenvorschrift der AVV eingesetzt werden und zu entsprechend niedrigen

---

<sup>30</sup>damit ist die ungünstigste Einwirkungsstelle externer und interner Strahlenexposition auf eine Referenzperson (Erwachsener, 175 cm groß und 70 kg schwer), aufgrund von Emissionen in der Luft, Ableitungen über Wasser und über die Nahrungskette gemeint. Die Strahlenbelastung aus inkorporierten Radionukliden wird auf eine 50 Jahre-Folgedosis für Erwachsene und 70 Jahre-Folgedosis für Kinder gerechnet.

<sup>31</sup>Zuvor war eine Allgemeine Berechnungsgrundlage für Strahlenexposition bei radioaktiven Ableitungen mit der Abluft oder in Oberflächenwasser (Richtlinie zu § 45 StrlSchV), 1979, in Kraft.

Expositionen führen, die Grenzwerte für die Bevölkerung eingehalten werden. Wenn diese Vorschriften dem Erkenntnisstand der Wissenschaft und Technik entsprechen sollen, müssen Möglichkeiten einer Unterschätzung diskutiert werden, die die folgenden drei wichtigen Abschnitte der AVV betreffen:

- Ausbreitung radioaktiver Stoffe,
- Ermittlung der Strahlenexposition bei Ableitungen mit Luft,
- Ermittlung der Strahlenexposition bei Ableitung mit Wasser

### II. 1. 2. 1. Ausbreitung radioaktiver Stoffe

Verständnis über die Ausbreitung radioaktiver Stoffe mit der Abluft setzt Berechnungen über die Exposition an einer beliebigen Stelle in der Umgebung voraus. Dieses wird erreicht durch die Anwendung meteorologischer Modelle. Die AVV verwendet das zweidimensionale Gaußsche Modell. Dieses Modell setzt voraus, daß

- das Gelände eben ist,
- die Emissionsrate (zeitlich) konstant ist,
- das meteorologische Windfeld stationär und homogen ist ,
- die Turbulenz stationär und homogen ist,
- die Diffusion in Transportrichtung vernachlässigbar gegenüber der Advektion ist,
- die Schadstofffahne einmal am Boden reflektiert wird.

Da die meteorologischen Ausbreitungsbedingungen sich sehr stark ändern können, werden in der AVV sechs Ausbreitungsclassen (sog. Diffusionskategorien) eingeführt. Bei kurzzeitiger Emission, d.h. wenn die Annahme konstanter meteorologischer Bedingungen gerechtfertigt ist, wird die bodennahe Konzentrationsverteilung im Lee der Emissionsquelle gemäß AVV unter Verwendung des Kurzzeitausbreitungsfaktors berechnet. Bei länger andauernden Emissionen (z.B für Betrachtungen des gesamten Jahres oder des Sommerhalbjahres) ist der Langzeitausbreitungsfaktor zu verwenden. Die Bestimmung der Ablagerungsgeschwindigkeit radioaktiver Stoffe ist in einer festen Bezugshöhe, d.h. 1 m über der Vegetation, durchzuführen. Die Ablagerung können trocken (Fallout) oder mit Regen (Washout) niederschlagen und können jeweils entweder über kurze oder lange Zeiträume erfolgen, wobei für beide Fälle Berechnungsverfahren festgelegt worden sind.

Es stellt sich die Frage, ob mit der AVV sichergestellt ist, daß eine Unterschätzung der Strahlenexposition auf eine Referenzperson an der ungünstigsten Einwirkungsstelle nicht eintreten kann. Nach Auffassung der Strahlenschutzkommission, die die Modellierungen der AVV zusammengestellt hat, führt die Vorgehensweise zu konservativen Ergebnissen<sup>32</sup>, da insgesamt die Modelle und deren Parameter für die Berechnungen so gewählt seien, daß die berechnete Strahlenexposition schon deshalb konservativ sein müsse, weil

---

<sup>32</sup>Veröffentlichungen der Strahlenschutzkommission BD. 17, 1992

- die angenommene ungünstigste Einwirkungsstelle (Aufpunkt) fiktiv ist,
- die Referenzperson am Aufpunkt nicht ständig dem Maximum sämtlicher Expositionspfade ausgesetzt ist,
- jegliche Dekontaminationseffekte bei der Lebensmittelverarbeitung - durch Waschen oder Herauslösen über die Nahrungsmittelzubereitung - vernachlässigt werden.

Demgegenüber werden zu den Ausbreitungsrechnungen in den Beiträgen von Hinrichsen (Anhang D) und Schumacher (Anhang C1) folgende Feststellungen getroffen:

Ein gravierender Schwachpunkt des Gaußschen Modells liegt darin, daß es nur bei bestimmten orografischen Voraussetzungen Gültigkeit hat, die mehr oder minder idealisierte Bedingungen darstellen, die kaum anzutreffen sind. So können insbesondere in komplex gegliedertem Gelände oder bei Vorliegen einer komplexen Meteorologie (wie das Vorhandensein eines größeren Gewässer) Gauß-Modelle zu falschen Ergebnissen betreffend der Bestimmung der ortsabhängigen Schadstoffkonzentration in der Luft führen. Ein weiteres Problem liegt in der Anwendung vereinfachter Schemata für die genannten Ausbreitungskategorien. Außerdem kann es zu einer Fehlzuordnung von Ausbreitungskategorien kommen. Ein Zusammenwirken dieser beiden Fehlerquellen kann zu signifikanten Unterschätzungen der Expositionen<sup>33</sup> führen. Weiterhin sind Diskrepanzen zwischen theoretisch errechneten und gemessenen Werten für die Ausbreitung von Radioaktivität in Abhängigkeit von der Emissionshöhe und Entfernung von der Quelle beobachtet worden. Die Anwendung von gemittelten Werten aus Langzeitausbreitungen für die Berechnung von Kurzzeitausbreitungen kann zu Verfälschungen und folglich Unterschätzungen führen. Von besonderem Interesse ist auch, was als Quasi-Langzeitausbreitung bezeichnet wird, charakterisiert durch eine Vielzahl von Kurzzeit-Emissionen (eine Stunde Dauer) über einen längeren Zeitraum, z.B. von einem Jahr, anstatt einer kontinuierlichen Emission. Die gesamte Jahresexposition aus der Summe solcher kurzen Emissionen kann den Grenzwert für Langzeitausbreitungen um einen Faktor von 5,5 höher liegen<sup>34</sup>, wenn ersatzweise mit Langzeitausbreitung gerechnet wird.

## II. 1. 2. 2. Strahlenexposition bei Ableitung mit Luft

Die Strahlenbelastung der Bevölkerung durch Ableitung radioaktiver Stoffe mit Luft berücksichtigt sowohl externe als auch interne Expositionen, letztere bestehen aus der

---

<sup>33</sup>Abweichungen bis zu 2 Größenordnungen können dadurch erreicht werden (siehe Anhang C1: Beitrag von O. Schumacher S. 13 - 16)

<sup>34</sup>Die maximale Emission am Tag (24 h) darf 1 % der Jahresabgabe nicht überschreiten mit Ausnahmen von Jod, welches 0,05 % der Jahresabgabe nicht überschreiten darf. Die maximale Emission für eine Stunde wurde jedoch auf das 20fache der mittleren Jahresabgabe pro Stunde gesetzt (siehe Anhang D: Beitrag von K. Hinrichsen, Anhang C1: Beitrag von O. Schumacher).

Inkorporation von Radionukliden entweder durch Inhalation oder durch Ingestion mit Nahrung. Als externe Exposition werden Gamma- und Beta-Strahlen sowohl als direkte Ausstrahlung von der Emissionsfahne (Gamma- bzw. Beta-Submersion) als auch Strahlungen aus radioaktiven Niederschlägen betrachtet. Als Beta-Submersion wird ausschließlich die Dosis an der Haut bei einer Tiefe von 0,07 mm berücksichtigt. Bei Betrachtung eines Gemisches von Radionukliden darf die Summe der effektiven Dosen - spezifisch für die einzelnen Radionuklide - als Gesamtstrahlenbelastung angesehen werden.

Nach Schumacher sind vor allem folgende Vernachlässigungen zu kritisieren:

- Kontaminationen von Kleidung durch radioaktive Niederschläge, welche zur Dosis beitragen könnten;
- Suspension radioaktiver Niederschläge auf Boden durch Wind, welche entweder inhaliert oder mit Nahrung ingestiert werden könnten - betrachtet wird nur der Washout in den Boden;
- Anreicherung von Radionukliden über bestimmte Glieder der Nahrungskette, welche entweder unmittelbar oder mittelbar zur Nahrungsbelastung beitragen könnten;
- inhomogene Depositionen von radioaktiven Stoffen mit der Bildung von sogenannten "hot spots".

Ein weiterer Punkt ist die Vernachlässigung unterschiedlicher Partikelgrößen bei der Inhalation von Aerosolen. Die Vernachlässigung dieser zusätzlichen Quellen der Strahlenbelastung wird jedoch gewissermaßen durch die großzügige Handhabung bei Annahmen in der Expositionsberechnung kompensiert:

- Aufenthaltsdauer im Freien wird bei 100 % angesetzt und ist von Bedeutung hinsichtlich der Beta-Submersion;
- Vernachlässigung von Abschirmeffekten durch Gebäude ist relevant in Zusammenhang mit Gamma-Submersion und Gamma-Strahlung von kontaminiertem Boden;
- Für die Berechnung der Folgedosis wird ein Zeitraum von 50 bzw. 70 Jahren angesetzt.

Für die Ermittlung der Strahlenbelastung durch inhalierte Radionuklide werden in der AVV lediglich radioaktive Gase und Aerosole aus der Emissionsfahne berücksichtigt; resuspendierte radioaktive Stoffe aus abgelagerten Einträgen in den Boden werden vernachlässigt. Untersuchungen haben ergeben, daß die Resuspension einen nicht zu vernachlässigenden Beitrag zur Strahlenbelastung durch Inhalation darstellt. Die ICRP hat sich mit diesem Sachverhalt in ihren neueren Mitteilungen auseinandergesetzt, und Empfehlungen zur Resuspension wurden in die Richtlinie der EU (EURATOM 96/29) aufgenommen. Diese muß bis zum Jahr 2000 von den Mitgliedstaaten in ihren Schutzverordnungen umgesetzt werden. Dieser Aspekt hat bislang noch keinen Eingang in die AVV-Bestimmungen gefunden.

Für die Strahlenexposition bei der Inhalation radioaktiver Aerosole spielt die Partikelgröße eine Rolle. Vom ICRP wurden Biokinetik und dosimetrische Modelle für radioaktive Aerosole entwickelt, welche die Komplexität unterstreichen. Die ICRP hat das



respiratorische System in drei anatomisch-funktionelle Bereiche unterteilt (nasopharyngeale, trachiobronchiale und alveolare Bereiche). Welche dieser Regionen betroffen ist, hängt von der Partikelgröße ab. In der AVV wird jedoch von einem einheitlichen Aerosoldurchmesser von 1 µm ausgegangen. Da Partikel dieser Größe in der Regel bis zu den Alveolen vordringen und deshalb eine höhere Wahrscheinlichkeit der Retention als größere Partikel haben, sind die Bestimmungen der AVV diesbezüglich als eher konservativ anzusehen<sup>35</sup>. Größere Partikel, die sich in den oberen Atemwegen absetzen, haben eine höhere Wahrscheinlichkeit durch den Transportmechanismus der Cilienaktivität der Schleimhaut aus dem Atmungstrakt eliminiert und anschließend ingestiert zu werden.

Der Hauptpfad der Exposition aus atmosphärischen Emissionen durch Ingestion ist über die Nahrungskette. Die Kontamination von Ackerpflanzen findet für die meisten der relevanten Radionuklide durch Oberflächendeposition statt, mit Ausnahme von Tritium (H-3) und Kohlenstoff 14 (C-14), welche über den Stoffwechselweg assimiliert werden. Die Aktivitätsdeposition über die ganze Wachstumsperiode der Ackerpflanzen wird als gleichmäßig angenommen. Für die Berechnung der spezifischen Aktivität in Pflanzen werden Transferfaktoren für die Nuklide vom Boden auf Pflanzen angewandt und eine Akkumulationszeit im Boden von 50 Jahren unterstellt. Für die Berechnung der spezifischen Aktivität von Tritium wird angenommen, daß Tritium als Dampf freigesetzt wird, welcher durch Kondensation niederschlägt. Pflanzen können Tritium entweder mit dem Tau über das Blattwerk oder mit dem Regen über das Wurzelwerk aufnehmen. Ersterer Pfad könnte effizienter sein, da die Verdünnung durch Oberflächenwasser ausbleibt (siehe Beitrag von W. Burkart und E. Wirth, Anhang F). Kohlenstoff-14 wird von Pflanzen als Kohlendioxid über die Photosynthese assimiliert.

Um die jährliche Strahlenbelastung zu ermitteln, muß die Aufnahme von Blattgemüse, pflanzlicher Erzeugnisse außer Blattgemüse, Fleisch- und Fleischprodukte und Milch- und Milchprodukte berücksichtigt werden. Das in der AVV angewandte vereinfachte Modell berücksichtigt Milchprodukte, Kuhmilch und Fleisch und läßt alle anderen Nahrungsmittel gleicher Kategorien außer acht. Transferfaktoren in der Nahrungskette sind ermittelt worden und werden für Berechnungen eingesetzt - mehr hierüber in einem späteren Abschnitt. Da einige Pilz- und Pflanzenarten die Eigenschaft besitzen, bestimmte Nuklide aus der Umwelt anzureichern, können durch ihren Verzehr sehr viel höhere Expositionen auftreten, als in der AVV berücksichtigt werden. Dies geschieht entweder durch direkte Aufnahme der genannten Nahrungsmittel oder indirekt durch den Verzehr von Wild, welches auch Nuklide sekundär sehr stark anreichern kann. Obwohl die dekontaminierende Wirkung bei der Verarbeitung roher Nahrungsmittel unberücksichtigt bleibt, wird dieser Vorteil ganz oder teilweise durch die

---

<sup>35</sup>Schumacher (Anhang C1) vertritt eine andere Meinung. Wie auch immer, es kommt auf die Verteilung der Partikelgröße an. Partikel kleiner als 5 µm können in der Regel in die Alveolen eindringen, aber deren Wahrscheinlichkeit, wieder ausgeschieden zu werden, ist deutlich geringer.

Tatsache aufgehoben, daß Kontaminationen von Gemüse durch Bodenspritzwasser (vom Regen oder Bewässerungen), Deposition durch Resuspension und Kurzzeitemissionen (< 24 h) mit höheren genehmigten Emissionen um die Erntezeit außer acht gelassen worden sind.

Nach Schumacher kann daher die Dosisunterschätzung bei Verwendung der AVV für den Ingestionspfad 2-3 Größenordnungen betragen.

## II. 1. 2. 3. Strahlenexposition bei Ableitung mit Wasser

Das Modell, das die AVV für die Berechnung der Exposition durch Ableitungen mit Wasser vorschreibt, ist nur auf Fließgewässer anwendbar; nicht aber auf stehende Gewässer und Meere. Da die Kernkraftwerke in der BRD allesamt an Flüssen gebaut worden sind, hat diese Einschränkung des Modells keine Bedeutung. Wie im Fall der Ableitungen mit Luft müssen externe und interne Expositionspfade betrachtet werden. Bei ersterem bestimmt der Aufenthalt von Personen auf kontaminiertem Sediment die Exposition. Deshalb müssen folgende Situationen einbezogen werden:

- Aufenthalt auf Sediment
- Aufenthalt auf Überschwemmungsgebieten, wenn dies aufgrund der örtlichen Besonderheiten des Standortes begründet ist
- Aufenthalt auf Spülfeldern, wenn dies aufgrund der örtlichen Besonderheiten des Standortes begründet ist

Zur Ermittlung der inneren Strahlenexpositionen bei Ableitungen radioaktiver Stoffe mit Wasser werden in der AVV folgende Expositionspfade berücksichtigt:

- Trinkwasser
- Verzehr von Fisch aus Flüssen
- kontaminierte Viehtränken - Verzehr von Kuhmilch und Milchprodukte
- kontaminierte Viehtränken - Verzehr von Fleisch
- Beregnung<sup>36</sup> von Futterpflanzen mit kontaminiertem Wasser - Vieh - Milch (wie oben)
- Beregnung<sup>33</sup> von Futterpflanzen mit kontaminiertem Wasser - Vieh - Fleisch (wie oben)
- Beregnung<sup>33</sup> von Pflanzen mit kontaminiertem Wasser - Verzehr von Gemüse

Wenn es durch örtliche Besonderheiten des Standortes begründet ist, sieht die AVV darüber hinaus noch die Berücksichtigung folgender Expositionspfade vor:

- landwirtschaftliche Nutzung auf Überschwemmungsgebieten
- landwirtschaftliche Nutzung von Fluß- und Klärschlamm

Die mit Wasser abgeleitete Radioaktivität fließt zunächst in einen Auffangbereich (Vorfluter), wo eine gewisse Verdünnung stattfindet, bevor eine Ableitung in den Fluß zustande kommt.

---

<sup>36</sup>Die Anwendung von Beregnungsanlagen erfordert die Berücksichtigung von folgenden beiden Kontaminationspfaden: direkte Kontamination aus der Luft und indirekte Kontamination durch Bodenspritzwasser.

Obwohl die Ableitung von Radioaktivität mit Wasser von der AVV ziemlich umfassend abgehandelt wird, bestehen dennoch zwei Kritikpunkte. Erstens sind die Eßgewohnheiten von Menschen, auch wenn es sich evtl. um eine Minderheit handelt, die häufiger bspw. Krebse und Muscheln verzehren, außer Acht gelassen worden. Zweitens bleiben Expositionen durch sportliche Aktivitäten, z.B. Baden oder Segeln, unberücksichtigt. Epidemiologische Untersuchungen<sup>37</sup> zu kindlichen Leukämien in der Umgebung von nuklearen Wiederaufbereitungsanlagen in Sellafield, England, und La Hague, Frankreich, weisen darauf hin, daß der Aufenthalt am Strand (mit Gischt vom Meer) und der Verzehr von Fisch und Schalentieren eindeutige Risikofaktoren sind.

#### II. 1. 2. 4. Zuverlässigkeit der AVV bezüglich der Einhaltung der Dosisgrenzwerte für die Bevölkerung

Laut § 45 der StrlSchV ist für die Allgemeinbevölkerung der Immissionsgrenzwert von 0,03 cSv (0,3 mSv) effektive Äquivalentdosis pro Jahr festgelegt. § 45 der StrlSchV schreibt weiterhin die maximal zulässige Teilkörperdosis wie folgt vor:

- |    |   |                    |
|----|---|--------------------|
| 1. | Keimdrüsen, Gebärmutter, rotes Knochenmark                    | 0,03 cSv (0,3 mSv) |
| 2. | alle Organe und Gewebe, soweit nicht unter 1. oder 3. genannt | 0,09 cSv (0,9 mSv) |
| 3. | Knochenoberfläche, Haut                                       | 0,18 cSv (1,8 mSv) |

Ferner fordert § 28 der StrlSchV, daß Expositionen grundsätzlich so niedrig wie möglich gehalten werden sollen. Die Dosis-Berechnungen für die Allgemeinbevölkerung wurden vom TÜV-Nord im Gutachten über die Sicherheit des KKK zum Strahlenschutz beim Betrieb durchgeführt. Zu jener Zeit (1983) bestand die AVV noch nicht in ihrer jetzigen Form (siehe Fußnote 31), und demnach ist die Konzeption nach damalig geltenden Bestimmungen erfolgt. Dennoch muß eine Bewertung nach heutigen Bestimmungen, welche im wesentlichen auf die früheren Bestimmungen aufgebaut sind, vorgenommen werden. Es ist selbstverständlich, daß sich die Grenzwertfestlegung an dem damaligen Stand von Wissenschaft und Technik orientierte. Da für die Kernkraftwerke eine durchschnittliche Gesamtbetriebsdauer von 30 Jahren vorgesehen war, ist es dringend erforderlich, daß die AKW-Betreiber ständig für technische Innovationen offen sind und die Bereitschaft zeigen, diese auch umzusetzen.

Aufgrund von Erfahrungen mit Siedewasserreaktoren hat der TÜV folgende Emissionsgrenzwerte für das KKK errechnet:

- |   |                             |                            |
|---|-----------------------------|----------------------------|
| • | radioaktive Gase            | $1,48 \times 10^{15}$ Bq/a |
| • | Jod-131                     | $9,62 \times 10^9$ Bq/a    |
| • | andere Aerosole (HWZ > 8 d) | $1,48 \times 10^{10}$ Bq/a |

<sup>37</sup>Gardner, MJ *et al.*: British Medical Journal, 300 (1990) 423-429.

Veil, J-F & Pobel, D: British Medical Journal 314 (1997) 101-106.

max. 24 h Emission	1/100 d. Jahresemission*
ausgenommen Jod-131 (i.d. Weideperiode)	1/200 d. Jahresemission
max. 6 monatige Emission	1/2 d. Jahresemission*

\* jeweils für Jod, Aerosole und Gase

Im Anhang C2, Beitrag von O. Schumacher S. 8 wird darauf hingewiesen, daß bei einer einzigen Emission bei maximalem, genehmigtem Wert für 24 Stunden die zulässige effektive Ganzkörperdosis sowie die Teilkörperdosis für die Schilddrüse überschritten werden kann. Denn es sind bezüglich kurzzeitiger Emissionen < 24 h, d.h. Emissionen in Stundenzeiträumen, keine weiteren Einschränkungen gemacht worden. Dieser Sachverhalt ist im Bericht vom TÜV angemerkt worden, wurde aber durch die Anwendung modifizierter Berechnungsgrundlagen gerechtfertigt. Eine wesentliche Annahme ist, daß Emissionen kontinuierlich und lediglich ausnahmsweise periodisch sind. Tatsache ist jedoch, daß die Emissionen diskontinuierlich stattfinden mit der Folge, daß eine 1/100 Fraktion theoretisch binnen einer Stunde und die genehmigte Jahresemission innerhalb von 100 Stunden freigesetzt werden kann. Daraus ergibt sich das Problem, daß Emission von kurzer Dauer aber erheblichen Ausmaßes unter vielfältigsten meteorologischen Bedingungen stattfinden können.

### Fazit

In der Praxis verfehlt die AVV ihr Ziel, die Allgemeinbevölkerung ohne Ausnahme zu schützen, da Dosis-Unterschätzungen nicht auszuschließen sind. Die AVV beinhaltet Unzulänglichkeiten aufgrund der angewandten Modelle und läßt Variabilitäten menschlicher Aktivitäten und Eßgewohnheiten unberücksichtigt. Es muß dennoch anerkannt werden, daß es Situationen gibt, wo die AVV die Expositionen überschätzt, aber der Gewinn wird durch eine ganze Reihe von Unzulänglichkeiten aufgehoben, die hier in Kürze zusammengefaßt werden. Die Anwendung einer Standard-Referenzperson ist in der internationalen Praxis für die Festsetzung von toxikologischen Grenzwerten für beruflich exponierte Personen üblich. Der Bezug auf eine solche Referenzperson für die Festlegung von Grenzwerten für die Allgemeinbevölkerung begründet sich in der Handhabbarkeit, stellt jedoch aus biologischer Sicht eine schwerwiegende Verfälschung dar, da einer Bevölkerung Mitglieder vom Ungeborenen bis hin zum Greisen angehören (siehe Kap. II.4.). Auch wenn für Folgedosis-Berechnungen Kinder gesondert berücksichtigt werden, sind dies Schätzungen, die weder Entwicklungsstufen noch der genetisch bedingten Individualität der Strahlenempfindlichkeit gerecht werden können.

Die Anwendung des Gauß-Modells ist mit schwerwiegenden Einschränkungen verbunden, da es für Situationen komplexer Orografie und der damit verbundenen komplexen meteorologischen Lage nicht vorgesehen ist. Die Verwendung von Langzeitausbreitungsfaktoren, die durch Mittelung bei Kurzzeitemission eingesetzt werden, führt zu Fehlern in der Konzentrationsbestimmung, die nach Schumacher einen von Faktor 5,5 ausmachen können.

Radioaktivität lagert sich nicht homogen ab. Auf dem Boden abgesetzte Radioaktivität kann wieder aufgewirbelt werden und als Resuspension erneut in die Kette von Geschehnissen eintreten. Obwohl die ICRP auf dieses Problem eingegangen ist und es vom EURATOM (Europäische Union) in ihren Richtlinien aufgenommen wurde, hat die AVV das Problem bislang ignoriert. Schließlich werden von der AVV die mögliche Anreicherung von Radionukliden in Nahrungsmitteln wie z.B. Pilzen nicht berücksichtigt und damit für diese Fälle zu kleine Dosiswerte ermittelt; statt dessen bevorzugt die AVV vereinfachte Modelle, basierend auf Nahrungsprodukten aus Kuhmilch und Fleisch.

Hinrichsen (Anhang D) betrachtet ein Fallbeispiel für die Jod-131-Emission beim KKK, in dem bei Anwendung der AVV die Einhaltung der Grenzwerte für die Effektive Ganzkörperdosis und Teilkörperdosis für die Schilddrüse überschritten werden können. Die genehmigte Jod-131-Jahresemission beträgt  $9,62 \times 10^9 \text{ Bq/a}$  und die Tagesemission (24 h) wurde auf 1 % der Jahresemission (ohne weitere Einschränkungen) begrenzt. Die Nichteinhaltung kann sich bei Ausnutzung des Grenzwerts für die Kurzzeitemission aufgrund der unter bestimmten Bedingungen vorliegenden meteorologischen Parameter ergeben.

Derartige Situationen können aufgrund der großen Variationsbreite der meteorologischen Verhältnisse entstehen. Für die Ermittlung der effektiven Emissionshöhe beim KKK (ein Parameter, der für die Dosisberechnung nach AVV benötigt wird) hat der TÜV-Nord Windkanalversuche der Fachhochschule Aachen herangezogen. Es ist festzustellen, daß lediglich die Hauptwindrichtungen berücksichtigt wurden. Nach Hinrichsen wurden folgende Ausbreitungssituationen außer acht gelassen: Inversionen, thermisch dominierte Zirkulationen, Ein- und Ausstrahlung am Hang, Kaltluftabflüsse sowie Führung des Windes durch den Elbhänge. Diese Aspekte sind jedoch von Bedeutung in Zusammenhang mit der Untersuchung zur Frage der kindlichen Leukämien in der Elbmarsch auf der gegenüberliegenden Seite der Elbe.

#### **Bezug:**

- Anhang C1: Beitrag von Otfried Schumacher
- Anhang D: Beitrag von Karsten Hinrichsen
- Anhang B1: Beitrag von Inge Schmitz-Feuerhake

## **II. 2. Quellen und Freisetzung von Radioaktivität**

Die Themen in diesem und weiteren Abschnitten nehmen besonderen Bezug auf das KKK (Kernkraftwerk Krümmel). Im allgemeinen werden in Kernreaktoren Radionuklide von Elementen aus praktisch allen Gruppen des Periodensystems gebildet. Diese Nuklide sind entweder Produkte der Kernspaltung oder der Neutronenaktivierung. Da die Halbwertszeiten (HWZ) und Zerfallsenergien dieses Spektrums an Radionukliden mehrere Größenordnungen auseinanderliegen, hängt die Zusammensetzung der freigesetzten Radionukliden nicht nur von dem Freisetzungsmechanismus im Reaktor, Rückhalte- und Filterfaktoren ab, sondern auch vom

Alter des Gemisches. Die Freisetzung von Radioaktivität mit Wasser ist bereits in einem anderen Abschnitt in allgemeiner Form behandelt worden und wird deshalb hier vernachlässigt, zumal, wie schon erwähnt, sich dieser Pfad der Freisetzung als weniger problematisch erweist. Im Gegensatz hierzu ist die Freisetzung von Radioaktivität mit Luft mit Problemen verbunden und wird hier speziell im Zusammenhang mit KKK behandelt.

Die Radionuklide, die mit der Fortluft über den Reaktorkamin abgeleitet werden, werden quantitativ identifiziert, es sei denn die Halbwertszeit (HWZ) ist zu kurz oder sie können aufgrund von Interferenz nicht bestimmt<sup>38</sup> werden. Da es technisch nicht machbar ist, die Emissionen nach jeglichen Kombinationsmöglichkeiten redundant zu erfassen, wird die Routineüberwachung - zum Zweck der Kontrolle der Einhaltung der Grenzwerte für die Bevölkerung - anhand eines Schemas, das nur teilweise Redundanz aufweist, durchgeführt. Die ermittelte Dosis für die Bevölkerung wird für Expositionen auf Beta- und Gamma-Submersionen und von Depositionen auf dem Boden errechnet. Hinzu muß die interne Strahlenbelastung durch inkorporierte Nuklide durch Inhalation und Ingestion berücksichtigt werden. Ein System zur Überwachung der tatsächlichen Strahlenbelastung innerhalb des 5 km-Nahbereichs wurde geplant und installiert. Die meisten Überwachungsmessungen erfassen die örtliche Gammadosisleistung. Thermolumineszenzdosimeter werden an verschiedenen Stellen angebracht, um die kumulative Dosis zu ermitteln. Ein weiteres, davon unabhängiges System der Fernüberwachung zeichnet die Gammadosisleistung auf und überträgt diese direkt an die Reaktorsicherheitsbehörde. Radioaktive Ablagerungen am Boden und auf Bewuchs werden ein- bis zweimal jährlich an einigen Stellen beprobt. Da das Überwachungssystem nicht darauf ausgerichtet ist, Edelgase, Kohlenstoff-14, kurzlebige Nuklide und Alpha-Strahler zu erfassen, ergibt sich die Frage, ob sich bestimmte, für einen Siedewasserreaktor (KKK) typische Radionuklide einer Detektion entziehen können.

Da die Pfade der Freisetzung von Radioaktivität in einem vorhergehenden Abschnitt zusammenhängend mit der AVV behandelt wurden, wird in diesem Abschnitt auf bestimmte Probleme eingegangen, welche in der Diskussion und Kritik in Zusammenhang mit den Leukämieerkrankungen im Nahbereich von KKK standen. In dem vom TÜV-Nord 1983 erstellten Betriebsgutachten wurde dargestellt, daß abgesehen von den Edelgasen sowohl Jod-131, Strontium-90, Cäsium-137 als auch Alpha-Strahler von radiologischer Bedeutung sind, weil Dosiermittlungen darauf hinweisen, daß diese Nuklide beim Normalbetrieb größtenteils für die Strahlenbelastung verantwortlich sind (Schmitz-Feuerhake, Anhang B1, S. 9). Für Strontium-90 und Alpha-Strahler wurden explizit Jahresrichtwerte empfohlen, welche in der Summe deutlich

---

<sup>38</sup>Bestimmungen sind nur möglich oberhalb der Nachweisgrenze, welche von der Zusammensetzung des Radionuklid-Gemisches abhängig ist. Als solches ist es vorstellbar, daß bestimmte Kombinationen von Radionukliden zur Nichterfassung von Anteilen, aufgrund von Interferenz, eine Grenzwertüberschreitung bedeuten könnte. Es wird angenommen, daß diese Möglichkeit auszuschließen ist, was durch Rechenbeispiele modellhaft überprüft worden ist.

die zulässige Grenze unterschreiten (wie oben, S. 32, unter andere Aerosole, HWZ > 8 Tage):

	<u>Emissionsrichtwert</u>
• Strontium-90	$3,7 \times 10^9$ Bq/a
• Alpha-Strahler	$5,55 \times 10^6$ Bq/a

Hinzugefügt wurde auch ein Richtwert für Tritium bei  $7,4 \times 10^{12}$  Bq/a.

Die Betreiber sind verpflichtet, bei erwarteten Überschreitungen der Richtwerte die Reaktorsicherheitsbehörde darüber zu unterrichten und dabei eine Vorlage für die Behebung beizufügen. Bei Normalbetrieb wird die Exposition durch luftgetragene Radioaktivität am Aufpunkt (ungünstigste Einwirkungsstelle) eine potentielle Ganzkörperdosis von  $4,1 \times 10^{-3}$  cSv (0,041 mSv) ermittelt ohne Unterscheidung zwischen Kindern und Erwachsenen. Dieser errechnete Wert wurde auf der Grundlage von Erfahrungswerten aus der Nuklidzusammensetzung im Wasser von anderen Siedewasserreaktoren ermittelt. Der Hauptanteil der gasförmigen Radioaktivität 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. Die durch Leckagen freigesetzte gasförmige Radioaktivität wird nicht über die Abgasanlage geführt, sondern durch separate Entlüftungs- und Abgasstränge dem Fortluftkamin zugeleitet.

Im KKK werden seit Inbetriebnahme außerordentlich hohe chronische Leckagen aus dem Kühlsystem beobachtet (Anhang B 2, S. 7). Dieses Reaktorleckagewasser sammelt sich im Reaktorsumpf und wird in regelmäßigen Abständen nach Filtration abgeleitet. Die Strahlenbelastung der Bevölkerung ist abhängig von der Freisetzungsquelle aufgrund der qualitativen Unterschiede: Reaktorwasser ist mit Feststoffen beladen, die aus den Brennstäben aufgrund des unvermeidbaren Vorkommens von Porosität der Brennstabhüllen stammen. Die durch Leckagen freigesetzte gasförmige Radioaktivität wird nicht über die Abgasanlage geführt, sondern durch separate Entlüftungs- und Abgasstränge dem Fortluftkamin zugeleitet.

## II. 2. 1. Relevante Radionuklide und Dosisbeiträge

Die Bevölkerungsexposition durch Freisetzungen mit der Luft aus dem KKK am Aufpunkt ist vom TÜV 1983 (die Belastungen aus dem Versuchsreaktor an der GKSS mit berücksichtigt) berechnet worden:

	<u>Ganzkörper</u>	<u>Knochen</u>
• Gammasubmersion + Bodenstrahlung	$3,9 \times 10^{-3}$ cSv (0,039 mSv)	$3,9 \times 10^{-3}$ cSv (0,039 mSv)
• Inhalation + Ingestion	$0,31 \times 10^{-3}$ cSv (0,0031 mSv)	$1,3 \times 10^{-3}$ cSv (0,013 mSv)
• Gesamt	$4,2 \times 10^{-3}$ cSv (0,042 mSv)	$5,2 \times 10^{-3}$ cSv (0,052 mSv)

Diese auf der Grundlage eines Modells durchgeführte Berechnung gibt an, daß 93 % der

Ganzkörperdosis und 75 % der Knochendosis von der Gammasubmersion und von abgelagerter Radioaktivität auf dem Boden stammen. Bonka<sup>39</sup> sieht den Anteil der Bodenstrahlung als sehr gering an. Die in diesem Zusammenhang interessierende Dosis des roten Knochenmarks wurde vom TÜV nicht explizit ausgewiesen.

Verschiedene Szenarien über eventuelle Radioaktivitäts-Freisetzungen aufgrund von Störfällen wurden vom TÜV erarbeitet. Im Hinblick auf die oben genannten in den KKK-Monatsberichten unter Punkt 4.12 ausgewiesenen chronischen Kühlmittleckagen (aus dem druckführenden Teil innerhalb des Sicherheitsbehälters) ist ein anderes Szenario über akute Reaktorwasserleckage vom TÜV - wenn auch nicht direkt vergleichbar - dennoch quasi analog und wird hier als Beispiel angewandt, um darzustellen, daß die Strahlendosis insbesondere des roten Knochenmarks wahrscheinlich signifikant höher liegt, als aus den Messungen der Gammasubmersion zu folgern wäre. Dieses Szenario beschreibt eine schwerwiegende akute Kühlwasserleckage innerhalb der Sicherheitsbehälter, gefolgt von Luftspülungen nach 80 Tagen. Die berechneten maximalen Dosen wären dann wie folgt:

			<u>Dosen in cSv x 10<sup>-3</sup> (mSv x 10<sup>-2</sup>)</u>		
			<u>Kleinkind</u>	<u>Kleinkind</u>	<u>Erwachsener</u>
			<u>korrigiert</u>		
•	alle Organe	Gammasubmersion	0,13	0,16	0,13
•	alle Organe	Bodenstrahlung	6,3	9,5	6,3
•	Knochen	Inhalation	0,68	0,68	11
•	Knochen	gesamt	7,1	10,3	17,4
•	r. Knochenmark	Inhalation	0,14	0,14	2,2
•	r. Knochenmark	gesamt	6,6	9,8	8,6
			<u>Verhältnis von Dosisbeiträgen</u>		
•	r. Knochenmark	Gammasubmersion/gesamt	2,0 %	1,6 %	1,5 %
•	r. Knochenmark	Inhalation/gesamt	2,1 %	1,4 %	25,6 %
•	r. Knochenmark	Bodenstrahlung/gesamt	96 %	97 %	73 %

Die korrigierte Dosis für das Kleinkind wird nach gängigen Konzepten für Dosis-Berechnungen, entsprechend einer Empfehlung der Strahlenschutzkommission<sup>40</sup>, ermittelt, in der Faktor 1,2 für

<sup>39</sup>Bonka, H: Strahlenexposition durch radioaktive Emission aus kerntechnischen Anlagen im Normalbetrieb. Verlag TÜV Rheinland, Köln, 1982.

<sup>40</sup>BMU (Bundesministerium für Umwelt), Hrsg.: Modelle, Annahmen und 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. Veröffentlichung der Strahlenschutzkommission, Band 17, Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, Jena, New York, 1992.



Gammasubmersion und 1,5 für Bodenstrahlung gegenüber Erwachsenen festgelegt wurde. Diese Werte stellen eine Situation dar, nach der die Strahlenbelastung von der Gammasubmersion und Inhalation von vernachlässigbarer Bedeutung bezüglich der Belastung des Kleinkindes ist, und bei Erwachsenen beträgt diese lediglich ein Viertel der Dosis. Von den Berechnungen wurde die Exposition durch Ingestion bewußt ausgenommen, da es sich bei dem gewählten Szenario um eine sehr kurzfristige Betrachtung handelt. Wie effektiv Inhalation und/oder Ingestion sein kann, hängt von der chemischen Natur der in Frage kommenden Nuklide ab. Dieser Aspekt wurde unkommentiert belassen. Die Berechnungen mögen Gültigkeit haben für eine spezifische Situation wie oben angegeben. Bei einer chronischen Leckage, die hier das Problem ist, sind die Radionuklid-Parameter geändert. Dies erfordert eine dem entsprechende neue Bewertung der Dosiswirkungs-Beziehungen.

Während bei einer chronischen Leckage die Zeitintervalle zwischen jeder Luftspülung des Sicherheitsbehälters sicherlich von Bedeutung wären, müssen zwei zusätzliche Aspekte angesprochen werden, um korrekte Dosismittlungen durchzuführen. Der eine ist die stärkere Abnahme kurzlebiger Radionuklide bei einer gleichzeitigen Zunahme langlebiger Nuklide. Der andere ist der ständige Zufluß frischer Gemische aus dem Nuklidinventar. Und schließlich muß die Wechselwirkung zwischen beiden genannten Aspekten, abhängig von der Leckagerate, je nachdem, ob sie konstant oder veränderlich ist, berücksichtigt werden. Grundsätzlich ist davon auszugehen, daß es mit der Zeit zu einer Akkumulation schwerer, langlebiger Aerosolbestandteile durch Ablagerung an den inneren Oberflächen des Sicherheitsbehälters kommt. Aus den Monatsberichten des KKK über eine Zeitspanne von 5 Jahren wurde festgestellt, daß 75 Luftspülungen des Sicherheitsbehälters stattgefunden hatten, wodurch sich ein Intervall von durchschnittlich 83 Tagen ergibt, welches ziemlich in Übereinstimmung mit dem 80 Tage-Szenario des TÜVs steht. Es wird postuliert, daß im Zeitverlauf die Fraktion der schweren Partikel bei jeder Luftspülung zunehmen würde. Eine Verifizierung dieser Postulate steht aus. Eine quantitative Untersuchung dieses Belastungspfades kann nicht Gegenstand dieses (strahlenbiologischen) Gutachtens sein. Aufgrund der strahlenbiologischen Bedeutung der knochensuchenden Radionuklide muß dieser eventuelle Belastungspfad erörtert werden.

Eine ausschließliche Berufung auf die Aufgaben über die gemessenen KKK-Emissionen ist zur Aufklärung nicht ausreichend, da sich nach Ansicht von Fachleuten mehrfach Widersprüche zwischen den Emissionswerten und denen in der Umgebung aufgefundenen Reaktornukliden ergeben haben<sup>41</sup>. Durch Kühlmittleckagen kann eine Zunahme der Beta- und Alpha-Strahler in der Umgebung erwartet werden und somit eine erhöhte Strahlenbelastung des roten Knochenmarks bis hin zur Überschreitung des Grenzwertes.

Die Aufsichtsbehörde hat bisher eine solche Möglichkeit der Freisetzung

---

<sup>41</sup>Schmitz-Feuerhake, I., Schumacher, O., Ziggel, H.: Umweltindikatoren für radioaktive freisetzungen durch das KKW Krümmel. Fachverband für Strahlenschutz, 28. Jahrestagung 1996, S. 353-357.

knochenmarksrelevanter Radionuklide ausgeschlossen, mit dem Hinweis, es handele sich bei den in den Monatsberichten dokumentierten Kühlmittelverlusten um Dampfleckagen. In solchem Fall würden die Feststoffnuklide im Kühlmittel weitgehend zurückbleiben. Der Gutachter kann diese Schlußfolgerung anhand der in den Leukämiekommission zur Verfügung stehenden Unterlagen nicht überprüfen. Die Problematik der Leckagen sollen Gegenstand des angekündigten anlagenspezifischen technischen Gutachtens zum Reaktor Krümmel sein.

Sämtliche Emissionen in der Gasphase (einschließlich Aerosole) müssen bei Normalbetrieb mit der Fortluft durch den Reaktorkamin abgeleitet werden. Ein zusätzliches Luftableitsystem ("Venting") ist vorhanden. Es ist aber nur für Notfälle vorgesehen, die über Auslegungstörfälle hinausgehen. Es wird alles erfaßt, was über den Fortluftkamin abgeleitet wird. Dieses Erfassungssystem muß von derartiger Effizienz sein, daß keine Freisetzung ohne Aufzeichnung zustanden kommen kann. Die Unfehlbarkeit des Systems wird erwartet. Demzufolge dürfen dann keine Diskrepanzen zwischen den aufgezeichneten Emissionen und Immissionen auftreten. Die Erfahrungen mit KKK kann dieses jedoch nicht bestätigen. Im Gegenteil, über die Jahre hindurch ist ein ganzes Spektrum von Radionukliden kurz-, mittel- und langlebiger Isotope, die zweifellos als Produkte der Kernspaltung<sup>42</sup> charakterisierbar sind, nicht nur nachgewiesen worden, sondern wurden teilweise in deutlichen Konzentrationen in der Umgebung (auf dem Boden und im Bewuchs<sup>43</sup>) bestimmt. Diese Meßergebnisse sind bislang als normal angesehen worden, da die berechneten Dosisbeiträge unter den Jahresgrenzwerten liegen. In einer 1998 durch die BI in Zusammenarbeit mit der Universität Bremen durchgeführten Pilotuntersuchung wurde unterstellt, daß Plutonium-239 und Americium-241 im Hausstaub die erwartete Summe der aus den Fallouts der überirdischen Kernwaffentests, des Satellitenabsturzes und der Tschernobylkatastrophe übersteigt. Diese Behauptung wurde in einer Studie des MFE

---

<sup>42</sup>Einige der Nuklide sind als Korrosionsprodukte bezeichnet worden und andere als Produkte der Neutronenaktivierung.

<sup>43</sup>Abgesehen vom Routineüberwachungsprogramm des KKK, in dem Gräser und - über eine begrenzte Zeitspanne von einigen Jahren - auch Fisch untersucht wurden, war die BI aus der Elbmarsch bemüht, in Zusammenarbeit mit der Universität Bremen Belege für übermäßige radioaktive Emissionen aus dem KKK herbeizuführen, anhand von Messungen von Tritium (als Indikator für Ableitungen mit Luft) als Inkorporation in Jahreswachstumsringen von Bäumen aus der Umgebung erkrankter Kinder. Die Leukämiekommissionen zur Ursachenaufklärung der Leukämiefälle schlossen sich diesem Weg an und empfahlen eine systematische Untersuchung von Tritium und Kohlenstoff-14 in den Wachstumsringen von Fichten und Eichen. Die offiziellen Untersuchungen ergaben negative Befunde mit Ausnahme einer statistisch gesicherten Abweichung im Wert des Jahresringes 1986 einer Kiefer aus der Elbmarsch. Auf eine Nachfolgeuntersuchung wurde verzichtet, da die Kommission den Aufwand als zu groß ansah im Vergleich zur eventuell zu erwartenden Aussage. Die initiale Pilotstudie der BI andererseits wies Tritiumerhöhungen auf, da allerdings die BI andere Baumarten aussuchte (Apfel und Kastanie) und die Wachstumsringe - aufgrund der Dichte der einzelnen Ringe - in Jahresgruppen zusammengefaßt werden mußten, bleibt eine Interpretation der Ergebnisse offen.

nachgeprüft. Das Ergebnis steht im Widerspruch zu einer zweiten Messung der BI, in der die erhöhten Konzentrationen der Transurane einschließlich Americium-241 bestätigt wurden. Ohne weiter auf Einzelheiten der beiden Studienergebnisse einzugehen, zeigen diese, daß der Schwachpunkt des Überwachungssystems in der Tat bei der Bestimmung von Alpha-Strahlung aus Aerosolen liegt. Die Erfassung der Alpha-Strahler wird durch Herausfiltern der Feststoffe im Fortluftkamin durchgeführt. In der Umgebungsüberwachung ist das angewandte Instrumentarium nicht für die nuklidspezifische Messung von Alpha- und Beta-Strahlern ausgelegt. Die Überwachung der Immissionen zielt auf die Messung von Gamma-Strahlen. Aufgrund der strahlenbiologischen Bedeutung der Alpha-Strahler ist es erforderlich, daß die Überwachung der Alpha-Emissionen deutlich verbessert wird.

## **II. 2. 2. Anmerkungen zur Wiederaufbereitung nuklearer Brennstoffe: Sellafield**

Der derzeitige Stand der Technik sieht die Wiederaufbereitung verbrauchter nuklearer Brennstoffe vor. Demzufolge werden die verbrauchten Brennstäbe aus dem KKK zu einem der zwei europäischen Zentren, entweder La Hague an der bretonischen Küste, Frankreich, oder nach Sellafield an der englischen Westküste transportiert. Die Wiederaufbereitung verbrauchter Kernbrennstoffe ist mit der Freisetzung von enormen Mengen an Radioaktivität verbunden, wovon geringe Mengen unvermeidlich entweder mit der Luft oder mit dem Wasser in die Umwelt gelangen. Diese Anmerkung beschränkt sich auf Sellafield (ehemals Windscale), die weltgrößte nukleare Wiederaufbereitungsanlage.

Die Wiederaufbereitung besteht im Prinzip aus der mechanischen Vorbereitung und chemischen Extraktion von Uran und Plutonium aus den Reaktorbrennstäben, welche zuvor in Abklingbecken gelagert wurden. Nach dem Abklingen bestehen die Brennstäbe typischerweise aus 96 % Uran, 1 % Plutonium und 3 % Spaltelementen. Das Ziel der Wiederaufbereitung ist die Trennung von Uran und Plutonium von den Spaltprodukten, für die erneute Herstellung von Brennstäben. Die radioaktiven Abfälle, die in Sellafield als Folge der Lagerung und Wiederaufbereitung entstehen, werden nach deren Aktivität als niedrig-, mittel- und hochaktive Fest- bzw. flüssige Abfälle eingestuft. Hochaktive Abfälle werden auch als wärmeproduzierend bezeichnet, da ihr Aktivitätsniveau groß genug ist, um Wärme zu generieren. Die Ableitung von Radioaktivität in die Umwelt wird von den Umweltbehörden geregelt. Ableitungen erfolgen entweder über die Luft oder mit dem Abwasser durch eine 2,5 km lange Leitung in die Irische See. Freisetzungen in die Atmosphäre bestehen aus Gasen und Aerosolen. Die genehmigte und aufgezeichnete Freisetzung für das Jahr 1996 wird hier als Beispiel aufgeführt:

<b>Radionuklide</b>	<b>Freisetzung 1996 (TBq)</b>	<b>Genehmigte Freisetzung (TBq)</b>
<b>Ableitungen ins Meer</b>		
Tritium	3000	31000
Kohlenstoff-14	11	20,8
Strontium-90	16	48
Technetium-99	150	200
Cäsium-137	10	75
Plutonium (Alpha)	0,21	0,7
Plutonium-241	4,4	27
Americium-241	0,07	0,3
<b>Freisetzung mit Luft</b>		
Tritium	524,3	1443
Kohlenstoff-14	0,63	7,97
Argon-41	2600	3700
Krypton-85	94000	590000
	<b>GBq</b>	<b>GBq</b>
Schwefel-35	140	210
Jod-131	2,3	--
Cäsium-137	0,75	7,1
Plutonium (Alpha)	0,057	0,66
Plutonium-241	0,53	4,0
Americium-241	0,036	0,2

Als Auflage für die genehmigten Freisetzungen wird der Betreiber British Nuclear Fuels Ltd. (BNFL) verpflichtet, die Erfassung der Freisetzungen als Nachweis der Einhaltung der Grenzwerte und regelmäßige Umgebungsüberwachungen durchzuführen und die Ergebnisse dieser Maßnahmen in ihren Jahresberichten anzugeben. Das britische Ministerium für Landwirtschaft und Fischerei beauftragt Forschungsinstitute für die Entwicklung und Durchführung von unabhängigen Umweltüberwachungsprogrammen. In einer derartigen Untersuchung im Jahre 1993 wurde die Konzentration von Cäsium-137, Strontium-90, Plutonium-239/-240 und Americium-241 im Boden und Bewuchs an 18 verschiedenen Stellen im Lande gemessen. Die Konzentrationen um Sellafield erwiesen sich dabei als die höchsten. Als die Konzentration von Cäsium-137 im Jahre 1993 mit früheren Werten verglichen wurde, stellte sich eine Zunahme um einen Faktor von 1,2 heraus, welche im Schwankungsbereich liegen mag. Ein Vergleich für Plutonium-239/-240 ergab ein bemerkenswert anderes Ergebnis: eine signifikante Zunahme um den Faktor 5. Die Überwachungssysteme arbeiten nach dem gleichen Prinzip, wie

die der Kernkraftwerke. Wie schon erwähnt, liegt hier der Schwachpunkt in der Überwachung von Alpha- und Beta-Strahler niedriger Energie.

Sowohl in der Umgebung von Sellafield als auch von La Hague sind jeweils Cluster kindlicher Leukämien festgestellt worden. Das Cluster um Sellafield war im Grunde genommen der erste epidemiologisch gründlich untersuchte Cluster. Professor Dr. Martin Gardner der Universität Sheffield (siehe Fußnote 37, Seite 32 für Literaturhinweis) hat diesen Cluster untersucht. Die Quintessenz seiner Befunde war, daß die Väter der an Leukämie erkrankten Kinder in der Wiederaufbereitungsanlage beschäftigt waren. Sie waren 6 Monate vor Konzeption der Kinder mit überhöhten Strahlendosen exponiert. Das Cluster bei La Hague wurde von Professor Dr. Jean François Veil (siehe auch Fußnote 37 für Literaturhinweis) untersucht. Die gemeinsamen Risikofaktoren für beide Untersuchungsgebiete waren der Verzehr von Fisch und Schalentieren und der Aufenthalt am Strand.

### **Fazit**

Die Exposition durch AKW wird unter normalen Betriebsbedingungen auf Gamma- und Betasubmersionen zurückgeführt. Dagegen hat der TÜV auch darauf hingewiesen, daß unter besonderen Umständen, wie ein Störfall in Form von Wasserleckagen, die Gamma- und Betasubmersionen unwesentlich sein können, da bei deutlicher Überschreitung der Grenzwerte die Strahlenbelastung durch Bodenkontamination verursacht wird. Da das KKK seit Inbetriebnahme erhebliche chronische Wasserleckagen bis an die Toleranzgrenze hin aufweist, stellt sich die Frage, ob die halbjährlichen Freisetzungen mit Luftspülungen über das zusätzliche Ableitsystem gewissermaßen dem Szenario der TÜV-Experten entspricht. Ist dies der Fall, dann sollte die Exposition logischerweise höher liegen als die theoretisch berechneten Expositionen unter Annahmen von Bedingungen, die der betrieblichen Realität nicht entsprechen. Dieser Verdacht wird gestützt durch die fehlende Überwachung niederenergetischer Beta- und nuklidspezifische Alpha-Strahlungen. Die Beobachtungen in Sellafield bestätigen die Existenz dieses Problems. Die Umgebungsüberwachung (Immission) ist nicht auf die Erfassung dieser Strahlungen ausgerichtet, sondern prinzipiell auf die Messung von Gammastrahlung eingestellt. Dies wird mit der vollständigen Nukliderfassung am Fortluftkamin begründet. Tatsache ist jedoch, daß die redundante Erfassung von niederenergetischen Beta- und Alpha-Strahlungen in der Umwelt nicht gegeben ist, obwohl der TÜV in seiner radiologischen Bewertung die strahlenbiologische Bedeutung dieser Strahlungen hervorgehoben und deswegen orientierende Richtwerte für entsprechende Nuklide festgelegt hat. In diesem Zusammenhang muß erwähnt werden, daß das Zielorgan derartiger Strahlenbelastung das rote Knochenmark ist, ohne an dieser Stelle näher darauf einzugehen.

### **Bezug**

- Anhang B1: Beitrag von Inge Schmitz-Feuerhake
- Anhang G: Beitrag von Arthur L. Sanchez

### II. 3. Ausbreitung von Radioaktivität

In vorhergehenden Abschnitten, in denen die AVV behandelt wurde, wurde die Frage über die Ausbreitung von Radioaktivität in allgemeiner Form angesprochen. Daher wird dieser Abschnitt speziellen Problemen in Zusammenhang mit dem KKK gewidmet. Dem Vorwurf, daß das Cluster kindlicher Leukämien in der Umgebung des KKK in ursächlichem Zusammenhang mit seinem Betrieb steht, wird von der Betreiberseite und der Reaktoraufsicht wie folgt entgegnet:

- "... daß die tatsächlichen Abgaben radioaktiver Stoffe des KKK im Bereich von 1 % der Genehmigungswerte lagen,
- daß die Genehmigungsgrenzwerte mit einer Strahlenexposition am höchstbelasteten Aufpunkt (östlich der Anlage) in Höhe von 0,004 cSv/a (0,04 mSv/a) korrespondieren, also um ca. eine Größenordnung unterhalb des gesetzlichen Grenzwertes von 0,03 cSv/a (0,3 mSv/a) liegen,
- daß die Ausbreitung nach Süden in Richtung Elbmarsch (in dem Sektor von 135° bis 225°) um einen Faktor 5 seltener erfolgt als die Ausbreitung zu dem höchstbelasteten Aufpunkt im Osten der Anlage (Ausbreitungsrichtung von 45° bis 135°).
- Zusammengenommen ergibt sich daraus, daß die Strahlenbelastung in der Elbmarsch mehr als drei Größenordnungen unterhalb des gesetzlichen Grenzwertes von 0,03 cSv/a (0,3 mSv/a) lag. ..."

Die Ablagerung radioaktiver Stoffe in der Elbmarsch (wo der Hauptanteil der Leukämie-Häufung vorliegt) ist eine direkte Funktion der freigesetzten Radioaktivität und müßte sich in dieser Gegend niederschlagen. Jedes Postulat - Mikroklimaeffekt u.s.w. - als Unterstützung für die These, daß das KKK als sehr wahrscheinlicher Verursacher für die Leukämien verantwortlich ist, wird verpflichtet sein nachzuweisen, wie Expositionen mindestens drei Größenordnungen höher als die oben genannten erreicht werden können, um die Grenzwerte zu überschreiten. Es sei unvorstellbar, daß ein Mikroklimaeffekt dieses zustandebringen kann.

Dennoch ist zu bedenken, daß, so logisch diese Argumentationslinie zu sein scheint, die Unsicherheiten in der Dosisbestimmung anhand gemessener Emission enorm sind. Darüber hinaus deutet der in § 45 StrlSchV angegebene Grenzwert in keiner Weise an, Schwellendosis zur Leukämieauslösung oder für sonstige stochastische somatische Effekte zu sein. Die o.a. "Fakten" werden jedoch nicht nach ihrer Gültigkeit hinterfragt. Der oben implizierte Expositionspfad beruht auf Ableitung mit Luft, und das Gauß-Modell (worauf die Berechnungen und Vorraussagen basieren) weist, wie schon in einem vorhergehenden Abschnitt dargestellt, einige Unzulänglichkeiten auf. Der schwerwiegendste Einwand ist der der Nichtanwendbarkeit bei komplexer Orografie.

Diese Tatsache, gekoppelt mit der Anwendung von sechs vereinfachenden

Ausbreitungskategorien, könnte ohne weiteres zu einem geschätzten Fehler am maximalen Aufpunkt von zwei Größenordnungen führen, wenn bei der Kategorisierung Fehler unterlaufen. Der geografische Ort des maximalen Aufpunktes ist variabel und abhängig von den aktuellen Parametern, demzufolge hat ein räumlich exakt fixierter Aufpunkt nur fiktiven Charakter. Damit ist der Ort des maximalen Aufpunktes möglicherweise verschieden für Beta- und Gammasubmersion bzw. Inhalation und Ingestion. Hinzu kommt, daß der Ort des maximalen Aufpunktes sich mit den meteorologischen Bedingungen und den Jahreszeiten ändert. Weitere grundlegende Fehler, wie bereits erwähnt, sind die Annahme einer kontinuierlichen Emission sowie die Ausbreitungsberechnungen zur Langzeitausbreitung mit Hilfe von Koeffizienten, die über viele Jahre gemittelt wurden. Tatsache ist, daß die Emissionen aus dem KKK diskontinuierlich sind. Nach Hinrichsen (Anlage D) kann eine einzige dem KKK genehmigte Tages-(Stunden)ableitung bei Verwendung des Kurzzeitausbreitungsfaktors und erhöhter Ablagerungsgeschwindigkeit für Aerosole (ausschließlich als Strontium-90 angenommen) beim Kleinkind zu einer Knochenmarksdosis von 0,13 cSv (1,3 mSv) führen. Für verbesserte Voraussagen wurde das Konzept der Quasi-Langzeitausbreitung eingeführt. Die Diskrepanz bei der Anwendung dieser Berechnungsweise, im Gegensatz zu der Langzeitausbreitung, wird etwa bei einer Größenordnung eingeschätzt. Folglich können, allein auf einer rein formellen Basis, die oben aufgeführten Argumente widerlegt werden.

Tatsächlich können Expositionen durch Beta- und Gammasubmersionen um den Grenzwert ( $0,03 \text{ cSv/a} = 0,3 \text{ mSv/a}$ ) das Vorkommen des Leukämieclusters in der festgestellten Größe nicht erklären. Diese Tatsache schließt in keiner Weise die Möglichkeit einer Strahlenätiologie aus; hierzu bedarf es lediglich einer anderen Erklärung. In allen bisherigen Untersuchungen zum Leukämiecluster liegt ein ernsthafter Mangel darin, daß kein Vergleich zwischen Emissions- und Immissionsdaten - sowohl auf qualitativer als auch quantitativer Basis - möglich ist. Dieses muß als elementare Voraussetzung für jegliche Diskussionen über Betriebsfehler betrachtet werden. Statt dessen hat es lediglich unvollständige Daten über das eine oder das andere (d.h. entweder Emissionen oder Immissionen) gegeben, begleitet von Anschuldigungen bzw. Zurückweisungen. Auch wenn dieser Vergleich in den Leukämiekommissionen angestellt worden wäre, würde sich allerdings die Korrelation zwischen Emission und Immission wegen der Unvollständigkeit der Immissionsmessung nur schwer überprüfen lassen.

Bei fehlender Information über Emissionen müssen die Emissionsdaten *prima facie* bewertet werden. Nach Expertenmeinung dürfen beim genehmigten Jahresemissionsgrenzwert und den geforderten Nachweisgrenzen der Meßgeräte die Immissionen in der Umwelt nicht meßbar sein<sup>44</sup>. Da die Daten der Jahresemission aus dem KKK die Ausschöpfung von lediglich

---

<sup>44</sup>Bundesamt für Strahlenschutz, Prof. Dr. A. Kaul: Leukämie in der Elbmarsch, Brief an Vorsitzenden der nieders. Expertenkommission Leukämie Prof. Dr. Dr. E. Wichmann vom 30.12.1992.

1% der genehmigten Emission zeigen, dürften dann logischerweise die Immissionen unter der Nachweisgrenze liegen. Dieses war und ist sicherlich nicht der Fall. Die Situation verschlimmert sich, indem bestimmte kurzlebige Nuklide, welche als Reaktorkorrosionsprodukte identifizierbar sind, wiederholt in der Umgebung gemessen wurden.

In Kürze: es hat eine Vorgeschichte von schwerwiegenden Diskrepanzen gegeben. Daher muß die Zuverlässigkeit des Überwachungsinstrumentariums angezweifelt werden. In diesem Zusammenhang ist es relevant zu wiederholen, was schon in einem vorhergehendem Abschnitt erwähnt wurde, daß die Effizienz der Überwachung von niederenergetischer Betastrahlung und die nuklidspezifische Erfassung von Alphastrahlern fraglich ist.

### **II. 3. 1. Technische Regeln für den Betrieb kerntechnischer Anlagen**

Die Überwachung (und das dafür erforderliche Instrumentarium) der Freisetzung radioaktiver Stoffe aus Kernkraftwerken wird durch einige Regeln vom Ausschuß (KTA)<sup>45</sup> bestimmt.

#### **II. 3. 1. 1. KTA-Regel 1503.1**

Diese Regel stellt die sicherheitstechnischen Anforderungen an das Überwachungssystem für die Ableitung radioaktiver Stoffe mit der Kaminfortluft bei bestimmungsgemäßem Betrieb auf und schreibt organisatorische Maßnahmen vor, die für diese Überwachung zusätzlich als notwendig angesehen werden. Die Überwachung hat nach KTA folgende Aufgaben zu erfüllen:

- Bilanzierung der mit der Kaminfortluft abgeleiteten radioaktiven Stoffe als eine Grundlage für die Beurteilung der radiologischen Auswirkungen,
- automatische Auslösung von Signalen bei Grenzwertüberschreitungen,
- Lieferung eines Beitrages zur Erfüllung der Vorschriften des § 46, Abs. 1, Ziffer 3, der StrlSchV (betr. Schutz von Luft, Wasser und Boden).

Die Bilanzierung erfolgt über die nuklidspezifische Erfassung aller durch den Reaktorbetrieb denkbaren radioaktiven Stoffe, außer Kohlenstoff-14. Da reine Alpha- und Betastrahler nuklidspezifisch nur über Langzeitmessungen ermittelt werden (vierteljährlich), verzichtet man auf die angemessene Erfassung kurzlebiger Strahler wie z.B. dem  $\beta$ -strahler Yttrium-90 (HWZ 65 hr). Die KTA-Regel schreibt einen Katalog von Nukliden vor, über die der Aufsichtsbehörde berichtet werden muß. Darüber hinaus müssen weitere aufgefundene Nuklide angegeben werden, deren HWZ > 8 d beträgt. Die Dokumentation muß vollständig und lückenlos sein. Prüfungen

---

<sup>45</sup>Der KTA ist eine Einrichtung der Bundesregierung mit einer Geschäftsstelle am Bundesamt für Strahlenschutz.



durch von der zuständigen Behörde hinzugezogene Sachverständige haben jährlich stattzufinden. Sie beziehen sich auf die Funktionstüchtigkeit der Meßgeräte, Probenahme und Meßverfahren sowie Kalibrierungen. Eine Kontrolle der Dokumentation und der Bilanzierung durch den Betreiber sieht sie nicht vor. Inwieweit Kontrollrichtlinien über die KTA-Regeln hinaus bestehen, entzieht sich der Kenntnis des Gutachters.

### II. 3. 1. 2. KTA-Regel 1504

Diese ist die parallele Regel, die sich auf die Überwachung der Ableitung radioaktiver Stoffe mit Wasser bezieht und nach dem gleichen Schema vorgeht. Gegenüber der Luftüberwachung schreibt sie jedoch vor, daß Proben aus dem Nebenkühlwasser zur Beweissicherung einzubehalten sind, allerdings nur für die Dauer eines Jahres. Zu überwachen sind alle Abwässer aus der Anlage, die radioaktiv kontaminiert sein könnten. Das Ziel ist die Bilanzierung aller Nuklide im Abwasserpfad, also auch nur von der Emissionsseite her, um eine Beurteilung der radiologischen Auswirkungen zu ermöglichen. Wie schon in einem vorhergehenden Abschnitt über die AVV erwähnt, sind die Kontrollen der Radioaktivitätsableitungen über den Wasserpfad im Rahmen des strahlenbiologischen Gutachtens weniger relevant, weil diese im allgemeinen nur bestimmte Risikogruppen, wie Fischkonsumenten und Wassersportler, betreffen. Ausnahmen bilden der Aufenthalt am Elbufer, mögliche Verbindungen der Elbe mit dem Trinkwasser und die Kontamination von Nutzpflanzen durch die südlich der Elbe angelegten Bewässerungssysteme. Diese werden immissionsseitig überwacht, indem Messungen an Elbwasser und Sediment sowie in Nutzpflanzen und Kuhmilch regelmässig erfolgen. Allerdings fehlen dabei wiederum nuklidspezifische Bestimmungen reiner Alphastrahler. Strontium-90 wird nur in Pflanzen und Kuhmilch gemessen.

### II. 3. 1. 3 Gutachten zum KKK , TÜV 1983

Da einige Aspekte dieses Gutachtens in früheren Abschnitten im Zusammenhang mit der AVV schon erwähnt wurden, werden hier zusätzliche Punkte in bezug auf die KTA-Regeln behandelt. Die potentielle Strahlenbelastung durch die Freisetzung radioaktiver Stoffe mit Luft und mit Wasser wurde wie folgt abgeschätzt:

	<u>Jahresdosis in cSv (x 10 mSv) durch Ableitung</u>		
	<u>mit Luft</u>	<u>mit Wasser</u>	<u>Gesamt</u>
<u>Kleinkinder</u>			
• Schilddrüse	0,030	0,0024	0,032
• Knochen	0,0047	0,0068	0,0115
• Ganzkörper	0,0041	0,0043	0,0084

Erwachsene

• Schilddrüse	0,008	0,0043	0,0012
• Knochen	0,0051	0,0068	0,0119
• Ganzkörper	0,0041	0,0043	0,0084

Eine Dosisabschätzung für das rote Knochenmark wurde nicht erstellt. Die Berechnungen sind auf der Grundlage gemittelter Werte aus Langzeitausbreitungsdaten erstellt worden, und auf die Unzulänglichkeiten in Zusammenhang mit dieser Verfahrungsweise ist bereits hingewiesen worden. Das Modell wurde aufgrund gesammelter Erfahrung in Jülich entwickelt und auf das Problem bezüglich der Extrapolationsfähigkeit von Daten wurde ebenfalls aufmerksam gemacht.

Aus diesen Szenarien unter Berücksichtigung der aufgeführten Organ- und Gewebedosen wonach außer der Schilddrüse die Organ- und Ganzkörperdosis über den Wasserpfad in etwa gleich ist mit der über die Abluft, läßt sich schließen, daß die Einwohner nördlich der Elbe, wo keine Bewässerung stattfindet, und die südlich der Elbe sehr unterschiedliche Strahlenbelastungen durch den Wasserpfad haben können, und daß die nördliche Kollektivdosis (als Maß für einen Strahleneffekt) im Nahbereich bei gleicher Kontamination über den Luftpfad u.U. deutlich kleiner sein kann als die südliche.

Immissionsseitig ist das vom TÜV dargestellte Szenario mit Hilfe von Gammadosisleistungsmessungen und akkumulierenden Gammadosisbestimmungen überwachbar. Die damals (in der Fassung von 1979) gültige "Richtlinie zur Emissions- und Immissionsüberwachung kerntechnischer Anlagen" (REI) wird für geeignet gehalten, diejenigen Radionuklide zu überwachen, die maßgeblich zur Strahlenexposition beitragen. Die REI stützt sich überwiegend auf Gammamessungen und stellt daher kein zweites unabhängiges System dar, anhand dessen die Einhaltung der Dosisgrenzwerte kontrolliert werden kann. Weitere Defizite in den Anforderungen des TÜV an die Umgebungüberwachung sind darin zu sehen, daß keine Anweisungen für den Fall gegeben werden, wenn es zu Diskrepanzen zwischen aufgefundener Umgebungskontamination und dem über die Emission ermittelten Eintrag kommt.

### II. 3. 2. Kontroverse Immissionsdaten

Wie erwähnt, soll es bei bestimmungsgemäßem Betrieb eines AKW im allgemeinen zu keiner meßbaren Zunahme der künstlichen Radioaktivität in der Umgebung kommen. Die Immissionsdaten in den Jahresberichten des KKK und der GKSS sowie im Behördenmeßprogramm gaben Anlaß zur Besorgnis (s. Fußnote 41, Schmitz-Feuerhake, Schumacher, Ziggel und Anhang D, Beitrag von Hinrichsen), weil daraus die wiederholten Feststellungen einer ganzen Reihe von kurz- und langlebigen Radionukliden, die als Kernspaltungs- und Aktivierungsprodukte entstehen, in der Umgebung (in Boden und

Bewuchs)<sup>46</sup> zu entnehmen sind. Die zitierten Gutachter behaupten, daß dieses eine chronische Gegebenheit des KKK sei. Eine unabstreitbare Tatsache ist, daß der Reaktor eine sog. "schmutzige Phase"<sup>47</sup>, um das Jahr 1985 herum, etwa ein Jahr nach Inbetriebnahme des Reaktors, aufzuweisen hat. Anstiege von Cäsium-134, Cäsium-137 und Strontium-90, die sich nicht durch Kernwaffentests oder Tschernobyl erklären lassen, sind wiederholt im Boden und Bewuchs gemessen worden. Im Jahr 1987 stieg die Strontium-90-Konzentration im Bewuchs bei Dassendorf (Schleswig-Holstein) in 10 km Entfernung vom KKK auf 30 Bq/kg Strontium-90 an<sup>48</sup>. Ein Meßfehler ist durch Mehrfachbestimmung auszuschließen. Diese Konzentration ist nicht nur relativ sondern auch absolut herausragend. Die Jahresmittelwerte in Niedersachsen nach 1986 waren <4 Bq/kg, die Maximalmittelwerte im Zeitraum 1985-1993 lagen bei <9 Bq/kg<sup>49</sup>. Die Mittelwerte von 1989-1993 an reaktorfernen Standorten in Schleswig-Holstein lagen unter 4 Bq/kg, die Maximalwerte waren < 10Bq/kg. Der 1987 in der BRD gemessenen höchste Wert betrug 5,3 Bq/kg; nur 1989 trat ein Wert von 25,3 Bq/kg auf. Am Meßort Dassendorf werden nur einmal im Jahr Boden- und Bewuchsproben genommen. Im Folgejahr 1988 zeigte sich dort ebenfalls eine etwa 3-fach erhöhte Strontium-90-Konzentration im Boden, begleitet von einem Eintrag des Spaltproduktes Ruthenium-106, 1,9 Bq/kg (HWZ 1 Jahr). Der Hinweis, es handele sich bei Dassendorf um einen Referenzort, ist wenig entlastend, denn nähere Meßorte befinden sich in der Ausbreitungsrichtung (nördlich von KKK) nicht.

Regelmäßig erhöhte Meßwerte für des Spaltproduktes Cäsium-137 zeigten sich im Regenwasser an der Meßstelle Grünhof in Hauptwindrichtung vom KKK. Die Erklärung durch den Betreiber und die Aufsichtsbehörde, daß diese durch einen tschernobylverseuchten Laubpropf

---

<sup>46</sup>Schmitz-Feuerhake, I. *et al*: Leukaemia in the proximity of a German boiling water nuclear reactor: Evidence of population exposure by thromosome studies and environmental radioactivity. *Environ. Health Perspectives* 105, (1997) 1499-1504.

<sup>47</sup> Aus Expertenkreisen wird inoffiziell zugegeben, daß Reaktoren von der Bauart des KKK eine anfängliche "schmutzige Phase" aufweisen, bis anfängliche Probleme gelöst sind und der Betrieb sich stabilisiert. In dieser Phase war es, als Inspektoren der Internationalen Atomenergieagentur in Wien (IAEA) ungewöhnliche Mengen an "crud"-Bildung im Reaktor feststellten und auf Lösung des Problems bestanden.

<sup>48</sup>Nimmt man an, daß sich jemand 1 Jahr lang von Gemüse mit der Strontium-90-Konzentration 30 Bq/kg ernährt, ergibt sich eine Folgedosis von etwa 8.5 mSv für das Kind und 25.5 mSv für den Erwachsenen.

<sup>49</sup>BMU: Umweltradioaktivität und Strahlenbelastung. Jahresberichte.

erzeugt wurden<sup>50</sup>, führt zu Widersprüchen<sup>51</sup>. Die Beobachtung einer luftgetragenen Zusatzkontamination wird außerdem durch erhöhte Cäsium-137-Werte in der Luftüberwachung um das KKK gestützt, die ebenfalls nicht durch die genehmigten KKK-Emission erklärbar sind (s. Schmitz-Feuerhake, Schumacher & Ziggel, Fußnote 41; Schmitz-Feuerhake et al Environmental Health Perspectives, 1997). Bei der Luftüberwachung wurde auch Strontium-90 bestimmt und es traten in den Jahren 1984 und 1988 erhöhte Konzentrationen dieses Spaltproduktes auf. Diese liegen um mindestens 3 Größenordnungen höher, als sich anhand der vom Betreiber ausgewiesenen Strontium-90-Emissionen nach AVV ermitteln läßt (Schmitz-Feuerhake, Schumacher & Ziggel).

Radioaktive Korrosionsprodukte wie Chrom-51 (HWZ 27,8 d) und andere, die zu den mittellanglebigen Nukliden zählen, wie Mangan-54 (303 d), Kobalt-60 (5,26 a), Zink-65 (250 d), Silber-110 (255 d) und Antimon-125 (2,7 a), sind in der Umgebung und im Getreide festgestellt worden. Ein außerordentlicher Befund war die Messung von Kobalt-60 im Quellwasser. Belegt ist, daß genau diese Korrosionsprodukte in den Jahren 1983-1985 in großen Mengen in das KKK-Abwasser abgegeben wurden<sup>52</sup>.

Es ist bemerkenswert, daß das KKK die Verursachung dieser Kontaminationen stets abgestritten hat. Eine Ablehnung der Verantwortlichkeit wäre nur dann legitim, wenn überzeugende Erklärungen für eine andere Herkunft der Radionuklide vorgelegt worden wären. Dieses ist bisher nicht der Fall gewesen. Ob ein Zusammenhang mit der von der IAEA beanstandeten ungewöhnlichen "crud"-Bildung und den Korrosionsprodukten in der Umwelt besteht, ist nicht bekannt. Nicht weil keine Kenntnis darüber besteht, sondern weil die Experten darüber schweigen. Gelassenheit seitens der Betreiber wird legitimiert durch die REI, die den Betreiber dazu nicht verpflichtet, Erklärungen für die Immissionsdaten vorzulegen. Folglich ist die Ursache der Kontaminationen unklar und die Angelegenheit bleibt unverfolgt, weil keine rechtliche Verpflichtung dazu besteht.

### Fazit

Die vorgelegten Argumente, zur Zerstreung des Vorwurfs, daß das Leukämiecluster durch Strahlenbelastungen aus dem KKK verursacht wäre, sind rein formalistisch und stützen sich auf die Grundlage, daß die aus Modellen gewonnenen theoretischen Berechnungen, tadellos in

---

<sup>50</sup>Stellungnahme zur Radioaktivität des Niederschlags in der Umgebung des Kernkraftwerks Krümmel des MFE VI 61/610 vom Januar 1997.

<sup>51</sup>Schmitz-Feuerhake, I: Radionuklide in den Luftfiltern aus der Umgebung des KKK beruhen nicht auf Laborkontaminationen: Regenwassermessungen bestätigen anhaltende nicht bilanzierte Freisetzungen. Bericht an AG Belastungsindikatoren vom 8.2.00.

<sup>52</sup>Ziggel, H: Untersuchung zur Rekonstruktion kurzlebiger Spaltprodukteemissionen durch das KKK anhand der Auswertung von Umgebungsüberwachungsmeßdaten. Auftrag des Nieders. Sozialministeriums. Bremen, im Februar 1996.

der Praxis funktionieren. Diese Argumente sind in gleicher Weise mit rein theoretischen Gegenargumenten widerlegbar. Eine Irrführung in der Argumentation ist die Auslegung von Dosisgrenzwerten aus der StrlSchV, als wären sie Schwellenwerte für stochastische Strahlenwirkungen. In diesem Zusammenhang muß bedacht werden, daß die Stelle des maximalen Aufpunktes (an der der Dosisgrenzwert festzustellen sei) fiktiv ist. Das Gutachten vom TÜV 1983 - auf dessen Grundlage die Baugenehmigung erteilt wurde - nahm Bezug auf die REI für die Überwachung von Emissionen und Immissionen. Obwohl die REI die Bedeutung der Immissionsüberwachung als Ergänzung zur Emissionsüberwachung hervorhebt, um Redundanz und damit eine genaue Bilanzierung zu gewährleisten, wird diese Zielsetzung durch ihre eigene Empfehlung eines Überwachungssystemes (für Immissionen), gerichtet hauptsächlich auf Gammastrahlen, zunichte gemacht. Als Resultat bleibt Disparität zwischen den beiden Überwachungen. Grundlage für die KTA-Regeln ist wahrscheinlich auch die REI, weshalb keine stringenter Überwachung für Alpha- und Betastrahler erfolgt. Betriebliche Besichtigungen mit Überprüfungen der Emissionsdaten wurden als nicht erforderlich erachtet. Bald nach Inbetriebnahme hat der Reaktor seine "schmutzige Phase" gehabt, belegt durch die Feststellung einer ganzen Reihe von Spalt-, Aktivierungs- und Korrosionsprodukten in der Umwelt, welche von KKK geleugnet wird. Die Feststellung der ungewöhnlichen "crud"-Bildung im Reaktor durch die IAEA fiel auch in diese "schmutzige Phase", aber schriftliche Expertenmeinungen über die "crud"-Bildung und die Kontamination der Umwelt liegen (dem Autor und der Leukämie-Kommission des Landes S.-H.) nicht vor, siehe jedoch Abb.7.3.1.4, Korrosionsprodukte im Abwasser (Ziggel 1996) in Anhang B1, Anlage 3.

### Bezug

- Anhang D: Beitrag von Karsten Hinrichsen
- Anhang B1, B3: Beitrag von Inge Schmitz-Feuerhake
- Anhang C2: Beitrag von Otfried Schumacher

## II. 4. Inkorporation von Radioaktivität und Auswirkungen auf Menschen

Die Inkorporation von Radionukliden erfolgt entweder durch Inhalation oder durch Ingestion mit Nahrung. Eine dritte Möglichkeit ist die Inkorporation durch direkte Kontamination offener Wunden mit radioaktiven Stoffen, obwohl diese Möglichkeit nur bei Notfällen und Unfällen von Relevanz ist. Dennoch ist die Eintrittspforte durch Kontamination offener Wunden ein gefährlicher Weg der Inkorporation, verglichen mit Ingestion bzw. Inhalation, wegen fehlender physiologischer Barrieren. In diesem Abschnitt werden lediglich die ersten zwei genannten Wege der Inkorporation, aufgrund der Freisetzung von Radioaktivität mit Luft, behandelt. Nur die Radionuklide aus dem Reaktorinventar, die erheblich zur Strahlenbelastung beitragen, können berücksichtigt werden.

Die Ablagerung radioaktiver Aerosole kann sich entweder als trockener "Fallout" oder als "Washout" mit Regen niederschlagen. Welcher Fall auch immer vorliegt, die Oberflächeneigenschaften der Blätter beeinflussen maßgebend den Anteil der Niederschläge, die sich festsetzen. Zusätzliche Kontamination kann vom Bodenspritzwasser bei Regen zustandekommen. Monovalente Nuklide, wie Cäsium, können gut vom Blattwerk aufgenommen und in der Pflanze verteilt werden. Dieses gilt gewissermaßen auch für bi-valente Nuklide, wie Strontium, aber die Translokation innerhalb der Pflanze ist beschränkt. Chelatgebundene multivalente Nuklide können auch von Pflanzen aufgenommen werden. Die Resorption über das Wurzelwerk wird im allgemeinen als geringer effizient angesehen und kann erheblich durch verschiedene Bodenparameter, wie Humusgehalt und pH-Wert, beeinflußt werden. Die Effizienz der Inkorporation von Radionukliden aus dem Boden in Pflanzen wird durch den Transferfaktor (Verhältnis der Aktivitätskonzentration zwischen Boden und Pflanze) bestimmt.

#### **II. 4. 1. Inkorporation durch Ingestion**

Kontamination des Blattwerkes kann häufig 50% oder mehr der gesamten Kontamination der Vegetation ausmachen. Da die aufgelagerten radioaktiven Feststoffe auf der Oberfläche sich nicht leicht lösen, werden diese mit Grünfutter von Tieren ingestiert. Die weitere Aufnahme ist von den chemischen Eigenschaften abhängig. Prävention der Kontamination von Tieren wird am besten erreicht durch Vermeidung von verseuchtem Futter. Der Verzehr von Blattgemüse ist die analoge Form der direkten Kontamination von Menschen. Der andere Pfad der Kontamination von Menschen - und damit auch von anderen Tieren, entweder Raubtiere oder Allesfresser, wie Menschen selbst - ist der über die Nahrungskette, mit der Anreicherung der Schadstoffe auf jeder trophischen Ebene. Der Verzehr von Fleisch als auch Fleisch- und Milchprodukten bringt eine potentielle Strahlenbelastung mit sich, wenn diese Nahrungsmittel aus einer radioaktiv verseuchten Gegend stammen. Das Kontaminationspotential hängt von den Ernährungsgewohnheiten des Einzelnen ab. Deshalb können allgemeine Angaben über den Hauptkontaminationspfad beim Menschen nur ansatzweise erfolgen. Da die europäische Ernährung zum überwiegenden Teil sowohl aus Fleisch als auch aus Fleisch- und Milchprodukten besteht, kann die Kontamination als überwiegend über die Nahrungskette angesehen werden. Obwohl die Kontamination durch den Verzehr von Blattgemüsen ein unmittelbarer Radioaktivitätstransfer ist, darf nicht außer acht gelassen werden, daß die Kontamination über die Nahrungskette das zusätzliche Risiko der Bioakkumulation mancher Radionuklide in bestimmten Produkten in sich bergen kann. Die Bioakkumulation ist von besonderer Bedeutung bei bestimmten Nahrungsmitteln aus dem Meer und Süßwasser.

Die Resorption von Nukliden aus dem Darm ist abhängig von der physiologischen Relevanz der Elemente, den chemischen/physiko-chemischen Eigenschaften, bedingt durch die Position im periodischen System der Elemente. Der normale physiologische Bedarf an Mineralien wird in essentielle und Spurenelemente unterteilt. Nuklide, die einer der beiden Kategorien dieser

physiologischen Elemente angehören, werden im Darm gewöhnlicherweise resorbiert und durchlaufen den Metabolismus. Nichtphysiologische Elemente, auch wenn sie nicht ohne weiteres resorbiert werden, können aufgrund der og. physiko-chemischen Verhältnisse die Darmbarriere dennoch überschreiten. Die chemische Form wird dann der limitierende Faktor sein. Obwohl solche Elemente - von besonderem Interesse sind die Metallionen - in die physiologischen Vorgänge nicht einbezogen sind, können sie transportiert und in Organen deponiert werden. Die Deposition könnte vorübergehend sein, und wenn die Ausscheidung nicht gelingt, dann findet die Retention durch eine sekundäre Ablagerung z.B. in den Knochen statt. Da derartige fremde Metallionen an Stoffwechselfvorgängen nicht beteiligt sind, dürfen solche Vorgänge nicht als Stoffwechsel/Metabolismus, sondern müssen als Biokinetik bezeichnet werden. Die Resorptionsfähigkeit von radioaktiven Nukliden wird von der Menge der nichtradioaktiven Form und von anderen Nahrungskomponenten im Darmtrakt beeinflusst, welche fördernde bzw. hemmende Wirkungen ausüben können.

Als Folge von Kontaminationen der Umwelt ist es oft erforderlich, die Konzentration der Radionuklide in einem Organ bzw. Organsystem zu berechnen. Mit der Zeit stellt sich ein Gleichgewicht ein, in dem die Tagesaufnahme eines bestimmten Nuklids mit Nahrung gleich der Ausscheidung am Tage ist. Die erforderliche Zeit für die Gleichgewichtseinstellung ist von der Art der Nuklide abhängig<sup>53</sup>. Auf die biokinetischen Charakteristika der vier wichtigsten Nuklide, die aus kerntechnischen Anlagen freigesetzt werden und die Strahlenbelastung maßgebend entscheiden (Jod, Strontium, Cäsium, Plutonium) wird einzeln eingegangen.

#### II. 4. 2. Inkorporation durch Inhalation

Obwohl es in der Strahlenbiologie üblich ist, bei Kontamination von Menschen an einen Transfer von Radionukliden über die Nahrungskette (d.h. Ingestion) zu denken, ist die Inhalation - insbesondere bei der Betrachtung von Radioaktivitätsableitungen mit Luft - sicherlich der effektivere Pfad der Inkorporation. In Anerkennung dieses Sachverhaltes und wie durch den Tschernobyl-Unfall beispielhaft bestätigt, hat die ICRP Modelle<sup>54</sup> entwickelt, die folgendes beschreiben:

- Verteilung der Radionuklide in verschiedene Bereiche des Atmungssystems in Abhängigkeit der aerodynamischen Eigenschaften der Aerosole,
- Entfernung von Partikeln aus dem Atmungstrakt durch Cilienaktivität,

---

<sup>53</sup>Zur Berechnungsmethode des Transferfaktors, Formeln usw. siehe Anhang F, Beitrag von Burkart und Wirth.

<sup>54</sup>Annals of the ICRP 66: Human respiratory tract model for radiological protection. Vol 24, 1994.

Annals of the ICRP 71: Age dependent doses to members of public from intake of radionuclides. Part 4: Inhalation dose coefficient. Vol 25, 1996.

- Übertritt in den Blutkreislauf und Transport durch weiße Blutzellen.
- Entgegen früheren Publikationen in denen ein mittlerer Wert für das ganze System angenommen wurde, werden heute Dosisberechnungen spezifisch für einzelne Abschnitte des Atmungstraktes (bronchial, bronchiolar und alveolar) durchgeführt. Es wird geschätzt, daß etwa 50 % der eingeatmeten Aerosole wieder ausgeatmet werden und etwa 25 % durch Cilienaktivität aus dem Atmungstrakt entfernt und schließlich geschluckt werden. Was mit den verbleibenden 25 % geschieht, wird von den chemischen Eigenschaften der einzelnen Nuklide bestimmt. Lösliche Formen können rasch in den Blutkreislauf übertreten. Aktiniden und Lanthaniden neigen auch wenn in löslichen Formen (wie Nitraten) dazu, bei physiologischem pH-Wert Kolloide zu bilden und werden daher in der Resorption gebremst. Chemische Verbindungen wie Oxide, die nicht löslich sind, können in den Lungen über längere Zeiten verbleiben. Partikel von 1 - 5 µm Größe können sich in den tiefsten Berichen der Alveolen absetzen, und deren weiterer Übertritt in den Kreislauf und Verteilung ist von zellulärer Phagozytose abhängig. Die Größe der Partikel ist ein kritischer Parameter. Es ist beobachtet worden, daß Oxide von Americium-241, Curium-244, Plutonium-238 schneller in den Kreislauf übertreten als von Plutonium-239 gleicher Partikelgröße. Dies wird auf die wesentlich kürzeren HWZ der ersten drei Radionuklide und die damit verbundene intensivere inhärente Bestrahlung der Partikel mit daraus folgender verminderter physikalischer Stabilität und schnellerem Zerfall in kleinere Partikel zurückgeführt, deren Größe den Übertritt in den Kreislauf ermöglicht.

#### II. 4. 3. Biokinetik und Dosisermittlung

Nuklide, die in das Blut übergetreten sind, werden entsprechend ihrer chemischen Ähnlichkeit mit physiologischen Elementen<sup>55</sup> transportiert. Aktiniden und Lanthaniden verbinden sich, wenn möglich, mit Citrationen oder sind an Serumproteine gebunden, die als Transportproteine dienen. Plutonium z.B. wird vorzugsweise an Transferrin gebunden, welches normalerweise Eisen bindet. Der Mechanismus der Einlagerung derartiger, physiologisch fremder Nuklide in die Zellen ist noch nicht aufgeklärt. Die Dauer der Retention eines Nuklides im

---

<sup>55</sup>Wie schon erwähnt, wird in diesem Abschnitt über die Strahlentoxikologie der Nuklide absichtlich auf Vollständigkeit verzichtet, zugunsten der vier Radionuklide, die maßgebend für die Strahlenbelastung aus Freisetzungen mit Luft aus kerntechnischen Anlagen sind. Alle Organismen sind einer Strahlengrundbelastung aus inkorporierten natürlich vorkommenden Radionukliden ausgesetzt. Auch unter dieser Gruppe befinden sich solche, die physiologisch notwendig sind, und solche, die fremdartig sind. Ersteres sind Nuklide wie Tritium, Kohlenstoff-14 und Kalium-40 und letzteres Nuklide wie Radon-222 (ein Edelgas und kontaminant in Gebäuden, die auf uranreichem Boden stehen), Radium-226 und Uran- und Thorium-Isotope etc. Für vertiefende Information siehe Anhang F, Beitrag von Burkart und Wirth.



Organismus ist eine Funktion der physikalischen sowie der biologischen Halbwertszeit<sup>56</sup>. Während erstere für jedes Nuklid definiert und charakteristisch ist, ist letztere äußerst variabel und abhängig von der Ausscheidungsweise. Da Lanthaniden und Aktiniden bei physiologischem pH-Wert zur Kolloidbildung neigen, wird die Ausscheidung erschwert und damit die Retention begünstigt.

Die Verteilung der meisten Radionuklide erfolgt im allgemeinen in die Organe, die die größte Masse aufweisen, mit Ausnahme der Haut. Folglich sind die Skelettmuskulatur, die Knochen und die Leber die drei Organsysteme bzw. Organe, die gewöhnlich die meisten Nuklide inkorporieren, wenn sie nicht rasch ausgeschieden werden. Einen Sonderfall bildet radioaktives Jod, welches wegen seiner Bindung an das Schilddrüsenhormon zu einer selektiven Anreicherung in der Schilddrüse führt. Nuklide, die keine besondere Affinität zu irgendwelchen Geweben aufweisen und aufgrund ihrer physikochemischen Ähnlichkeit zu physiologisch relevanten Elementen aufgenommen worden sind, können gleichmäßig in verschiedene Organe verteilt werden. Ein typischer Fall ist Cäsium, welches sich als "Surrogat" für Kalium darstellt. Strontium bietet sich als Surrogat für Calcium, und wie Calcium wird es primär in das Mineralkompartiment des Knochens eingelagert. Kolloidbildende Nuklide sammeln sich vorübergehend in den Viszeralorganen, die als Bestandteil des sogenannten retikulo-endothelialen Systems<sup>57</sup> bezeichnet werden. Die Makrophagen (Kupffersche Zellen mit eingeschlossen) nehmen die kolloiden Teilchen auf. Auch die Eintrittspforte in den Körper beeinflusst die Verteilung und Ablagerung der Radionuklide. Die Aufnahme durch Inhalation kann erhebliche Rückstände in den Lungen zur Folge haben, insbesondere wenn die Nuklide nicht löslich sind, wie z.B. die Oxide von Aktiniden. Die Einlagerung in das Mineralkompartiment von Knochen findet an Stellen des aktiven Knochenumsatzes statt, dieses hauptsächlich in der Spongiosa in den Epiphysen langer Röhrenknochen. Der Übertritt von der Mutter aufgenommener Radionuklide ins fötale Gewebe ist während der Schwangerschaft durch die Blutschranke der Plazenta für multivalente Ionen erschwert. Der Übertritt mono- und divalenter Ionen wird nicht verhindert. Dieses Hindernis ist besonders wirksam, wenn Kolloidbildung stattfindet, obwohl eine vollständige Verhinderung des

---

<sup>56</sup>Die physikalische Halbwertszeit eines Nuklids ist die Zeitspanne, in der die Radioaktivität halbiert ist aufgrund physikalischen Zerfalls. Dieses ist eine inhärente Eigenschaft, die nicht beeinflusst werden kann und ist charakteristisch für ein Nuklid. Die Aktivität kann jederzeit anhand von Zerfallskoeffizienten berechnet werden. Die biologische Halbwertszeit andererseits ist die Zeitspanne, in der die Hälfte der Aktivität ausgeschieden ist.

<sup>57</sup>Das sogenannte retikulo-endotheliale System ist kein anatomisch definiertes System. Impliziert sind Organe, die mit der immunhämatologischen Aktivität eng verbunden sind, wie Leber und Milz. Die Bezeichnung ist gewissermaßen irreführend, da die Endothelzellen an Freß-/Aufräumaktivitäten (Phagozytose) nicht beteiligt sind, sondern dies eine Eigenschaft der Kupfferschen Zellen ist (Makrophagen, die mit den Sinus-Endothelzellen eng vergesellschaftet sind). Die Herkunft dieser Zellen ist inzwischen aufgeklärt. Dieses System wird gegenwärtig als das mononukleare phagozytäre System bezeichnet.

Übertritts zum Fetus nicht zu erwarten ist. Große Unterschiede, wären aufgrund der unterschiedlichen Plazentatypen abhängig von der Tierart zu erwarten - Beziehung zwischen endometrialem und plazentalem Gewebe - die bei den Säugetieren vorkommen.

Wie bereits erwähnt, verteilen sich monovalente Ionen, wie Cäsium (Surrogat für Kalium), und divalente Ionen, wie Strontium (Surrogat für Calcium), in den Organen ziemlich gleichmäßig. Dieses ist nicht der Fall für multivalente Ionen, insbesondere für diejenigen, die Kolloide bilden, wie z.B. Plutonium. Als Folge daraus kann die Strahlenbelastung für verschiedene Zelltypen innerhalb desselben Organs unterschiedlich ausfallen. Dies ist abhängig von der Affinität der Zellen gegenüber derartiger Nuklide (Plutonium) und von der Lage der Zelle in Bezug auf das Nuklid, da eine benachbarte Zelle die volle Belastung durch einen Alphastrahler aus einer anderen Zelle erhalten könnte. Die Kupfferschen Zellen in der Leber phagozytieren kolloidales Plutonium; wenn aber Plutonium als lösliches Tributylphosphat verabreicht wird, dann wird es von den Hepatozyten aufgenommen, und die Strahlenbelastung der Hepatozyten wird von dem Maße der Ausscheidung aus den Hepatozyten abhängen. Tierarten, in denen die Komplexe (mit Lysosomen) wirksam durch Exozytose ausgeschieden werden, wird Plutonium mit der Galle über den Darm ausgeschieden. Was nicht eliminiert werden kann, wird letztlich in den Knochen deponiert. Plutonium und andere Aktiniden werden nicht im Mineralkompartiment der Knochen eingelagert, da die Ionen nicht in die Gitterstruktur des Hydroxyapatitkristalls passen, statt dessen werden sie auf den Knochenoberflächen (Peri- und Endosteum), sowie auf der Oberfläche der Spongiosa abgelagert. Die Ablagerung im Knochen ist daher nicht gleichmäßig. Autoradiogramme weisen begrenzte Areale der Ablagerung - sogenannte "patches", auf. Diese sind von weitreichender Bedeutung hinsichtlich der Dosisverteilung: die Oberfläche und benachbarte Zellen erhalten den größten Teil der Strahlenbelastung. Es wurde ermittelt, daß diese bis auf zwei Größenordnungen von den gemittelten Dosiswerten im Knochen abweichen kann.

Da es zum grundlegenden Verständnis gehört, daß strahlenbiologische Auswirkungen eine direkte Funktion der absorbierten Energie (d.h. Dosis) in dem Gewebe bzw. Organ sind, ist es von größtem Interesse, die Dosis in den Organen unter Berücksichtigung der Einlagerung von Radionukliden zu bestimmen. Weil Radionuklide sowohl korpuskulare als auch nicht-korpuskulare Strahlungen beim Zerfall aussenden können, ist es besonders problematisch in letzterem Fall, die eigentliche Fraktion der absorbierten Energie zu ermitteln. Daher hat die ICRP Modelle für die Dosisberechnung<sup>58</sup> entwickelt.

Auf diesen Berechnungen beruhen die Dosisfaktoren, die nach der AVV zur Ermittlung

---

<sup>58</sup>Für Übersicht siehe: H. Fischer, B. Hettwig & M. Urbach, Strahlenbelastung durch inkorporierte Radionuklide, Information zu Energie und Umwelt, Universität Bremen, Teil A, Nr. 15, 1982.

der Personendosis verwendet werden sollen<sup>59</sup>. Sie werden auch für die anderen in der AVV zu verwendenden Faktoren ohne Vertrauensbereiche angegeben, obwohl eine Reihe von Annahmen über die Größe der Organe, die Verteilung der Nuklide und ihre Verweildauer gemacht werden müssen. Trotz der naturgemäßen Variationen dieser Einflußgrößen ist die Strahlenschutzkommission der Auffassung, daß die Modellierung zu konservativen Dosisfaktoren führt<sup>60</sup>, d.h. in der überwiegenden Zahl der Fälle erfolgt keine Unterschätzung der Dosis durch ihre Anwendung. Demgegenüber ist aber die Vorgehensweise der ICRP so, daß die Ableitung eines Meridienwertes in Rahmen der Variationsbreite der Parameter angestrebt wird<sup>58</sup>. Die Konservativität der Dosisfaktoren wurde von der ICRP nicht belegt. Daher gibt es in der wissenschaftlichen Literatur eine zunehmende Diskussion und Kritik der Dosisfaktoren<sup>61,62,63</sup>. Es wird geschätzt, daß diese Unsicherheiten und Fehler in ihren Wechselbeziehungen, zu fehlerhaften Berechnungen mit Abweichungen bis zu zwei Größenordnungen führen können<sup>58</sup>.

#### II. 4. 3. 1. Radiobiologie von Jod-131

Jod-131 hat eine HZW von 8 Tagen und sendet Beta- und Gammastrahlungen aus. Jod wird entweder als reines Element oder als chemische Verbindung in Form von Aerosolen aus kerntechnischen Anlagen freigesetzt. Es ist ein hoch reaktives Element und setzt sich als reines Element schneller aus Luft ab. Die Ablagerung auf Weidegras, Bewuchs im allgemeinen sowie auf Gemüse, führt zur unmittelbaren Ingestion durch Nutztiere und Menschen. Mit der Aufnahme durch Milchkühe<sup>64</sup> werden weitere Belastungen mit diesem Radionuklid durch den Verzehr von Milch und Milchprodukten auf Menschen übertragen, da das aufgenommene Jod zum Teil mit der Milch ausgeschieden wird. Das Jod wird ansonsten in der Schilddrüse abgelagert, ohne nennenswerte Kontamination der übrigen Organe. Folglich steht im Mittelpunkt der Modelle über Transferfaktoren die Übertragung durch Milch.

---

<sup>59</sup>Bundesministerium für Justiz (Hrsg): Bekanntmachung der Dosisfaktoren. Bundesanzeiger Jahrg. 41, Nr. 185 a, G 1990 A vom 30.9.1989.

<sup>60</sup>Veröffentlichungen der Strahlenschutzkommission, Band 17, 1992.

<sup>61</sup>Hamby, D.M.: Uncertainty of the tritium dose conversion factor. *Health Physics* 77 (1999) 291 - 297.

<sup>62</sup>Roy, M.A: Reliability of dose coefficients calculated with the respiratory tract model of the ICRP. *Radiation Protection & Dosimetry* 79 (1998) 237 - 240.

<sup>63</sup>Taylor, D.M: Why is age-dependent dosimetry important? *Radiation Protection & Dosimetry* 41 (1992) 51 - 54.

<sup>64</sup> Eine Kuh weidet auf 20-50 qm/Tag und nimmt dabei beachtliche Mengen des abgelagerten Jods auf.

Da das Radionuklidinventar in Reaktoren für Jod-131 hoch ist und bei Störfällen freigesetzt wird, ist Jod-131 in überwiegendem Maße für die Strahlenbelastung in der Frühphase verantwortlich. Direkte Bestrahlung aus einer radioaktiven Wolke (Submersion) und aus Ablagerungen tragen zur externen Dosis bei, während die Inkorporation durch Inhalation zur internen Dosis beiträgt, welche sich in der Schilddrüse konzentriert. Weitere Aufnahme durch Ingestion erhöht die interne Strahlenbelastung, insbesondere die der Schilddrüse. Der Tschernobylunfall hat die hohe Aufnahmefähigkeit durch Inhalation unter Beweis gestellt: Jod-131 wurde in den Schilddrüsen von Kindern der radioaktiv verseuchten Gegenden binnen eines Tages festgestellt.

Seit dem maßgebenden Werk von Rubin & Casserett, 1969<sup>65</sup> galt die Schilddrüse als quasi strahlenresistentes Organ. Daher haben Risikoberechnungen nach der Tschernobylkatastrophe eine nur unerhebliche Zunahme von Schilddrüsenkrebsen vorausgesagt. Diese Ansicht mußte grundlegend revidiert werden, weil die Zahl des kindlichen Schilddrüsenkrebses auf völlig unerwartete Höhen und binnen einer unerwartet kurzen Zeit von einigen Jahren anstieg. Die Schilddrüse, insbesondere von Kindern, muß als strahlenempfindliches Organ angesehen werden. Die gesundheitlichen Auswirkungen der Tschernobylkatastrophe werden in einem späteren Abschnitt behandelt.

#### II. 4. 3. 2. Radiobiologie von Cäsium-137

Cäsium-137 ist ein Betastrahler, welcher bei einer HWZ von 30 Jahren in Barium-137m (94,6%) mit HWZ von 2,5 min und Aussendung von 661,6 keV Gammastrahlen zerfällt. Die restlichen 5,4% zerfallen unmittelbar in das stabile Barium-137. Am Boden abgelagert, verhält sich Cäsium als Surrogat für Kalium und wird von Pflanzen entsprechend aufgenommen. Weil Cäsium den größten Ionendurchmesser unter den monovalenten Kationen besitzt, wird es leichter aus Verbindungen herausgelöst. Wie Kalium wird es vorzugsweise in tonhaltigen Böden gebunden, und die Sorption von Cäsium im Austausch für Kalium, verursacht den Kollaps von Silikatschichten. In dieser Weise "fixiert", verliert Cäsium an Mobilität. Die Bewegungsfreiheit von Cäsium in derartigen Böden ist dann eingeschränkt. Im Gegensatz dazu, ist die Bewegungsfreiheit in Sand und in humusreichen Böden gewährleistet. Die pflanzliche Aufnahme von Cäsium aus tonhaltigen Böden ist, verglichen mit humusreichen Böden, signifikant vermindert. Weil Cäsium in den Laubschichten auf Waldböden nicht "fixiert" und daher leicht verfügbar ist, kann es dort, wo Pilze im Wachstum sind, von deren Mycel, das sich in diesen Schichten befindet, sehr leicht aufgenommen und in den Fruchtkörpern (den "Pilzen") angereichert werden.

Cäsium wird beinahe vollständig aus dem Darmtrakt der meisten Säugetiere resorbiert. Eine geringere Resorption von etwa 60% ist bei den Wiederkäuern normal. Bei Ratten ist die

---

<sup>65</sup>Rubin & Casserett: Radiation Pathology Vol. I & II, Academic Press, Toronto, 1969.

maximale Resorption 30 Minuten nach Nahrungsaufnahme beobachtet worden. Die Ausscheidung findet über Fäzes (ca. 20%) und Urin (ca. 80%) statt. Die biologische HWZ wird von der Körpergröße der Tiere beeinflusst und könnte zwischen 45 und 135 Tagen liegen. Cäsium weist keine Organpräferenz auf und wird folglich ziemlich gleichmäßig verteilt. Die Menge in einem Organ bzw. Organsystem steht dadurch in direkter Beziehung zur Masse. Die physiologischen Vorgänge in Organen bzw. Organsystemen können für Kalium gegen Cäsium diskriminieren. Die hohe Energie der Gammastrahlen aus Cäsium-137 verleiht ihnen eine starke Reichweite. Dadurch wird kein Gewebe bzw. Organ von der Strahlenbelastung ausgenommen, auch wenn die Belastung der einzelnen Gewebe bzw. Organe ungleichmäßig ausfallen mag. Obwohl die Modelle, die die Inkorporation von Cäsium beschreiben, dies im allgemeinen, aufgrund des verstärkten Vorkommens des Cäsiums in Nahrungsmitteln in Zusammenhang mit der Nahrungskette behandeln, darf nicht übersehen werden, daß Cäsium aus inhalierten, cäsiumhaltigen Aerosolen aufgrund der hohen Reaktivität dieses Nuklids, leicht in den Blutkreislauf übertritt. Die aus der Tschernobylkatastrophe hervorgegangenen Erfahrungen werden in einem späteren Abschnitt erörtert.

#### **II. 4. 3. 3. Radiobiologie von Strontium-90**

Strontium-90 zerfällt durch Ausstrahlung eines Betateilchens von 0,54 MeV Energie und hat eine HWZ von 28,7 Jahren. Das Folgenuklid Yttrium-90 ist ebenfalls radioaktiv und zerfällt mit einer HWZ von 64 Stunden, ebenfalls durch Ausstrahlung eines Betateilchens von 2,18 MeV Energie, und ergibt das stabile Zirkonium-90. Aufgrund des enormen Unterschiedes zwischen den HWZ von Mutter- und Tochterradiationukliden, erreichen die beiden Nuklide bei ungestörten Verhältnissen radioaktives Gleichgewicht. Wie bei Cäsium-137 beschreiben die Modelle die Inkorporation von Strontium-90 über die Nahrungskette. Auch wenn die Prädominanz dieses Inkorporationspfades nicht angezweifelt wird, darf auch in diesem Fall nicht übersehen werden, daß Strontium als inhaliertes Aerosol leicht resorbiert wird aufgrund seiner Löslichkeit und fehlender Kolloidbildung. Dies gilt jedoch nicht für Yttrium-90, weil es dreiwertig ist und bei physiologischem pH zur Kolloidbildung kommt. Die Menge an begleitendem Yttrium-90 ist von verschiedenen Faktoren abhängig.

Auf dem Erdboden abgelagert, besitzt Strontium-90 die gleiche Mobilität wie Calcium und wird von Pflanzen über das Wurzelwerk leicht aufgenommen. Der Transferfaktor ist für kalkarme Böden höher und umgekehrt niedriger für kalkhaltige Böden. Von Pflanzen aufgenommen, nimmt Strontium-90 die gleichen metabolischen Wege wie Calcium und wird folglich an den gleichen Stellen wie Calcium deponiert. Es wurden in Blättern die 10-fach höhere Menge als in Getreide samen und entsprechend Kartoffeln gegenüber anderen Rhizomen (unterirdischen Ausläufern) ermittelt.

Die Resorption aus dem Darm ist altersabhängig und liegt bei jüngeren Tieren höher. Es wurde ermittelt, daß bei jüngeren Tieren etwa 20 bis 100% des aufgenommenen Strontium-90

resorbiert wird, im Vergleich dazu bei älteren Tieren 5 bis 40%. Für Berechnungszwecke wird der Wert für Erwachsene bei 20% und für Schafe, Rinder, Schweine und Ziegen im Alter von unter 60 Tagen wird der Wert bei 60% angesetzt. Etwa 90% des resorbierten Strontium-90 wird in das mineralische Kompartiment des Knochens eingelagert, während sich die restlichen 10% in den anderen Geweben ablagern. Die biologische HWZ in den weichen Geweben wurde mit etwa 10 Tagen ermittelt. Der Umsatz von Strontium-90 im Knochen ist langsam und die biologische HWZ abhängig von der Tierart: 20 - 70 Tage bei Mäusen, 60 - 400 Tage bei Ratten, 90 - 500 Tage bei Schweinen und Hunden und 200 - 600 Tage bei Menschen, und somit auf eine Korrelation zur Körpergröße hinweisend. Etwa 90% werden mit den Fäzes und der Rest mit Urin ausgeschieden. Strontium-90 wird anstelle von Calcium vorzugsweise mit Milch ausgeschieden: bei Kühen 1 - 3% und bei Ziegen 4% der Tagesaufnahme. Diese Diskriminierung gegenüber Strontium-90 ist altersabhängig und bei Jungtieren nur in geringem Maße vorhanden.

Strontium-90 kommt natürlicherweise in radioaktivem Gleichgewicht mit Yttrium-90 vor. Da Yttrium-90 mindermäßig resorbiert wird, wird das inkorporierte Strontium-90 an den Einbaustellen erneut mit Yttrium-90 das Aktivitätsgleichgewicht bilden. Dieses kann, wie schon angemerkt, im Knochen vorkommen, obwohl Strontium-90 auch hier einer konstanten Remobilisierung unterworfen ist. Da die Beta-Teilchen von Yttrium-90 um den Faktor 4,15 energiereicher sind als die des Strontium-90, sind sie in Reichweite und damit in Einwirkung entsprechend stärker. Damit werden näherliegende Gewebe, wie das Knochenmark, auch in größeren Organismen, wie Menschen, effektiv bestrahlt. Die direkte, gleichzeitige Inkorporation von beiden Nukliden kann in Ausnahmefällen über offene Wunden zustandekommen. In einer derartigen Situation nehmen die Nuklide unterschiedliche physiologische Wege. Yttrium, gebunden an ein Plasmaprotein, wird zur Leber und anderen viszerale Organen transportiert und in diesen Organen zunächst deponiert. Danach wird Yttrium sekundär an Knochenoberflächen abgelagert und führt zu einer Akkumulation des Yttrium an jenen Stellen. Da das Yttrium kaum ausgeschieden wird (Kolloidbildung), kommt in derartigen Situationen ein vorübergehender Überschuss des Yttriums im Knochen vor. Damit wäre die initiale Strahlenbelastung des Knochenmarks größtenteils auf das Yttrium-90 zurückzuführen.

#### **II. 4. 3. 4. Radiobiologie von Plutonium-239**

Plutonium-239 zerfällt mit einer HWZ von 24.100 Jahren durch Ausstrahlung eines Alphateilchens und eines Gammaquantums geringer Energie. Wie alle Aktiniden, ist die Strahlentoxizität (als Ergebnis der absorbierten Dosis) von der Inkorporation abhängig. Da Plutonium aus dem Darmtrakt nur spärlich resorbiert wird (im allgemeinen < 0,01%), ist der Inkorporationspfad durch Ingestion mit der Nahrung nur von geringerer Bedeutung, da insbesondere Nutzpflanzen Plutonium über das Wurzelwerk kaum aufnehmen. Der wichtigste Pfad der Inkorporation von Plutonium-239 ist der durch Inhalation von plutoniumhaltigen Aerosolen, wobei Aufnahmen von bis zu 5% möglich sind. Plutoniumaerosole bilden unlösliche

Oxide und Hydroxide in der Atmosphäre. Nach der Ablagerung auf dem Erdboden weist Plutonium sehr geringe Mobilität auf und verbleibt deshalb über längere Zeiträume in den oberen Bodenschichten. Der Transferfaktor vom Boden auf Pflanzen ist im allgemeinen  $< 0,001$ . Die Kontamination von Pflanzen erfolgt daher hauptsächlich durch Ablagerung auf pflanzliche Oberflächen (insbesondere Blätter).

Wie in einem vorhergehenden Abschnitt schon erwähnt, sind Unterschiede zwischen Plutonium-239 und Plutonium-238 beim Übertritt aus den Lungen in den Kreislauf beobachtet worden. Der schnellere Übertritt des relativ kurzlebigen Plutonium-238 wird auf physikochemische Effekte intensiverer inhärenter Bestrahlung zurückgeführt, die zur Zertrümmerung der Partikel und damit zu verbesserten Übertrittseigenschaften führen. Da nur ein beschränkter Teil der sich in den Lungenalveolen abgesetzten feinsten Aerosolpartikel den Übertritt in den Blutkreislauf findet, bildet sich in den Lungen ein Rückstand, der erheblich sein kann. Ein weiterer Isotopeneffekt zwischen Plutonium-239 und -238 wurde in Leberzellen *in vitro* beobachtet, wobei die Fähigkeit, das SV-40-Gen zu amplifizieren, für Plutonium-239 größer war. Ferner wies die subzelluläre Verteilung der zwei Isotopen Unterschiede auf trotz gleicher Aufnahme und Bindung, und der Verlust an Plutonium-238 war schneller.<sup>66</sup> Dieses ist ein bemerkenswerter Hinweis auf subtile zelluläre Diskriminierung.

Obwohl Plutonium anfänglich in den viszerale Organen (Leber, Milz und Nieren) abgelagert wird, weil es nicht ausgeschieden werden kann, wird es sekundär in das Periosteum und Endosteum sowie der Oberfläche der Spongiosa des Knochens abgelagert. Wie in einem anderen Abschnitt schon erwähnt, phagozytieren die Kupffer'schen Sternzellen in der Leber (die im Grunde genommen sinusoidale Makrophagen sind) die Plutonium-Kolloidaggregate. Geringe Mengen an Plutonium finden den Übertritt in die Hepatozyten. Etwa 80% des inkorporierten Plutonium wird auf Knochenoberflächen abgelagert. Die restliche Menge wird in den viszerale Organen und Lymphknoten etc. abgelagert, die biologische HWZ wird etwa 500 bis 1000 Tage für das lymphatische System und zwischen 1 und 100 Jahren für das Skelett abgeschätzt. Zur praktischen Näherung kann gesagt werden, daß die inkorporierte Menge ohne sich zu vermindern im Körper verbleibt. Ein Übertritt durch die Plazenta findet kaum statt.

Alphateilchen sind Hoch-LET-Strahlungen (siehe oben). Die Alphateilchen von Plutonium-239 werden mit einer Energie von 5,15 MeV ausgestrahlt und haben eine Reichweite von etwa 20-40  $\mu\text{m}$ . Der Energietransfer liegt bei etwa 100  $\text{keV}\mu\text{m}^{-1}$ . Es wurde schon erwähnt, daß Autoradiogramme von Knochen nach Plutonium-239-Inkorporation ungleichmäßige Ablagerungsstellen sog. "patchy sites" aufweisen. Um ein Verständnis der Strahlentoxikologie von Plutonium-239 zu gewinnen, sind die zeitlichen und räumlichen Charakteristika der Ablagerung von Plutonium-239 von höchster Relevanz. Alphateilchen, die den Zellkern passieren,

---

<sup>66</sup>F. Planas-Bohne, W. Rau & C. Boxler: Can differences in the subcellular distribution explain different effectiveness of two plutonium isotopes. Paper presented at the 22<sup>nd</sup> Annual Meeting of the European Society for Radiation Biology, September 11-16, 1989, Brussels.

werden dem Erbmateriale (DNA) schwerste Schäden zufügen, die wahrscheinlich nicht vollständig repariert werden können. Über das Schicksal derartig getroffener Zellen kann nur spekuliert werden. Die RBW (siehe oben) für Alphateilchen wurde von der ICRP<sup>67</sup> bei 20 angesetzt, obwohl mehrere Studien stark abweichende Werte ergeben haben (siehe Anhang R, Beitrag von N. Priest, S. 6-8). Es ist wichtig zu betonen, daß aufgrund der räumlichen Verteilung und der Interaktionscharakteristika der Alphateilchen nur eine begrenzte Zellzahl mit sehr hohen Dosen bestrahlt wird, während Nachbarzellen ungetroffen bleiben. Für die strahlenbiologischen Auswirkungen, insbesondere im Zusammenhang mit Risikoabschätzungen ist es erforderlich für das betrachtete Gewebe zu wissen, welches die Targetzellen sind, und welche Strahlenbelastungen diese Zellen erhalten haben. Da diese kritischen Faktoren durch große Unsicherheiten verschleiert bleiben, müssen Berechnungen mit der notwendigen Zurückhaltung betrachtet werden. Die gewöhnliche Praxis der Extrapolation von Werten, gewonnen aus externen Bestrahlungen mit niedrigerem LET (wobei Gewebe homogen bestrahlt wird), zum Vergleich mit der Wirkung inkorporierter Alphastrahler ist sehr fragwürdig. Derartige Aussagen sind von sehr begrenztem Wert.

#### Fazit

Strahlenbiologische Erkenntnisse basieren hauptsächlich auf Erfahrungen mit Niedrig-LET-Strahlungen. Daraus wurden die Modelle und Methoden für Dosisberechnungen sowie Risikoabschätzungen entwickelt. Das Konzept der absorbierten Dosis nimmt an - und in diesem Fall zu Recht -, daß Strahlungen von allen getroffenen Zellen homogen, nach stochastischem Prinzip, absorbiert werden. Die Strahlenbelastung aus inkorporierten Radionukliden bringt aber spezielle Probleme mit sich, welche im Zusammenhang mit den physiko-chemischen Eigenschaften, den chemischen Verbindungen und der physiologischen Relevanz der betrachteten Nuklide stehen. Diese bestimmen wiederum die Biokinetik oder die zeitlich-räumliche Verteilung der Radionuklide. Weiterhin bestimmt das Zerfallscharakteristikum, d.h. die ausgestrahlte Strahlenart, die radiotoxikologische Auswirkung. Von den vier Radionukliden, die für die Strahlenbelastung in der Umgebung von kerntechnischen Anlagen und an Menschen maßgebend verantwortlich sind, mit Ausnahme von Cäsium-137, weisen die anderen drei gewebe- bzw. organspezifische Affinitäten auf. Die Strahlenbelastung ist dadurch in bestimmten Körperteilen lokalisiert. Diese Spezifität wird im Fall von Alphastrahlern verstärkt (Plutonium-239), weil durch Alphastrahlen nur eine begrenzte Zahl von Zellen in einem Gewebe getroffen wird. Damit wird die Zellpopulation eines Gewebes aus stark bestrahlten und nicht bestrahlten Zellen bestehen. Es stellt sich die Frage, ob die für die Regeneration kritischen Zellen (Targetzellen) eher getroffen

---

<sup>67</sup>ICRP Publication 30, Annals of the ICRP, Pergamon Press, Oxford, 1979.



werden oder nicht. Die Stammzellen<sup>68</sup> eines jeden Gewebes könnten die kritische Subpopulation und damit die Targetzellen sein. Die physikalischen Berechnungen von Dosen nach Inkorporation von Radionukliden gehen davon aus, daß die Energiedeposition gleichmäßig ist. Besonders bei Alphastrahlern ist dieses ein schwerwiegender Fehler, der eine Dosisunterschätzung bis zu zwei Größenordnungen bedeuten kann (siehe Zitat in Fußnote 58). Der Gebrauch der Extrapolation von Daten aus Niedrig-LET-Strahlungen in Situationen, in denen es sich um Alphastrahler hoher LET handelt, muß daher mit äußerster Vorsicht betrachtet werden. Aufgrund der mikrodosimetrisch stark inhomogenen Energiedeposition kommt es zu Anstieg der RBW bei niedriger Dosis, d.h. daß der Dosiswirkungsverlauf überlinear ist<sup>69</sup>. Bei der Ermittlung der Schadensfolgen pro Doseinheit wird nach ICRP jedoch ein linearer Zusammenhang und ein konstanter Q-Faktor vorausgesetzt, so daß es bei inkorporierter Alphaaktivität zu einer Unterschätzung der Wirkung kommt. Der wichtigste Pfad der Inkorporation von Alphastrahlern ist die Inhalation.

#### **Bezug**

- Anhang F: Beitrag von W. Burkart und E. Wirth
- Anhang H: Beitrag von F. Planas-Bohne
- Anhang R: Beitrag von N.D. Priest
- Anhang B1: Beitrag von I. Schmitz-Feuerhake

## **II. Aufgabe 1, Teil B: Frage der Zulänglichkeit der Immissionsrichtwerte im Zusammenhang mit dem gesundheitlichen Schutz der Bevölkerung.**

### **II. 5. Einleitung: Stochastische frühsomatische Strahlenwirkung - Leukämie**

Die stochastischen somatischen Strahlenwirkungen äußern sich als Krebserkrankungen. Die Induktion von Krebs durch ionisierende Strahlungen ist bekanntlich unspezifisch, d.h. sie sind in der Lage alle sog. spontan vorkommenden Arten von Tumoren bzw. Krebsen<sup>70</sup> hervorzurufen.

---

<sup>68</sup>Derzeitiges Verständnis über die Dynamik von Gewebe ist, daß in allen Geweben Stammzellen vorhanden sind. Die Größe dieser Subpopulation schwankt zwischen den verschiedenen Gewebetypen und ist von der Zellenumsatzrate abhängig. Das Vorhandensein einer geringen Population von embryonal mesenchymalen Stammzellen wurde schon erwähnt und die Lage dieser Zellen scheint um das Periosteum (Knochenhaut) zu sein.

<sup>69</sup>Kuni, H: Niedrige Strahlendosen und Gesundheit der Arbeitnehmer. Berichte des Otto Hug Strahleninstitutes Nr. 8 - 11, München 1994.

<sup>70</sup>Aus diesem Grund werden ionisierende Strahlungen als geeignetes Agens bei Studien zum Verständnis der Mechanismen der Krebsentstehung eingesetzt, da Strahlungen lediglich als