

**Entwicklung von Kriterien zur Beschreibung des Gefährdungspotentials
von radioaktiven Abfällen im Hinblick auf ihre Äquivalenz
und Analyse vorliegender Konzepte zur Abfall-Äquivalenz**

Oktober 1994

Erstellt von Ulrike Fink, Ilse Albrecht, Wolfgang Neumann und Thomas Panten
im Rahmen eines Beratungsauftrages des Niedersächsischen Umweltministeriums

Inhaltsverzeichnis

	Seite
Zusammenfassung	4
1. Einleitung	6
1.1 Zur Notwendigkeit von Äquivalenzmaßstäben für radioaktive Abfälle	6
1.2 Aufgabenstellung und Zielsetzung	8
1.3 Erfordernis weiterer Arbeitsschritte	9
1.4 Anwendungsmöglichkeiten	10
2. Entwicklung von Äquivalenzkriterien	11
2.1 Problemstellung und Begriffsdefinition	11
2.2 Anforderungen an die Ableitung von Äquivalenzkriterien	13
2.3 Die Betrachtungsebenen	14
2.3.1 Schutzgüter	14
2.3.2 Gefährdungsmerkmale	16
2.3.3 Umgangsphasen	25
2.3.4 Volumina von Abfällen	26
2.4 Identifizierung von Beurteilungsfeldern	27
2.4.1 Verknüpfung von Wirkeigenschaften und Schutzgütern über Belastungspfade	28
2.4.1.1 Schutzgut Mensch	28
2.4.1.2 Schutzgut Grundwasser	31
2.4.2 Verknüpfung von Umgangsphasen und Gefährdungsmerkmalen	32
2.4.2.1 Schutzgut Mensch	32
2.4.2.2 Schutzgut Grundwasser	37
2.4.3 Beurteilungsfelder für die Schutzgüter	40
2.5 Kriterien für das Gefährdungspotential von radioaktiven Abfällen	43
2.5.1 Kriterien für die einzelnen Umgangsphasen	43
2.5.1.1 Kriterien für den Transport	43
2.5.1.2 Kriterien für die mechanisierte Handhabung	43
2.5.1.3 Kriterien für die manuelle Handhabung	44
2.5.1.4 Kriterien für die Zwischenlagerung	44

2.5.1.5	Kriterien für die Nachkonditionierung	44
2.5.1.6	Kriterien für die Endlagerung	45
2.5.2	Ausblick	45
3.	Darstellung und Bewertung vorhandener Ansätze zur Abfalläquivalenz	47
3.1	Einleitung	47
3.2	Theoretische Betrachtung von Abfall-Äquivalenz und Diskussion der Wichtungsfaktoren: Ansatz der Kommission der Europäischen Gemeinschaften	47
3.3	Ansatz Toxizitätspotential von radioaktiven Abfällen	49
3.4	Ansatz „Störfallrisiko“ des Endlagers Konrad	52
3.5	Ansatz Freigrenzen	56
3.6	Zusammenfassende Bewertung	61
	Literaturverzeichnis	63
ANHANG I:	Soziologische Aspekte beim Vergleich verschiedener Abfälle	A1
ANHANG II:	Relevante Radionuklide in radioaktiven Abfällen: Freigrenzen und vorherrschende Belastungspfade für deren Bestimmung	A5

Zusammenfassung

Aus der Wiederaufarbeitung von abgebrannten Brennelementen in Frankreich und Großbritannien werden Abfälle in die Bundesrepublik zurückgeliefert, die prozeß- und anlagentechnisch bedingt nicht die ursprünglich angelieferten (identischen) Radionuklide enthalten. Darüber hinaus gibt es Überlegungen, Abfälle verschiedener Kategorien untereinander zu vertauschen (Abfall-Substitution oder Curie-Swap). Ein Export von radioaktiven Reststoffen bzw. Abfällen und ein Reimport von Äquivalenten ist jedoch nach Auffassung des niedersächsischen Umweltministeriums nach § 9a AtG nur dann zulässig, wenn beide Stoffmengen ein gleiches Gefährdungspotential enthalten. Der vorliegende Beratungsauftrag soll die Grundlage für die Entwicklung eines Konzepts bilden, das eine zuverlässige Beurteilung darüber erlaubt, ob ein vergleichbares Gefährdungspotential von radioaktiven Abfällen bzw. Reststoffen vorliegt.

Im ersten Teil des Beratungsauftrags wird untersucht, welche Bereiche für die Beurteilung, ob ein äquivalentes Gefährdungspotential von radioaktiven Abfällen bzw. Reststoffen vorliegt, betrachtet werden müssen und wie sie sich letztendlich durch Kriterien beschreiben lassen. Wir legen dabei (mit einer Ausnahme) den Ansatz „Gefährdungspotential unter Berücksichtigung von Stoffeigenschaften“ zugrunde, d.h. inwieweit die in den Abfällen enthaltenen Stoffe gefährdend wirken können, wird als abhängig von ihren Wirkeigenschaften und ihren Ausbreitungseigenschaften angesehen. Technische Barrieren bleiben dabei unbeachtet.

Zunächst werden isoliert die einzelnen zu berücksichtigenden Betrachtungsebenen untersucht und bzgl. ihrer Relevanz bewertet. Das sind

- Schutzgüter,
- Gefährdungsmerkmale (d.h. Wirk- und Ausbreitungseigenschaften der in den Abfällen enthaltenen Stoffe),
- Phasen des Umgangs mit den radioaktiven Abfällen und
- Volumina von radioaktiven Abfällen.

Für die beiden Schutzgüter Mensch und Grundwasser werden anschließend durch Verknüpfung diejenigen Beurteilungsfelder identifiziert, die zur Beschreibung des Gefährdungspotentials relevant sind. Dies geschieht zum einen durch die Betrachtung, auf welchen Wegen (Belastungspfaden) Wirkeigenschaften auf die Schutzgüter gefährdend wirken können, und zum anderen durch die Untersuchung, welche Gefährdungsmerkmale bei den verschiedenen Umgangsphasen mit radioaktiven Abfällen von Bedeutung sind. Ergebnis dieser Verknüpfungen sind drei Kategorien von Kriterien, die das Gefährdungspotential von radioaktiven Abfällen bei den verschiedenen Umgangsphasen beschreiben, nämlich

- Wirkkriterien, die die Wirkung auf Schutzgüter beschreiben;
- Ausbreitungskriterien, die Mobilisierbarkeit und Transportierbarkeit von Stoffen beschreiben, und
- Mengenkriterien, die Stoffmengen sowie Abfallvolumina (und damit die Anzahl der Abfallgebinde) berücksichtigen.

Diese Kriterien sind standortunabhängig.

Im zweiten Teil des Beratungsauftrages werden einige bereits vorliegende Konzepte zur Beschreibung der Äquivalenz von radioaktiven Abfällen dargestellt und bewertet. Untersucht werden folgende Ansätze:

- Eine allgemeine, theoretische Herangehensweise an die Problematik;
- der vom britischen Wiederaufarbeiter BNFL favorisierte Ansatz „Toxizitätspotential von Abfällen durch Ingestion von kontaminiertem Trinkwasser“;
- die auf dem „Störfallrisiko“ des Endlagers Konrad“ beruhende Summenformel aus der „Richtlinie zur Kontrolle radioaktiver Abfälle mit vernachlässigbarer Wärmeentwicklung, die nicht an eine Landessammelstelle abgeliefert werden“ und
- die Freigrenzen für radioaktive Stoffe aus der Strahlenschutzverordnung bzw. aus den EG-Grundnormen.

Keines der Konzepte erfüllt die im ersten Teil des Beratungsauftrages formulierten Anforderungen an die Beschreibung des Gefährdungspotentials von radioaktiven Abfällen. Insbesondere legen alle Ansätze lediglich das Schutzgut Mensch zugrunde und sind deshalb nicht geeignet, den Schutz des Grundwassers sicherzustellen.

1. Einleitung

1.1 Zur Notwendigkeit von Äquivalenzmaßstäben für radioaktive Abfälle

Die Notwendigkeit, Maßstäbe für die Gleichwertigkeit oder Äquivalenz von radioaktiven Abfällen bzw. Reststoffen aus dem sogenannten Brennstoffkreislauf festzulegen, kann aus zwei Gründen erforderlich sein: (1) Vermischen und Querkontamination: Bei der Konditionierung und Behandlung von Abfällen ist es prozeßimmanent oft unvorteilhaft oder unmöglich, Rohabfallströme individuell, d.h. ohne Vermischen mit Abfällen anderer Herkunft, zu behandeln. Querkontaminationen sind bei vielen Abfallbehandlungs- und Konditionierungsprozessen unvermeidlich, weil Behandlungseinrichtungen nicht immer komplett gereinigt werden können, bevor eine neue Charge verarbeitet wird. (2) Abfall-Substitution: Abfälle verschiedener Kategorien sollen untereinander vertauscht oder verrechnet werden.

Die Problematik der Äquivalenz stellt sich zwar in nahezu allen Bereichen der Behandlung und Konditionierung von radioaktiven Abfällen; solange es sich dabei jedoch nur um kleine Mengen von geringer Toxizität handelt (z.B. ohne langlebige Alphastrahler), braucht ihr nur vergleichsweise geringe Aufmerksamkeit geschenkt zu werden. Von besonderer Relevanz ist die Problematik jedoch für diejenigen Abfälle, die bei der Wiederaufarbeitung von abgebrannten Brennelementen aus deutschen Atomkraftwerken bei COGEMA in Frankreich oder bei BNFL in Großbritannien entstehen. Mit Stand Oktober 1993 handelt es sich dabei um etwa 5.260 m³ wärmeentwickelnde und 104.800 m³ nicht-wärmeentwickelnde Abfälle aus den sog. Altverträgen (4.615 t SM bei COGEMA sowie 884 t SM bei BNFL) (BT 1993).

Die Rückführung dieser Abfälle wird durch völkerrechtlich anerkannte Verträge zur Wiederaufarbeitung zwischen den Unternehmen und ihren Kunden geregelt. Danach sollen die Abfälle in die Bundesrepublik zurückgeliefert und hier zwischen- und endgelagert werden. Als Anlagen auf niedersächsischem Gebiet kommen dafür in Betracht:

- die Zwischenlager in Gorleben (Transportbehälterlager - TBL und Abfallager - ALG) oder - bei dezentraler Zwischenlagerung - die AKW-Standorte selbst (Hirsch & Appel 1994) und
- die vom Bund geplanten Endlager Gorleben und Schacht Konrad.

Aufgrund der Abfallbehandlung in den Wiederaufarbeitungsanlagen steht außer Zweifel, daß den Kunden der Wiederaufarbeitungsfirmen nicht die ursprünglich angelieferten (identischen) Radionuklide mit den Abfällen zurückgeliefert werden; beispielsweise werden Rohabfälle verschiedener Kunden gemeinsam gelagert und verarbeitet. Die neuen WA-Musterverträge halten diesen Sachverhalt gleichlautend fest:

„The Reprocessor shall not be required, at any time, to affix any stamp or label attesting the ownership or the origin of the WASTE ¹ STORED on the REPROCESSING SITE or of the RESIDUES ² before they have left the REPROCESSING SITE.“ (COGEMA 1990, Anhang 13).

¹ Bezeichnung für unkonditionierte Abfälle in den Verträgen

² Bezeichnung für konditionierte Abfälle in den Verträgen

Die Grundlagen der Abfallmengenzuweisung an die einzelnen Kunden wird in den Verträgen generell folgendermaßen geregelt:

- Zuteilung von Glas (HAW; wärmeentwickelnd) nach Masse und Abbrand;
- Zuteilung von Hülsen und Strukturteilen (wärmeentwickelnd) nach angeliefertem Gewicht;
- Zuteilung aller anderen Abfälle, deren Menge und Eigenschaften vom Betriebsverhalten der Anlage abhängt und die deshalb nicht eindeutig einem Kunden zugerechnet werden können, „pro rata“, d.h. anteilig der wiederaufgearbeiteten Uran-Mengen.

(Service Agreements, Clause 9 und Appendix 14 laut (GNS 1992))

Detailregelungen zur Präzisierung der Zuteilungssysteme, die auch die Aktivität bestimmter Radioisotope berücksichtigt, werden in sog. Allocation Working Groups bei COGEMA und BNFL erarbeitet. Mit Stand Mai 1993 waren sie für die COGEMA-Abfälle noch in der Diskussion. (GNS 1993)

Die Verträge ermöglichen eine Substitution, d.h. den Austausch äquivalenter Mengen einer Abfallart durch äquivalente Mengen von Abfällen einer anderen Art. In den Neuverträgen mit COGEMA heißt es beispielsweise:

„For practical reasons and if the Company AGREE, WASTE or RESIDUES of one kind may be substituted to an equivalent quantity of another kind ... The criteria for defining such equivalent quantity shall be established by the Reprocessor and, after AGREEMENT with the Company, shall be notified. Such criteria shall be established after consideration of the respective quantities, volumes, heat powers and half lives of the various products and after special consideration of various aspects such as radiotoxic potential.“ (COGEMA 1990, Anhang 13)

Diese Regelung ist rein sachlich auch erforderlich, weil vertragsgemäß den Kunden nur solche Abfälle zurückgeliefert werden, die durch verbindliche Produktspezifikationen beschrieben werden. Tatsächlich werden jedoch nicht alle Abfallströme dergestalt beschrieben. Bei COGEMA wird der Anteil an nicht-spezifizierten schwach- und mittelaktiven Abfällen auf unter 10% geschätzt, bei BNFL hingegen auf etwa 50% (BfK 1993). Diese Abfälle müssen auf jeden Fall durch spezifizierte Abfälle „ersetzt“ werden. Insofern ist hier eine Äquivalenzregelung erforderlich.

Darüber hinaus kann die generelle Substitutions-Klausel der Wiederaufarbeitungsverträge auch als Grundlage für den Austausch von Abfällen sehr unterschiedlicher Kategorien dienen (Abfall-Substitution, umgangssprachlich „Curie-Swap“ genannt). Ein Beispiel dafür ist die Erwägung von BNFL, ihren nicht-britischen Kunden anstelle der großvolumigen schwach- und mittelaktiven Abfälle eine äquivalente Menge verglasten hochaktiven Abfalls zurückzugeben (RWMAC 1992).

Auf dem Erörterungstermin für das geplante Endlager Schacht Konrad wurde seitens der EinwenderInnen dieser Punkt vorgebracht und die Diskussion insofern zunächst beendet,

als die Position der Bundesregierung lautet: „Sollte BNFL deutschen Kunden tatsächlich ein Angebot zum Tausch von Abfällen unterbreiten und wären die Kunden bereit, auf das Angebot einzugehen, wäre ... die vorherige Zustimmung der Bundesregierung einzuholen. Aus heutiger Sicht würde die Bundesregierung einem etwaigen Abfalltausch nicht zustimmen.“ (EÖT 1992, S. 7-24)

Positionen von heute müssen jedoch nicht unbedingt gleich denen von morgen sein; auch in der Politik gibt es so etwas wie ein Äquivalenzprinzip. Im jüngsten Strategiepapier der Europäischen Kommission zur Entsorgung radioaktiver Abfälle in den Staaten der Gemeinschaft wird beispielsweise angeregt, Äquivalenzkonzepte für radioaktive Abfälle - auch aus der Wiederaufarbeitung - zu entwickeln, weil die „strikte Durchsetzung einer Politik zur Rückführung sämtlicher Abfälle ... in ihr Ursprungsland ... technisch unmöglich oder in einigen Fällen auch kontraproduktiv sein (kann). In diesem Fall kann die Rückführung eines `Äquivalentabfalls` denkbar bzw. notwendig sein.“ (BR 1994, S.11).

Daß jedenfalls die Kunden und WAA-Betreiber weiterhin sehr wohl diese Art von Abfalltausch beabsichtigen, zeigt der Entwurf einer Ergänzung zum Wiederaufarbeitungsvertrag zwischen Preußen Elektra (PE) und COGEMA. Dort heißt es: „The volume of the residues to be returned to the customer will be less than 0.5 m³/t HM and consist of vitrified and/or compacted residues ... Should PE not accept the said offer, the volume will be less than 1 m³/t HM.“ (COGEMA 1994) Angesichts der Tatsache, daß in La Hague pro Tonne wiederaufgearbeitetem Brennstoff etwa 15 m³ Abfälle entstehen, kann den diskutierten Mengen nur ein Abfalltausch MAW/LAW gegen HAW zugrundeliegen.³

Unabhängig davon, ob es in der Zukunft zu einem Austausch dieser Art kommen wird oder nicht, sind auf jeden Fall - wie oben dargelegt - Betrachtungen erforderlich für diejenigen nicht-spezifizierten Abfälle, die in spezifizierte getauscht werden sollen.

1.2 Aufgabenstellung und Zielsetzung

Hinsichtlich eines konkreten Regelungsbedarfs für die zurückzuführenden WAA-Abfälle besteht Dissens. Das Bundesamt für Strahlenschutz vertrat auf dem Erörterungstermin zu Schacht Konrad die Rechtsauffassung, daß nach § 9a Atomgesetz deutsche Atommüllendlager beliebige Abfälle aufnehmen können, sofern sie den Endlagerungsbedingungen entsprechen und deutschen Eigentümern zugerechnet werden können. In der Sitzung des Ausschusses für Rechtsfragen des Beirates für Fragen des Kernenergieausstiegs (BfK) am 28. September 1993 wurde hingegen festgestellt, daß ein Export von radioaktiven Reststoffen bzw. Abfällen und ein Reimport von Äquivalenten nach § 9a Atomgesetz nur dann möglich ist, wenn beide Stoffmengen ein gleiches Gefährdungspotential aufweisen. Das Niedersächsische Umweltministerium als Genehmigungsbehörde für die von der Bundesregierung

³ Inwieweit dadurch gegen das im Dezember 1991 verabschiedete französische Gesetz, das eine längerfristige Lagerung importierter radioaktiver Abfälle in Frankreich verbietet, verstoßen wird, kann hier nicht beurteilt werden.

geplanten Endlager habe dabei die fachliche Frage zu bewerten, welche Vergleichskriterien ein gleiches Gefährdungspotential zuverlässig sicherstellen.

Einheitliche und verbindliche Regelungen zur Bestimmung der Äquivalenz von radioaktiven Abfällen existieren bisher weder auf nationaler noch auf internationaler Ebene. Es gibt lediglich Konzepte für bestimmte Arten von radioaktiven Stoffen und Abfällen. So enthält beispielsweise die Richtlinie des BMU „zur Kontrolle radioaktiver Abfälle mit vernachlässigbarer Wärmeentwicklung, die nicht an eine Landessammelstelle abgeliefert werden“ zwar als „Anhaltspunkt“ eine Regelung für die Vergleichbarkeit von Abfallarten und -mengen; sie basiert jedoch auf dem Störfallrisiko für das geplante Endlager Schacht Konrad und ist bisher nur für Kraftwerksbetriebsabfälle angewendet worden.

Auf einer gemeinsamen Sitzung der Ausschüsse „Entsorgungskonzept“ und „Strahlenschutz“ des BfK am 06.12.1993 wurde deshalb empfohlen, einen Gutachtensauftrag zu vergeben, um zu ermitteln, wie Äquivalenzmaßstäbe für radioaktive Abfälle zu definieren sind, damit ein gleiches Gefährdungspotential bei Reimport von Abfällen bzw. Reststoffen sichergestellt werden kann. Ein Teil des Gutachtens sollte auflisten, welche Konzepte bereits vorhanden sind und davon ausgehend einen Kriterienkatalog entwickeln, der die Beurteilung eines gleichen Gefährdungspotentials ermöglicht. Besonders berücksichtigt werden sollten dabei die Aspekte chemische Beschaffenheit der Stoffe und Langzeitwirkungen. In einem weiteren Teil sollte untersucht werden, welche konkreten Auswirkungen sich bei der Anwendung des Kriterienkataloges insbesondere für die Abfälle aus der Wiederaufarbeitung im Ausland ergeben. (BfK 1993)

Ende Mai 1994 erteilte daraufhin das NMU einen, verglichen mit der oben genannten Empfehlung eingeschränkten, Beratungsauftrag „Äquivalenzprinzip“, der einen Teil des ursprünglich vorgesehenen Gutachteninhalts umfaßt. Dieser Beratungsauftrag hat zwei Ziele:

- Zum einen soll untersucht werden, welche Bereiche und Ebenen für die Definition von Äquivalenz unter dem Blickwinkel „Gefährdungspotential von radioaktiven Abfällen“ berücksichtigt werden müssen und wie sie sich durch Kriterien (Beurteilungsfelder) beschreiben lassen. Dem Bereich Langzeitsicherheit bei der Endlagerung soll dabei besonderes Gewicht beigemessen werden.
- Zum zweiten sollen bereits vorliegende Konzepte zur Bestimmung der Äquivalenz von radioaktiven Abfällen dargestellt, analysiert und bewertet werden.

Das Ergebnis dieses Beratungsauftrags wird hiermit vorgelegt.

1.3 Erfordernis weiterer Arbeitsschritte

Die in Kapitel 2 des vorliegenden Beratungsauftrages entwickelten Kriterien allein erlauben noch keine zuverlässige Beurteilung, ob ein äquivalentes Gefährdungspotential vorliegt. Dies kann nur durch ein Zusammenfügen der Kriterien geleistet werden. In weiteren Ar-

beitsschritten wird es also erforderlich sein, sie in geeigneter Weise miteinander zu verknüpfen und in einem Gesamt-Bewertungskonzept zusammenzuführen. Erst dann kann die grundlegende Frage - woran es sich „messen“ und beurteilen läßt, ob unterschiedliche radioaktive Abfälle ein gleiches Gefährdungspotential aufweisen oder nicht - beantwortet werden.

Eine grundlegende Voraussetzung für die Entwicklung eines solchen Bewertungssystems ist die Untersuchung, welche Informationen zu den in den Abfällen enthaltenen Stoffen tatsächlich vorliegen bzw. relativ leicht beschaffbar sind. Dies kann auch zu der Festlegung führen, welche - gemessen an den Spezifikationen oder Dokumentationen der Abfälle - zusätzlichen Auflagen erforderlich sein müssen, um die Erfüllung der Äquivalenzkriterien zu gewährleisten.

1.4 Anwendungsmöglichkeiten

Obwohl die Kriterien bisher isoliert stehen, können sie doch bereits angewandt werden, und zwar zur Überprüfung und Bewertung vorliegender Konzepte zur Bestimmung der Äquivalenz von verschiedenen radioaktiven Abfällen. Dies ist in Kapitel 3 des vorliegenden Beratungsauftrages geschehen.

2. Entwicklung von Äquivalenzkriterien

2.1 Problemstellung und Begriffsdefinition

Äquivalenz bedeutet Gleichwertigkeit. Der Begriff darf jedoch sinnvoll nur im Kontext verwendet werden oder nachdem definiert worden ist, unter welchem Aspekt etwas gleichwertig sein soll. Ein einfaches Beispiel aus der anorganischen Chemie mag dies illustrieren:

Gleiche Volumina einer 2-molaren Natriumhydroxid-Lösung und einer 1-molaren Schwefelsäurelösung sind äquivalent bezüglich der „Normalität“, weil beide Lösungen jeweils die gleiche Menge Gramm-Äquivalente von H_3O^+ - bzw. OH^- -Ionen enthalten und sich entsprechend neutralisieren können. Hinsichtlich der Molarität sind sie jedoch nicht äquivalent. Gleiche Volumina einer 1-molaren NaOH- und einer 1-molaren HCl-Lösung sind hingegen sowohl äquimolar als auch äquinormal.

Im vorliegenden Fall geht es um die Äquivalenz von radioaktiven Abfällen hinsichtlich ihres Gefährdungspotentials. Deshalb ist sowohl der Begriff „Gefährdungspotential“ zu definieren als auch festzulegen, welche Abfälle oder Reststoffe miteinander verglichen werden sollen.

Unter dem Gefährdungspotential von radioaktiven Abfällen verstehen wir zunächst die Fähigkeit der in ihnen enthaltenen Stoffe, auf ein Schutzgut verletzend, beeinträchtigend oder schädigend zu wirken.⁴ Grundsätzlich lassen sich drei unterschiedliche Ansätze zur Beschreibung der Äquivalenz hinsichtlich einer Schutzgutgefährdung unterscheiden:

1. Gefährdungspotential (potentielle Schutzgutgefährdung)

Die Betrachtung wird eng begrenzt auf das in den Abfällen enthaltene Potential zur Gefährdung. Freisetzungs- und Ausbreitungsmöglichkeiten werden nicht berücksichtigt; betroffene Schutzgüter können berücksichtigt werden. Ein Beispiel für diesen Ansatz ist das Toxizitätspotential einer gegebenen Menge radioaktiven Stoffes, z.B. in Form der „effektiven Ingestionstoxizität“: Es wird berechnet, welche effektive Ingestiondosis entstünde, wenn die gesamte Menge über Ingestion in den menschlichen Körper aufgenommen würde (Niederer 1987).

2. Gefährdungspotential unter Berücksichtigung von Stoffeigenschaften

Inwieweit die in den Abfällen enthaltenen Stoffe auf Schutzgüter gefährdend wirken können, hängt nicht nur von ihren Wirkeigenschaften (z.B. Radiotoxizität, Chemo-toxizität) ab, sondern auch von ihren Ausbreitungseigenschaften wie z.B. Löslichkeit und Flüchtigkeit bzw. ihren Verbindungsformen.

3. Potentielle Gefährdung (tatsächliche Schutzgutgefährdung)

Eine tatsächliche Gefährdung potentiell betroffener Schutzgüter tritt nur dann ein, wenn die gefährdenden Stoffe mit dem betroffenen Schutzgut in Kontakt kommen, d.h. die tatsächliche Gefährdung bedingt die Freisetzung der Stoffe aus den Abfällen

⁴ Der Begriff Gefährdungspotential wird in der juristischen Fachliteratur nicht näher definiert, im Gegensatz zu den Begriffen Gefahr oder Umweltgefährlichkeit beispielsweise.

und ihren Transport zum Schutzgut. Die Freisetzungsmöglichkeiten sind abhängig von der Art des „Umgangs“; z.B. wird bei Unfällen in Rechnung gestellt, daß nur Anteile des Inventars freigesetzt werden, weil Behälter oder Fixierungsmaterialien die freisetzbare Aktivität begrenzen. Die Geschwindigkeit des Stofftransports ist abhängig von den stoffspezifischen Ausbreitungseigenschaften und den standortspezifischen Bedingungen.

Wir legen der nachfolgenden Entwicklung von Äquivalenzkriterien den Ansatz (2) „Gefährdungspotential unter Berücksichtigung von Stoffeigenschaften“ zugrunde. Ansatz (1) ist sehr eng begrenzt auf die Wirkungsgröße Radiotoxizität und von daher hier nicht umfassend genug. Ansatz (3) hingegen bedeutet eine Einschränkung des Begriffs Gefährdungspotential, weil er bei konsequenter Anwendung dazu führt, daß letztendlich alle Abfälle angenommen werden können, sofern sie den Vorschriften und Endlagerungsbedingungen entsprechen. Eine Berücksichtigung von technischen Barrieren wäre im übrigen auch nicht sachgerecht, da es für die längerfristige oberirdische Zwischenlagerung von radioaktiven Abfällen noch keine ausreichenden praktischen Erfahrungen gibt und für die Endlagerung diese Barrieren nicht relevant sind.

In einem Bereich allerdings weichen wir vom gewählten Ansatz ab: Bei allen Umgangsphasen, in denen mit intakten und vorschriftsmäßig verpackten Abfällen umgegangen wird, kommt nur ein begrenzter Teil des Gefährdungspotentials zum Tragen, nämlich die durch Vorschriften begrenzte Direktstrahlung der Abfallgebinde. Dieser Teil des Umgangs wird deshalb unter dem Blickwinkel von Ansatz (3) betrachtet.

Um Abfälle hinsichtlich ihres Gefährdungspotentials vergleichen zu können, bedarf es einer Bezugsgröße bzw. eines Vergleichsabfalls. Es ist nicht die Aufgabe des vorliegenden Beratungsauftrages, diese Frage zu klären. Wegen der grundsätzlichen Bedeutung weisen wir aber darauf hin, daß hier prinzipiell zwei Möglichkeiten bestehen, von denen die erste bevorzugt in Erwägung gezogen werden sollte:

(1) Bezugsgröße abgebrannte Brennelemente:

Als zu vergleichende Stoffe werden die (exportierten) abgebrannten Brennelemente und die zurückgeführten Abfälle bestimmt. In Bezug auf das Gefährdungspotential der Abfälle ist dabei folgendes zu bedenken: Zwar ist es gerade Aufgabe der Wiederaufarbeitung, Uran und Plutonium - also Stoffe mit einem großen Gefährdungspotential - möglichst vollständig abzutrennen, so daß sie in den Abfällen nur noch zu einem Bruchteil enthalten sind. Andererseits ist es nach gegenwärtigem Kenntnisstand relativ wahrscheinlich, daß das Uranprodukt mangels fehlender wirtschaftlicher Verwendungsmöglichkeiten ebenfalls zu Abfall werden wird (VDEW 1989). Dies gilt auch für Plutonium, wenn es nicht zu Mischoxidbrennstoff verarbeitet, sondern - wie auch von Mitgliedern des Beirats für Fragen des Kernenergieausstiegs gefordert (Hirsch & Appel 1994) - als gefährlicher Abfall betrachtet wird, der möglichst schnell möglichst endgültig der Biosphäre entzogen werden muß. Sofern Plutonium und Uran verwertet worden sind, müssen sie aus der Bilanz auf der Abfallseite abgezogen werden. - Bei der Wiederaufarbeitung werden erhebliche Aktivitäten ins Meer oder in die

Atmosphäre abgeleitet, die dann entsprechend in den Abfällen „fehlen“. - Es kommen weitere Abfälle zurück, die während des Betriebes, nach Reparaturarbeiten und nach Stilllegung der WAA anfallen. - Abgesehen davon unterscheiden sich abgebrannte Brennelemente und die bei der Wiederaufarbeitung entstehenden Abfälle auch in der chemischen Form, in der die Radionuklide vorliegen, und im Vorhandensein zusätzlicher chemisch toxischer Stoffe in den Abfällen aufgrund der Konditionierung.

Grundlegende Voraussetzungen für die Anwendung dieser Bezugsgröße sind zum einen die Erfüllung spezieller Anforderungen an die Spezifikation und Dokumentation, insbesondere der entstehenden Abfälle, und zum anderen eine vollständige Bilanzierung. Darüber hinaus müßte untersucht werden, ob das System der Zuteilung von WAA-Abfällen an die Kunden überhaupt diese Art von Äquivalenz sicherstellt. Nur dann können exportierte Reststoffe oder Abfälle und reimportierte Abfälle hinsichtlich ihrer Äquivalenz beurteilt werden.

(2) Bezugsgröße Vergleichsabfall:

Die zurückgelieferten Abfälle werden miteinander verglichen. Dazu ist die Prüfung erforderlich, ob sich ein solcher „Referenzabfall“ definieren läßt und welche Abfallsorte ggfs. die Voraussetzungen erfüllt, als Referenzabfall zu dienen.

2.2 Anforderungen an die Ableitung von Äquivalenzkriterien

Das Gefährdungspotential von radioaktiven Abfällen läßt sich nicht durch eine einfache, allgemein verbindliche Formel beschreiben. Eine Gefährdung von Schutzgütern ist vielmehr bestimmt durch folgende Faktoren:

- Schutzgüter, die von der Schadwirkung betroffen sind (sie ergeben sich aus den gesetzlichen Bestimmungen);
- Schädigende oder beeinträchtigende Eigenschaften der in den Abfällen enthaltenen Stoffe (z.B. Chemotoxizität, Radiotoxizität);
- Freisetzungsmöglichkeiten der in den Abfällen enthaltenen Stoffe. Sie sind abhängig von den Umgangsphasen;
- Ausbreitungsmöglichkeiten der in den Abfällen enthaltenen Stoffe. Sie sind abhängig von
 - den Ausbreitungseigenschaften der beteiligten Stoffe und
 - den Transportmedien, die an den einzelnen Umgangsphasen beteiligt sind;
- Menge und Volumina der gehandhabten Stoffe.

Da die Äquivalenzkriterien standortunabhängig definiert werden müssen, sind standort-spezifische Ausbreitungsbedingungen nicht zu betrachten.

Für die Entwicklung von Kriterien zur Beschreibung des Gefährdungspotentials werden lediglich Aspekte von Sicherheit und Technik berücksichtigt. Ökonomische Gesichtspunkte⁵ oder Aspekte der öffentlichen Akzeptanz⁶ bleiben trotz ihrer Bedeutung unbeachtet.

Folgende Anforderungen müssen demnach an die Ableitung von Äquivalenzkriterien gestellt werden:

- Berücksichtigung der verschiedenen Phasen des Umgangs mit radioaktiven Abfällen;
- Berücksichtigung derjenigen Schutzgüter und Ausbreitungsmöglichkeiten für Stoffe, die die Gefährdung entscheidend bestimmen.

Darüber hinaus müssen die Kriterien

- anwendbar sein auf die Abfälle, die aus der Wiederaufarbeitung in die Bundesrepublik zurückgeliefert werden;
- auf die Verfügbarkeit von Informationen abgestellt sein.

Im folgenden werden zunächst die einzelnen Ebenen, die die Gefährdung der radioaktiven Abfälle bestimmen, näher betrachtet. Dabei werden Wirk- und Ausbreitungseigenschaften gemeinsam im Abschnitt „Gefährdungsmerkmale“ behandelt. Anschließend daran werden die Betrachtungsebenen miteinander verknüpft und es wird untersucht, durch welche Kriterien sich die daraus ergebenden Felder beschreiben lassen.

2.3 Die Betrachtungsebenen

2.3.1 Schutzgüter

Nach § 1 Atomgesetz sollen „Leben, Gesundheit und Sachgüter“ vor der schädigenden Wirkung ionisierender Strahlung geschützt werden. Neben Menschen und Sachgütern müssen jedoch weitere Schutzgüter vor der Schädigung oder Beeinträchtigung durch radioaktive Abfälle geschützt werden. Dazu zählen insbesondere die in den für den Schutz der Umwelt maßgeblichen gesetzlichen Vorschriften ausdrücklich als schützenswert benannten Schutzgüter wie

- Grund- und Oberflächenwasser (Wasserhaushaltsgesetz)

⁵ Anmerkung zur ökonomischen Seite: BNFL möchte ihren nicht-britischen Kunden anstelle der großvolumigen schwach- und mittelaktiven Abfälle (LAW und MAW) eine äquivalente Menge verglasten hochaktiven Abfalls zurückzugeben. Insbesondere der MAW sei „für die Kunden besonders problematisch“ aufgrund des beträchtlichen Volumens, das pro Tonne wiederaufgearbeitetem Kernbrennstoff entsteht und wegen des hohen Aktivitätsgehaltes, der eine Transportverpackung vom Typ B verlangt. Dies konfrontiere die Kunden mit höheren Kosten, verglichen mit verglastem HAW: „Indeed the transport cost for the return of ILW [= MAW; d.V.] per tonne of fuel reprocessed would be nearly 80% of the transport costs of the original fuel.“ (RWMAC 1992, para 10.2)

⁶ Der Versuch, soziologische Aspekte beim Vergleich verschiedener Abfälle zu berücksichtigen, wird in Anhang I beschrieben.

- Leistungsfähigkeit des Naturhaushaltes, Nutzungsfähigkeit der Naturgüter, Pflanzen- und Tierwelt sowie die Vielfalt, Eigenart und Schönheit von Natur und Landschaft (Naturschutzgesetz)
- Tiere und Pflanzen, Boden, Wasser, Luft, Klima und Landschaft (Gesetz zur Umweltverträglichkeitsprüfung).

Wir halten grundsätzlich alle genannten Schutzgüter für betrachtenswert, berücksichtigen im folgenden jedoch nur die Schutzgüter Mensch und Grundwasser⁷. Es handelt sich dabei um eine Beschränkung aus Gründen der Praktikabilität, die sich durch methodische und generelle Überlegungen zwar untermauern, aber nicht gänzlich befriedigend begründen läßt:

(1) Wie die Verknüpfung der in Kapitel 2.3.3 identifizierten Umgangsphasen mit den oben genannten schützenswerten Gütern zeigt, können die Schutzgüter Mensch und Grundwasser direkt, d.h. nicht über ein Umweltmedium als Transportmedium, beeinträchtigt werden, auch ohne daß es zu Unfällen kommt:

- Das Schutzgut Mensch beim unfallfreien Umgang⁸;
- das Schutzgut Grundwasser in der Nachbetriebsphase eines Endlagers.

(2) Der Mensch (menschliches Leben und Gesundheit) ist unbestritten das oberste biotische Schutzgut in unserer Gesellschaft; insofern ist eine weitere Rechtfertigung seiner Berücksichtigung nicht erforderlich. Hinsichtlich der Einwirkung ionisierender Strahlung sind Grenzwerte zu seinem Schutz festgelegt, die das Eintreten von Schäden entweder verhindern oder - wie hier im Bereich niedriger Dosen - begrenzen sollen. Das gilt auch für eine Reihe von chemisch-toxisch wirkenden Stoffen.

(3) Grundwasser ist insofern von herausragender Bedeutung, als es - unabhängig von seiner Nutzung durch den Menschen - eindeutig dem Schutz des Wasserhaushaltsgesetzes unterliegt. Der sog. Besorgnisgrundsatz des § 34 Abs. 2 WHG stellt einen äußerst strengen Maßstab dar. Er gebietet nach einer Entscheidung des Bundesverwaltungsgerichts, „jeder auch noch so wenig naheliegenden Wahrscheinlichkeit der Verunreinigung des besonders schutzwürdigen und schutzbedürftigen Grundwassers vorzubeugen. Eine schädliche Verunreinigung des Grundwassers oder eine sonstige nachteilige Veränderung seiner Eigenschaften sei immer schon dann zu besorgen, wenn die Möglichkeit eines entsprechenden Schadenseintritts nach den gegebenen Umständen und im Rahmen einer sachlich vertretbaren, auf konkreten Feststellungen beruhenden Prognose nicht von der Hand zu weisen ist.“ (Lühr & Staupe 1986)

Weiterhin ist Grundwasser in der Nachbetriebsphase eines Endlagers im tiefen geologischen Untergrund das mit Abstand wichtigste Transportmedium für Stoffe aus dem Endlager in die Biosphäre und damit in die Schutzgüter Boden und Oberflächenwasser. Oberflä-

⁷ Wir halten es durchaus für wünschenswert, daß in späteren Arbeitsschritten auch die hier nicht berücksichtigten Schutzgüter in die Betrachtung einbezogen werden.

⁸ Es werden zwar auch Stoffe beim unfallfreien Umgang an die Luft abgegeben; wegen der geringen Freisetzen aus intakten Abfallbinden ist eine Beeinträchtigung der Luft als Schutzgut zu vernachlässigen.

chennahes Grundwasser wird auch in vielfältiger Weise vom Menschen genutzt und bildet für Tiere und Pflanzen eine wesentliche Lebensgrundlage.

(4) Pflanzen, Tiere und ihre Gemeinschaften sind ebenso wie Menschen von den potentiell schädigenden Auswirkungen, z.B. der ionisierenden Strahlung, betroffen. Da jedoch bis auf Ausnahmen die Kenntnisse über die Auswirkungen (zwangsläufig) nur sehr begrenzt sind und geeignete Systeme zur Bewertung der Auswirkungen fehlen, bleiben sie unberücksichtigt.

(5) Durch die Berücksichtigung der Auswirkungen von radioaktiven Abfällen auf das Schutzgut Grundwasser wird das Prinzip der Schadensvorsorge (oder das Minimierungsgebot der Strahlenschutzverordnung) teilweise auch für andere abiotische Schutzgüter eingehalten: Beim oberirdischen Umgang für das Medium Boden, in der Nachbetriebsphase eines Endlagers für Boden und Oberflächenwasser. Dies gilt auch für Pflanzen, Tiere und ihre Gemeinschaften in der Nachbetriebsphase eines Endlagers.

2.3.2 Gefährdungsmerkmale

Radioaktive Abfälle, die zur Zwischen- oder Endlagerung konditioniert sind, enthalten zahlreiche Radionuklide mit unterschiedlichen Eigenschaften (vergl. Tabelle 1). Daneben enthalten sie große Massen an nichtradioaktiven Materialien, die chemotoxische Stoffe in kleinen Mengen enthalten oder selbst chemotoxische Stoffe darstellen.

Es sind diejenigen Eigenschaften von Stoffen in den radioaktiven Abfällen zu ermitteln, die direkt oder indirekt zu einer Beeinträchtigung und Gefährdung von Schutzgütern führen. Bei der Bewertung von Altlasten (Niclauss et al. 1989) werden diese Stoffeigenschaften mit dem Begriff „Gefährdungsmerkmale“ bezeichnet, der hier übernommen werden soll. Neben den physikalisch/chemischen und/oder radiologischen Eigenschaften gehören dazu solche, die das physiologische und ökologische Verhalten bestimmen sowie human- und ökotoxische Eigenschaften. Diese Eigenschaften lassen sich grob unterscheiden in Wirkeigenschaften (z.B. Radiotoxizität oder Veränderung der natürlichen Grundwasserzusammensetzung), die die Wirkung auf Schutzgüter oder - allgemein - die Umgebung beschreiben, und Eigenschaften, die das Freisetzungs- und Ausbreitungsverhalten bestimmen.

Tabelle 1: Relevante Radionuklide in radioaktiven Abfällen und einige ihrer radiologischen Charakteristika

Radionuklid	Bedeutung	Halbwertszeit	Zerfallsart
H 3	S N	12,3 a	β^-
C 14	S N L a	5700 a	β^-
Na 22	S	2,6 a	β^+
Cl 36	S L	3E5 a	β^-
Ca 41	L	1E5 a	EC
Co 60	S N	5,3 a	β^-
Ni 59	L a	7,6 E4 a	EC
Ni 63	b	99,6 a	β^-
Se 79	S L a b	$\leq 6,5E4$ a	β^-
Rb 87	S L a b	4,8E10 a	β^-
Sr 90	S N a b	28,8 a	β^-
Zr 93	L a b	1,5E6 a	β^-
Nb 94	S L b	2E4 a	β^-
Mo 93	L a b	3500 a	EC
Tc 99	L a b	2,1E5 a	β^-
Ru 106	N	1,02 a	β^-
Pd 107	L a b	6,5E6 a	β^-
Ag 108m	S	1,27E2 a	EC, IZ
Cd 113m	S	14,6 a	β^-
Sn 126	S L a b	$\approx 1E5$ a	β^-
Sb 125	N	2,7 a	β^-
I 125	S	60 d	β^-
I 129	S N L a b	1,6E7 a	β^-
Cs 134	N	2 a	β^-
Cs 135	L a b	2,3E6 a	β^-
Cs 137	S a b	30,3 a	β^-
Sm 147	a b	1E11 a	α
Sm 151	b	90 a	β^-
Eu 152	S	13,33 a	β^+
Eu 154	b	8,59 a	β^-
Pb 210	S L a	22,3 s	β^-
Rn 222	N	3,8 d	α
Ra 226	S N L a b	1600 a	α
Ra 228	S	5,75 a	β^-
Ac 227	S L a	21,8 a	β^- , α
Th 228	S	1,9 a	α
Th 229	L a b	7686 a	α
Th 230	L a b	1,5E4 a	α
Th 232	S L a b	1,4E10 a	α
Pa 231	S L a b	3,3E4 a	α
U 232	S b	69,9 a	α
U 233	L a b	1,6E5 a	α
U 234	L a b	2,5E5 a	α
U 235	L a b	7E8 a	α

Radionuklid	Bedeutung	Halbwertszeit	Zerfallsart
U 236	L a b	2,5E7 a	α
U 238	L a b	4,5E9 a	α
Np 237	S L a b	2,1E6 a	α
Pu 238	N L b	87,8	α
Pu 239	S N L a b	2,4E4 a	α
Pu 240	N L a b	6500 a	SF, α
Pu 241	L b	14,3 a	β^-
Pu 242	a b	3,7E5 a	SF, α
Pu 244	a b	8,1E7 a	SF, α
Am 241	S N L a b	432 a	α
Am 242m	S	1,41E2 a	IZ
Am 243	S a b	7360 a	α
Cm 244	N	18,1 a	SF, α
Cm 245	S a b	8500 a	α
Cm 246	S b	4750 a	α
Cm 247	a	1,6E7 a	α
Cm 248	S a	3,4E5 a	SF, α

Anmerkungen:

Spalte 1+2: Die Radionuklide wurden aus mehreren Nuklidlisten zusammengestellt, um eine möglichst umfassende Aufstellung zu erhalten:

- Planunterlagen Schacht Konrad (BfS 1990): Sicherheitsanalysen für Störfälle, bestimmungsgemäßen Betrieb und Nachbetriebsphase;
- Projekt Sicherheitsstudien Entsorgung (PSE 1985): Diejenigen Radionuklide in einem Endlager, die - unter Berücksichtigung der physikalischen Halbwertszeit, der Wanderungsgeschwindigkeit des Grundwassers und der Sorptionseigenschaften der wasserführenden geologischen Formationen - einen relevanten Beitrag zur Kontamination des oberflächennahen Grundwassers liefern;
- PAGIS (1988): Für die Endlagerung in verschiedenen Gesteinen (Ton, Granit und Salz) relevante Radionuklide.

S = Konrad Störfälle (Leitnuklide)

N = Konrad bestimmungsgemäßer Betrieb

L = Konrad Nachbetriebsphase

a = PSE 1985

b = PAGIS 1988

Spalte 3: Quelle: Nuklidkarte, Straßburg 1992; a = Jahre, d = Tage

Spalte 4: es sind nicht sämtliche Zerfallsarten aufgeführt;

EC = K-Einfang; SF = Spontanspaltung; IZ = Isomerenzerfall

Wir betrachten folgende Gefährdungsmerkmale, die für radioaktive Abfälle von besonderer Wichtigkeit sind:

- Gesundheitsgefährdung durch Radionuklide
- Gesundheitsgefährdung durch chemisch toxische Stoffe
- Radioaktiver Zerfall
- Abbauverhalten von Chemikalien
- Aufbau von Tochterprodukten
- Spaltbarkeit
- Wärmeabgabe
- Veränderung der natürlichen Grundwassertemperatur
- Veränderung der natürlichen Grundwasserzusammensetzung
- Freisetzbarkeit in die Atmosphäre
- Wasserlöslichkeit
- Verhalten in der Geosphäre
- Verhalten in der Biosphäre.

Im folgenden werden diese Gefährdungsmerkmale näher charakterisiert; dabei wird gleichzeitig geprüft, ob sie bei der Ableitung der Äquivalenzkriterien berücksichtigt werden können oder müssen. Wenn Gefährdungsmerkmale für die weitere Betrachtung nicht mehr infrage kommen, wird dies vermerkt.

- Gesundheitsgefährdung durch Radionuklide

Radiologische Giftigkeit (Radiotoxizität). Bei der Umwandlung von instabilen Atomkernen wird energiereiche ionisierende Strahlung emittiert, die nach einer Einwirkung auf Lebewesen zu Veränderungen auf zellulärer Ebene führen kann. Dabei kann bereits ein einziges Trefferereignis eine Veränderung der Erbinformationen auslösen. Im hier interessierenden Bereich niedriger Dosen stehen genetische Mutationen (Änderungen der Erbeigenschaften) und Krebs im Zentrum der Aufmerksamkeit. Es handelt sich dabei um sog. stochastische Effekte, deren Eintretenswahrscheinlichkeit von der Höhe der Dosis abhängt und für die kein Schwellenwert existiert. Hinsichtlich des Effektes Auslösung von Mißbildungen (Teratogenität) ist die Existenz eines Schwellenwertes umstritten.

Die Höhe der Dosis und die Wirkung einer Bestrahlung wird bestimmt durch zahlreiche Faktoren. Dazu gehören Strahlungsart, Aufnahmeweg, Verhalten im menschlichen Körper und Strahlenempfindlichkeit von Organen sowie die Merkmale der bestrahlten Personen selbst.

Die Strahlungsart ist eine charakteristische Eigenschaft jedes Radionuklids. Alpha-, Beta-, Gamma- oder Neutronenstrahlung haben aufgrund ihrer unterschiedlichen Strahlungsenergie und elektrischen Ladung eine quantitativ unterschiedliche biologische Wirksamkeit. Dies wird bei der Bestimmung der biologisch wirksamen Dosis, der Äquivalentdosis, durch einen

Qualitätsfaktor berücksichtigt⁹. Die unterschiedlichen „Reichweiten“ der einzelnen Strahlenarten führen dazu, daß z.B. Alphastrahler erst nach Aufnahme in den menschlichen Körper wirksam werden, während Gammastrahler bereits beim unfallfreien Umgang mit konditionierten Abfällen beachtet werden müssen.

Das physiologische und metabolische Verhalten der jeweiligen Radionuklide im menschlichen Körper wird entscheidend dadurch beeinflußt, inwieweit sie am Stoffwechselgeschehen der Zelle beteiligt sind. Die Prozesse der Aufnahme, Ausscheidung und Anreicherung sowie der Verteilung sind elementspezifisch; bekannte Beispiele sind Radiojod, das gut vom Körper aufgenommen wird und sich in der Schilddrüse konzentriert (die gleichzeitig auch ein sehr strahlenempfindliches Organ darstellt), oder Plutonium und andere Aktiniden, die bevorzugt in Knochen, Leber und Lymphknoten wandern und nur sehr langsam wieder ausgeschieden werden.

Innerhalb einer Bevölkerung existieren zahlreiche Individuen, die zu Risikogruppen gehören. Neben Menschen, die aufgrund ihrer Tätigkeit besonderen Belastungen ausgesetzt sind, zählen dazu sog. strahlenbiologische Risikogruppen, die bei gleicher Dosis erhöhte Strahleneffekte aufweisen (insbes. Embryonen und Feten) und/oder physiologische Risikogruppen, die bei gleichem Nuklidangebot eine höhere Dosis erhalten (z.B. infolge von Stoffwechselschädigungen, aber insbesondere auch Kinder im Vergleich zu Erwachsenen).

- Gesundheitsgefährdung durch chemisch toxische Stoffe

Chemotoxizität. Die Wirkung chemisch toxischer Stoffe umfaßt ein breites Spektrum: Sie können krebserzeugend, mutagen, teratogen, akut und chronisch giftig, ätzend und reizend auf Menschen wirken. Die Giftigkeit eines Stoffes hängt - ebenso wie die Radiotoxizität - von vielen Faktoren ab; z.B. von Dosis (bzw. Konzentration), Aufnahmeweg und chemischer Struktur, vom Verhalten im Körper (metabolische Aktivierung, Verteilung, Akkumulierbarkeit, Persistenz) und den individuellen Merkmalen des betroffenen Organismus.

- Radioaktiver Zerfall

Die Aktivität (Gesamt- oder Einzel-) einer gegebenen Menge radioaktiven Stoffes nimmt im Lauf der Zeit ab, da radioaktive Atomkerne sich direkt oder über radioaktive Zwischenprodukte (Tochernuklide) in stabile Nuklide umwandeln. Der radioaktive Zerfall läßt sich durch statistische Gesetze beschreiben. Nach Ablauf einer Halbwertszeit sind sowohl die Aktivität als auch die Menge eines radioaktiven Stoffes auf den halben Wert abgesunken. Diese Zeitabhängigkeit ist für die oberirdischen Umgangsphasen und in der Nachbetriebsphase eines Endlagers zu beachten. Beim oberirdischen Umgang ist die relativ kurze Halbwertszeit der meisten Gammastrahler relevant, die hauptsächlich für die Direktstrahlung der Abfälle verantwortlich sind. Die durch die kurze Halbwertszeit bedingte hohe Zerfallsrate verursacht eine hohe Direktstrahlung während dieser Umgangsphasen. Für die Nachbetriebs-

⁹ Es sei darauf hingewiesen, daß die Qualitätsfaktoren mit größeren Unsicherheiten verbunden sind (vergl. z.B. Kuni 1994) und eine Zahlenangabe der Äquivalentdosis (in Sievert) insofern nur scheinbar ein exakter Wert ist.

phase des Endlagers sind die Nuklide mit besonders langen Halbwertszeiten von Bedeutung, weil - abgesehen von Tochternukliden - nur solche Radionuklide gefährdend wirken können, die vor Erreichen eines Schutzgutes noch nicht zerfallen sind.

• Abbauverhalten von Chemikalien

Hinsichtlich ihres Abbauverhaltens lassen sich chemisch toxische Stoffe grob in zwei Kategorien unterteilen: Schwermetalle und ihre Verbindungen sind nicht abbaubar; ihre Menge (und damit ihre Toxizität) ist nicht zeitabhängig. Organische Substanzen hingegen sind durch abiotische Einflüsse (z.B. nach UV-Absorption) und biologische Prozesse (insbesondere durch Mikroorganismen) transformierbar. Die dabei entstehenden Metabolite können ebenfalls toxisch wirken. Im Idealfall führt die mikrobielle Transformation zu einem vollständigen Abbau (Mineralisierung). Im Gegensatz zum radioaktiven Zerfall, der durch keinerlei äußere Einflüsse beeinflusst werden kann, ist die Persistenz von Chemikalien keine konstante Stoffgröße, sondern hängt u.a. von den Standorteigenschaften ab. Das Abbauverhalten von Organika wird im folgenden nicht mehr betrachtet, denn für alle zeitlich begrenzten Umgangsphasen ist es ohne Bedeutung, und bei der Endlagerung kann es aufgrund seiner Abhängigkeit von äußeren Bedingungen nicht berücksichtigt werden.

• Aufbau von Tochternukliden

Zahlreiche Radionuklide wandeln sich nicht direkt in stabile Isotope um, sondern sind als Mutter- oder Tochternuklid Glieder einer Zerfallsreihe. Vor allem bei der Betrachtung von sehr langen Zeiträumen müssen deshalb die im Verlauf der Zeit entstehenden Töchter berücksichtigt werden. Beispiele für Zerfallsreihen von Aktiniden, an deren Ende jeweils ein stabiles Isotop steht, sind:

Th 232 → Ra 228 → Th 228 → Rn 220 → Pb 208
U 238 → U 234 → Th 230 → Ra 226 → Rn 222 → Pb 206
U 235 → Pa 231 → Ac 227 → Pb 207
Np 237 → U 233 → Th 229 → Bi 209
Pu 239 → U 235 → → → Pb 207
Pu 240 → U 236 → Th 232 → → Pb 208
Pu 241 → Am 241 → Np 237 → U 233 → Th 229 → Bi 209
Am 241 → Np 237 → → → Bi 209
Am 243 → Pu 239 → U 235 → → → Pb 207
Cm 244 → Pu 240 → U 236 → Th 232 → → Pb 208

Neptunium 237 mit einer Halbwertszeit von 2,1 Millionen Jahren ist ein Beispiel für ein Tochternuklid, das eine sehr viel längere „Lebensdauer“ als seine „Mutter“ (Americium 241, $t_{1/2}=432$ Jahre) aufweist (und zudem auch wesentlich mobiler ist).

- Spaltbarkeit

Für die Spaltbarkeit von Isotopen mit schweren Atomkernen, deren Neutron/Proton-Verhältnis relativ groß ist, sind bezüglich des Gefährdungsmerkmals zwei Punkte relevant, die Spontanspaltung und die Kritikalität.

Ebenso wie radioaktive Isotope in den Abfällen spontan zerfallen, kann auch eine spontane Spaltung ohne äußere Einwirkung auf den Atomkern erfolgen. Die Halbwertszeiten hierfür sind zwar um mehrere Größenordnungen größer als beim Zerfall, dennoch ist auch sie relevant. In den Abfällen sorgt die Spontanspaltung für eine starke Temperaturerhöhung durch die hohe Energiefreisetzung, den Aufbau von radioaktiven Isotopen über lange Zeiträume (auch noch im Endlager durch die entstehenden Spaltprodukte) und die Neutronenabsorption. Die Spontanspaltung sorgt durch die dabei entstehenden Neutronen auch für die Möglichkeit zur Initiierung einer Kettenreaktion. Findet Spontanspaltung im lebenden Gewebe statt, führt dies zur Zerstörung von vielen Molekülen durch die hohe kinetische Energie der Spaltprodukte (Qualitätsfaktor doppelt so hoch wie für α -Teilchen) sowie die außerdem auftretende β -, γ - und Neutronenstrahlung.

Hinsichtlich der Kritikalität sind insbesondere die Isotope U 233, U 235, Pu 239 und Pu 241 relevant, da sie durch thermische Neutronen spaltbar sind. Die Kritikalität beschreibt die Grenze, ab der eine Kettenreaktion in Gang gesetzt werden kann. Dieser Zustand wird beim normalen Umgang mit Abfallgebinden durch verschiedene Maßnahmen (z.B. Begrenzung der Spaltstoffkonzentration, geometrische Anordnung) unterbunden. Er kann jedoch bei Unfällen während der Zwischenlagerung (Veränderung der Geometrie, Zutritt von Wasser als Moderator) und durch Wasserzutritt während der Endlagerung (Moderator) theoretisch erreicht werden. Wird dabei eine Kettenreaktion initiiert, die nicht von selbst abbricht, ist die weitestgehende Folge eine Explosion. Abhängig von der Stärke der Explosion führt dies zu direkten Einwirkungen auf Schutzgüter durch Druck, Temperatur und Direktstrahlung (γ und Neutronen), aber auch zur Freisetzung radioaktiver Isotope aller Art in großem Umfang.

- Wärmeabgabe

Beim radioaktiven Zerfall sowie bei der spontanen Spaltung wird Wärme frei. Diese sorgt zunächst für eine Erwärmung des Abfallgebindes, das seinerseits die Wärme an das umgebende Medium abgibt. Die Höhe der abgegebenen Wärmeleistung bestimmt sich aus dem Aktivitätsinventar sowie der Halbwertszeit, Strahlungsart und Strahlungsenergie der einzelnen Radioisotope. Sie nimmt mit abnehmender Aktivität bzw. zunehmender Abklingzeit ab.

- Veränderung der natürlichen Grundwassertemperatur

Durch die oben beschriebene Wärmeabgabe aus den Abfallgebinden wird im Endlager das umgebende Gestein erwärmt. Durch die Wärmeleitfähigkeit des Gesteins erfolgt auch ein Wärmeeintrag in das Grundwasser, das sich in oder über der Endlagerformation befindet. Die Temperatur des Grundwassers wird also erhöht. Dies kann als eine nachteilige Veränderung seiner Eigenschaften im Sinne des § 34 Abs. 2 WHG gewertet werden.

- Veränderung der natürlichen Grundwasserzusammensetzung

Eine schädliche Verunreinigung des Grundwassers im Sinne des § 34 Abs. 2 WHG kann durch Stoffeintrag erfolgen.

Im Verlauf der Endlagerung werden, hauptsächlich durch Zutritt von Wasser, aus den Abfallgebinden Radionuklide und andere Stoffe in das Grundwasser freigesetzt. Damit erfolgt ein Stoffeintrag in das Grundwasser, wodurch das Schutzgut Grundwasser in seiner Zusammensetzung verändert werden kann. Von einer nachteiligen Veränderung ist immer dann auszugehen, wenn grundwasserfremde Stoffe freigesetzt werden.

Durch die Einwirkung ionisierender Strahlung auf Grundwasser können Wassermoleküle und im Wasser gelöste chemische Verbindungen ionisiert und gespalten werden. Dieser Vorgang wird Radiolyse genannt. Es entstehen freie Radikale mit hoher chemischer Aktivität - bei Wasser sind dies H- und OH-Radikale - die sehr leicht weitere Reaktionen eingehen. Stabile Endprodukte der Radiolyse von Wasser sind - neben Wasser - H_2 , OH^- -Ionen und H_2O_2 . Wir gehen nach vorläufiger Interpretation davon aus, daß die Radiolyse des Wassers nicht als nachteilige Veränderung der Grundwassereigenschaften im Sinne des § 34 Abs. 2 WHG zu bewerten ist und berücksichtigen sie deshalb im folgenden nicht mehr.

- Freisetzbarkeit in die Atmosphäre

Um auf Schutzgüter einwirken zu können, müssen die Radionuklide grundsätzlich aus den Abfallgebinden abführbar sein. Die Leichtigkeit der Freisetzung hängt zum Beispiel vom Aggregatzustand ab. Gasförmig vorliegende Radionuklide sind leichter freisetzbar als feste. Unter den gasförmigen Radionukliden besitzen einige eine hohe Diffusionsfähigkeit. Die mögliche Einwirkung auf Schutzgüter ist also in jeder Situation gegeben. Bei Unfällen ist jedoch auch die Möglichkeit der Freisetzung fester Stoffe in feinsten Verteilung, also als Aerosol, gegeben. Ein weiterer Parameter ist der nuklidspezifische Dampfdruck, d.h. das Druck-Temperaturverhältnis, bei dem feste direkt in gasförmige Stoffe übergehen. Zu Einwirkungen auf Schutzgüter kann es auch hier vor allem bei Unfällen kommen.

- Wasserlöslichkeit

Die Möglichkeit, daß die in den radioaktiven Abfällen enthaltenen Stoffe nach ihrer Freisetzung - sei es beim oberirdischen Umgang oder aus einem Endlager - in Richtung oder mit Grundwasser und Oberflächenwasser transportiert werden, hängt entscheidend von ihrer Wasserlöslichkeit bzw. -mischbarkeit ab.

In einem Endlager kommt es nach Wasserzutritt zu den Abfallgebinden zu einer Mobilisierung der Schadstoffe. Je höher die Wasserlöslichkeit von Stoffen ist, desto größer sind die Stoffmengen, die mobilisierbar sind und in das Grundwasser freigesetzt werden können.

Die Wasserlöslichkeit ist von verschiedenen Faktoren abhängig. Insbesondere sind zu nennen:

- die chemische Form; so kann je nach Art der Verbindung z.B. ein bestimmtes Schwermetall in einer gut löslichen oder quasi unlöslichen Form vorliegen;
- die Temperatur; in der Regel gilt, daß mit steigender Temperatur die Löslichkeit ebenfalls zunimmt;
- der pH-Wert; eine Reihe von Schwermetallverbindungen sind in basischem bzw. saurem Milieu sehr viel besser löslich als im neutralen Milieu.

• Verhalten in der Geosphäre

Diese Eigenschaft - man könnte sie auch „Ausbreitungswilligkeit in der Geosphäre“ nennen, betrifft allein die Endlagerung von radioaktiven Abfällen. Stoffe, die aus den radioaktiven Abfällen freigesetzt und mit dem Grundwasser transportiert werden, können während des Transportweges vom umliegenden Gestein adsorbiert werden. Die Sorption kann reversibel oder irreversibel sein. Je nach Stärke der Sorption wird der Transport der Stoffe verlangsamt, und auch die Konzentration der Stoffe im Grundwasser erniedrigt sich (Geschwindigkeit Stofftransport < Grundwasser-Fließgeschwindigkeit).

Die Sorption ist von einer Vielzahl verschiedener Faktoren abhängig, die in komplexer Weise zusammenwirken. Wesentlich sind dabei unter anderem:

- Art und chemische Verbindung des freigesetzten Stoffes,
- Chemismus des Grundwassers,
- Art der Gesteine des Grundwasserleiters,
- Vorkommen sorptionserniedrigender Stoffe.

Der Chemismus des Grundwassers und die Art der Gesteine des Grundwasserleiters sind immer abhängig von den standortspezifischen Verhältnissen. Da diese sehr komplexen Zusammenhänge im Zuge der Beurteilung der Äquivalenz radioaktiver Abfälle nicht berücksichtigt werden können, wird dieses Gefährdungsmerkmal bei der Herleitung der Äquivalenzkriterien nicht weiter berücksichtigt.

• Verhalten in der Biosphäre

Schadstoffe, die in Luft oder Wasser freigesetzt worden sind, unterliegen in der Folge vielfältigen und teilweise sehr komplexen Verteilungs-, Verdünnungs- und Anreicherungsprozessen, sowohl in den Umweltmedien selbst als auch in Pflanzen und Tieren sowie letztendlich im Menschen. Zahlreiche Eigenschaften und Größen, die diese Prozesse bestimmen, sind standortabhängig (z.B. der Transfer von Radionukliden aus dem Boden in Pflanzen) oder spezifisch für das betreffende Lebewesen (z.B. Akkumulation von Schadstoffen). Ein Nachvollziehen dieses Weges ist sehr kompliziert. Deshalb wird das Verhalten in der Biosphäre als eigenständiges Kriterium im weiteren nicht mehr berücksichtigt.

2.2.3 Umgangsphasen

Im folgenden werden die verschiedenen Stationen des Umgangs mit radioaktiven Abfällen betrachtet, weil die Freisetzungsmöglichkeiten und -wege für die in den Abfällen enthaltenen Stoffe (und damit die Möglichkeit einer Gefährdung von Schutzgütern) von ihnen abhängen. Die Stationen werden hier zunächst allgemein für radioaktive Abfälle, die - bezogen auf die AKW-Standorte - in externen Anlagen entstehen oder konditioniert werden, analysiert. Das Problem der Äquivalenz stellt sich insbesondere, wie bereits einleitend bemerkt, bei ausländischen Anlagen, die auch nicht-deutsche Stoffe verarbeiten; also z.B. die Wiederaufarbeitungsanlagen von COGEMA und BNFL, aber auch die in der Vergangenheit oft genutzte Verbrennungsanlage für LAW in Studsvik. Es kann aber auch relevant für Konditionierungsanlagen im Inland sein, die von mehreren bundesdeutschen Unternehmen genutzt werden (z.B. bei unterschiedlichem Abbrand von Brennelementen). Als Beispiele seien hier die Verbrennungsanlage der KFA Jülich und die in Bau befindliche PKA genannt.

Die Betrachtungen zur Identifizierung der Umgangsphasen beginnen zu dem Zeitpunkt, an dem die konditionierten Abfälle die externe Anlage im In- oder Ausland verlassen. Folgende Einzelschritte sind nach dem Entsorgungskonzept der Bundesregierung - das heißt ohne Berücksichtigung sämtlicher Möglichkeiten zur Minimierung - bei normalem Ablauf maximal möglich:

1. Transport von der Anlage in das Zwischenlager
2. Handhabung im Zwischenlager (abladen, prüfen, einlagern)
3. Zwischenlagerung
4. Handhabung im Zwischenlager (auslagern, prüfen, aufladen)
5. Transport vom Zwischenlager zu einer Konditionierungsanlage
6. Handhabung in der Konditionierungsanlage (abladen, prüfen, in Vorgang einschleusen)
7. Nachkonditionierung (entsprechend den aktuell gültigen Einlagerungsbedingungen endlagerfähig verpacken)
8. Handhabung in der Konditionierungsanlage (aus Vorgang ausschleusen, prüfen, aufladen)
9. Transport von der Konditionierungsanlage zum Zwischenlager
10. Handhabung im Zwischenlager (abladen, prüfen, einlagern)
11. Zwischenlagerung
12. Handhabung im Zwischenlager (auslagern, prüfen, aufladen)
13. Transport vom Zwischenlager zum Endlagerstandort
14. Handhabung im Endlager (abladen, prüfen, Schachttransport, Untertagetransport, einlagern, versetzen)
15. Endlagerung in tiefen geologischen Formationen.

Die Schritte 5. bis 12. müssen nach gegenwärtigem Stand in folgenden Fällen erfolgen:

- bei der Endlagerung von HAW-Kokillen in Pollux-Behältern,
- bei WAA-Abfällen, die nicht den derzeitigen Endlagerungsbedingungen entsprechen (das betrifft insbesondere die technologischen Abfälle aus La Hague),

- wenn die Einlagerungsbedingungen für ein Endlager verändert werden, weil entweder der Standort samt geologischer Formation verändert wird, oder weil aufgrund neuer Erkenntnisse und des technischen Fortschrittes Veränderungen an den Abfallgebinden vorgenommen werden sollen.

Beim Zwischenlager der Schritte 9. bis 12. kann es sich entweder um ein externes Lager bzw. ein Lager am AKW-Standort oder um das Eingangs-/Pufferlager eines Endlagers handeln. Im letzteren Fall würde Schritt 13. entfallen (zumindest die Befahrung öffentlich zugänglichen Geländes).

Die identifizierten Schritte lassen sich zu folgenden Umgangsphasen zusammenfassen:

- a) Transport
Darunter wird hier die Beförderung der Abfälle zwischen zwei Orten einschließlich der während dieser Beförderung auftretenden Unterbrechungen wie z.B. Rangieren und Verkehrsträgerwechsel verstanden.
- b) Mechanisierte Handhabung
Bewegen der Abfallgebinde mit Krananlagen und ferngesteuerten Manipulatoren bzw. Fahrzeugen in Anlagen, Versetzen der Abfallgebinde im Endlager.
- c) Manuelle Handhabung
Arbeiten, die von Menschen unabgeschirmt in der Nähe des Abfallgebundes ausgeführt werden, z.B. Durchführung bestimmter Prüfungen vor Abgang bzw. nach Ankunft von Abfallgebinden oder Befestigung der Abfallgebinde auf Transportfahrzeugen.
- d) Zwischenlagerung
Darunter wird hier der Aufenthalt von Abfallgebinden in einem Lager verstanden.
- e) Nachkonditionierung
Behandlungsvorgänge, die unmittelbar mit der Konditionierung zu tun haben, wie z.B. Umpacken mit und ohne Öffnen des ursprünglichen Behälters. Nicht berücksichtigt werden Bearbeitungsvorgänge wie Zerlegen oder Pressen der Abfälle, die nach gegenwärtigem Stand im Rahmen der Nachkonditionierung nicht vorgesehen sind.
- f) Endlagerung
Endgültige Lagerung in tiefen geologischen Formationen (nach Abschluß der Betriebsphase des Endlagers = Nachbetriebsphase).

2.3.4 Volumina von Abfällen

Das Volumen der radioaktiven Abfälle beeinflusst das Gefährdungspotential insofern, als dadurch die Anzahl der zu handhabenden Gebinde beeinflusst wird. Bei allen Umgangsphasen, in denen intakte und vorschriftsmäßig verpackte Abfälle gehandhabt werden, kommt nur ein begrenzter Teil des Gefährdungspotentials zum Tragen, nämlich die durch Vorschriften begrenzte Direktstrahlung der Abfallgebinde. Aus diesem Grund ist es sinnvoll, bei der Ableitung von Äquivalenzkriterien auch das Volumen der Abfälle zu berücksichtigen.

Dies soll am Beispiel des unfallfreien Transports erläutert werden. Das Gefährdungspotential dabei wird bestimmt durch die von den Abfallgebinden ausgehende Direktstrahlung und hängt insofern ab

- vom Beförderungsaufkommen (z.B. Anzahl der Gebinde) und
- von der Ortsdosisleistung der Gebinde.

Die Beförderung unterliegt den Sicherheitsvorschriften für die jeweiligen Verkehrsträger; danach dürfen bestimmte Höchstwerte der Ortsdosisleistung an der Oberfläche und im Abstand von 1 bzw. 2 m Entfernung nicht überschritten werden. Es wird hier davon ausgegangen, daß alle Abfallgebinde diesen Vorschriften entsprechen. Das Ausmaß, in dem die Grenzwerte der Ortsdosisleistung ausgeschöpft werden, ist in der Realität sicherlich nicht bei allen Abfallgebinden gleich. Derzeit sind jedoch keine konkreten Informationen dazu - insbesondere hinsichtlich der WAA-Abfälle - verfügbar; die GRS-Transportstudie Konrad beispielsweise (GRS 1991), die bisher umfangreichste Untersuchung in diesem Bereich, enthält keine Angaben zur Ortsdosisleistung bezogen auf bestimmte Abfallablieferer.

Im einfachsten Fall kann angenommen werden, daß alle Gebinde die Grenzwerte der Ortsdosisleistung in gleichem Maße ausschöpfen. Dies läßt sich damit begründen, daß die Abfallverursacher und -konditionierer die zulässigen Grenzwerte ausschöpfen möchten. Unter dieser Voraussetzung kann ein Abfallgebinde als dem anderen gleichwertig angesehen werden und das Gefährdungspotential hängt nur ab von der Anzahl der transportierten Gebinde.

2.4 Identifizierung von Beurteilungsfeldern

Im folgenden sollen diejenigen Felder identifiziert werden, die für Äquivalenzbetrachtungen relevant und deshalb mit Kriterien zu belegen sind. Diese Felder ergeben sich insbesondere aus der Verknüpfung der zu berücksichtigenden Betrachtungsebenen, die im vorangegangenen Abschnitt beschrieben und hinsichtlich ihrer Bedeutung für die Aufgabenstellung in einem ersten Schritt bereits eingegrenzt wurden. Die Verknüpfung wird in mehreren Schritten für die beiden Schutzgüter Mensch und Grundwasser vorgenommen, ausgehend von folgenden Fragen:

- Welches Gefährdungsmerkmal führt zu einer Beeinträchtigung der Schutzgüter? Auf welchen Wegen können diese Wirkeigenschaften zum Tragen kommen, und ist das von Bedeutung?
- Welche Gefährdungsmerkmale sind bei den verschiedenen Umgangsphasen mit radioaktiven Abfällen von Bedeutung?

In den einzelnen Abschnitten werden, ausgehend von den prinzipiell möglichen Einwirkungen auf die Schutzgüter, Eingrenzungen auf die für die Ableitung von Äquivalenzkriterien relevanten Felder vorgenommen.

2.4.1 Verknüpfung von Wirkeigenschaften und Schutzgütern über Belastungspfade

Hier werden zunächst diejenigen Wirkeigenschaften betrachtet, die direkt oder indirekt zu einer Beeinträchtigung der Schutzgüter führen können. Ausbreitungseigenschaften werden erst im nächsten Abschnitt mit einbezogen, weil sie nur im Zusammenhang mit dem Umgang (und damit den Freisetzungsmöglichkeiten) von Bedeutung sind. Das gilt auch für diejenigen Stoffeigenschaften, die die Menge eines Stoffes beeinflussen (wie Zerfall und Aufbau von Tochternukliden) sowie das Volumen.

Eine Wirkeigenschaft kann nur dann zum Tragen kommen, wenn der Stoff, der die Wirkung verursacht oder die Wirkung selbst das Schutzgut erreicht. Die Wege, auf denen das geschieht, werden als Belastungspfade bezeichnet. Aus den Belastungspfaden selbst werden keine Kriterien abgeleitet, sie müssen aber näher charakterisiert werden, weil sich aus der Art der möglichen Belastungspfade ergibt, welche Wirkeigenschaften zu berücksichtigen und welche Maßstäbe zur späteren Beurteilung von Wirkeigenschaften geeignet sind. Im folgenden wird deshalb betrachtet, wodurch und auf welchen Wegen eine Gesundheitsgefährdung des Menschen sowie eine Beeinträchtigung des Grundwassers erfolgen kann.

2.4.1.1 Schutzgut Mensch

Folgende Wirkeigenschaften können direkt oder indirekt zu einer Gefährdung von Menschen führen: Radiotoxizität, Chemotoxizität, Spaltbarkeit und Wärmeabgabe.

Radiotoxizität

Bei der Exposition eines Menschen durch ionisierende Strahlung wird unterschieden zwischen einer direkten Exposition durch die Abfallgebinde und einer Belastung nach Freisetzung in die Medien Luft oder Wasser. Als relevant werden (in Anlehnung an Anlage XI der Strahlenschutzverordnung) die folgenden Pfade angesehen:

(1) Direkte Exposition im Strahlungsfeld von Abfallgebinden (Gamma- und Neutronenstrahlung).

(2) Freisetzung von Radionukliden in die Atmosphäre:

Äußere Exposition durch Gammastrahlung über kontaminiertem Boden (Bodenstrahlung).

Innere Exposition durch Aufnahme von Schadstoffen über Atemluft (Inhalation)

Luft → Pflanze (direkte Ablagerung und Wurzeltransfer) (Ingestion)

Luft → Futterpflanze → Kuh/Tier → Milch/Fleisch (Ingestion)

(3) Freisetzung von Radionukliden in Oberflächen- oder Grundwasser:

Innere Exposition durch Ingestion von Schadstoffen über

Trinkwasser

Oberflächenwasser → Fisch

Viehtränke → Kuh/Tier → Milch/Fleisch

Beregnung → Futterpflanze → Kuh/Tier → Milch/Fleisch

Beregnung → Pflanze.

Daneben kann eine Vielzahl weiterer Belastungspfade zum Tragen kommen, die im Einzelfall durchaus von größerer Bedeutung sein können. Dazu gehört z.B. der Verzehr von Pflanzen und Tieren, die Schadstoffe besonders wirksam anreichern. Sie können unbeachtet bleiben, weil es hier - im Gegensatz zur Prüfung der Umweltauswirkungen einer kerntechnischen Anlage - nicht um die Sicherstellung geht, daß alle örtlich relevanten zur Gesamtdosis beitragenden Belastungspfade berücksichtigt worden sind, sondern darum, daß kein wichtiger Belastungspfad vernachlässigt worden ist. Insofern müssen Belastungspfade, deren Beitrag zur Gesamtbelastung im Vergleich zu den anderen eher gering ist (wie z.B. äußere Exposition durch Betastrahlung aus der Wolke oder durch Aufenthalt auf Flächen, die mit kontaminiertem Wasser beregnet worden sind), hier nicht berücksichtigt werden. Das gilt auch für eine Korrelation zwischen Freisetzung in die Atmosphäre und anschließendem Eintrag in Grund- oder Oberflächenwasser.

Chemotoxizität

Bei chemisch toxischen Stoffen ist im Gegensatz zu Radionukliden eine direkte und äußere Exposition nicht zu berücksichtigen. Der Belastungspfad Hautkontakt kann vernachlässigt werden, weil nach Abfallrecht ätzende Stoffe nicht in den Abfällen enthalten sein dürfen. Eine Gefährdung des Menschen ist nur nach einer Freisetzung möglich. Folgende Wege können zu einer inneren Belastung durch Aufnahme führen:

(1) Nach Freisetzung von Schadstoffen in die Atmosphäre:
mit der Atemluft (Inhalation)

Luft → Pflanze (direkte Ablagerung und Wurzeltransfer) (Ingestion)

Luft → Futterpflanze → Kuh/Tier → Milch/Fleisch (Ingestion).

(2) Nach Freisetzung in Oberflächen- oder Grundwasser; Ingestion:
Trinkwasser

Oberflächenwasser → Fisch

Viehtränke → Kuh/Tier → Milch/Fleisch

Beregnung → Futterpflanze → Kuh/Tier → Milch/Fleisch

Beregnung → Pflanze.

Spaltbarkeit

Mögliche Auswirkungen der Spaltbarkeit infolge eines Störfalles können sich ergeben durch Radionuklidfreisetzung, Direktstrahlung, Wärmeentwicklung und Druck. Belastungspfade für Radionuklide wurden oben vorgestellt; zur Wärmeentwicklung siehe den nächsten Abschnitt „Wärmeabgabe“. Die Auswirkungen durch die von einer Kettenreaktion u.U. hervorgerufenen Druckwelle werden hier nicht weiter betrachtet, da sie in Bezug auf radioaktive Abfälle nach unserem bisherigen Kenntnisstand nicht als relevant erscheinen.

Wärmeabgabe

Die Wärmeabgabe von radioaktiven Abfällen kann direkt oder indirekt über die Transportmechanismen Wärmeleitung, Wärmestrahlung oder Konvektion in festen, flüssigen und gasförmigen Körpern auf mehreren Wegen zu einer Gefährdung von Menschen führen bzw. die bereits gegebene Gefährdung verstärken:

(1) Direkte Einwirkung der Wärme auf den Menschen.

Eine gesundheitliche Beeinträchtigung kann direkt durch Aufenthalt in unmittelbarer Nähe oder Berühren von Abfallgebinden erfolgen. Wärmeleistungen, die zu Temperaturen führen, die Belastungen beim Menschen im Sinne von physischen Verletzungen (Hautverbrennungen) hervorrufen können, treten durch den Zerfall (einschließlich Spontanspaltung) radioaktiver Isotope in hochaktiven Abfallgebinden auf. Da davon auszugehen ist, daß sich Menschen nicht über lange Zeiträume unmittelbar neben einem Abfallgebäude aufhalten, kann nur durch direktes Berühren des Abfallgebundes eine physische Verletzung erfolgen. Für die Ableitung von Äquivalenzkriterien kann dies vernachlässigt werden, da der direkte Kontakt bei Einhaltung der Vorschriften ausgeschlossen und damit sehr unwahrscheinlich ist.

(2) Indirekte Wirkung nach Kritikalitätsunfällen

Eine indirekte Belastung über andere Medien (Luft, Wasser) oder einen physikalischen Körper ist möglich bei einer Kettenreaktion, die zu einer größeren exothermen Reaktion (Explosion) führt.

(3) Indirekte Wirkung als Verstärker für Unfallauswirkungen

Die Eigenschaft Wärmeentwicklung von Abfällen kann bei einem Unfall, der zur Verschüttung (Isolation des Abfallgebundes von der umgebenden Luft) führt, durch die danach nur eingeschränkt mögliche Wärmeabfuhr zu einer erhöhten Freisetzung von Stoffen führen.

(4) Indirekte Wirkung durch Einwirkung auf das Endlagermedium

Für die Endlagerung radioaktiver Abfälle in tiefen geologischen Formationen ist die Höhe der Wärmeabgabe an das umgebende Gestein bzw. die damit verbundene Temperaturerhöhung des Gesteins von Bedeutung. Diese Temperaturerhöhung beeinflusst die Konvergenzrate des Gesteins und verursacht Gebirgsspannungen, deren Größe von der Gesteinsart abhängig sind. Diese Wirkungen können zu Wegsamkeiten führen, die eine schnellere Freisetzung von Radionukliden in das Grundwasser und die Biosphäre allgemein ermöglichen. Diese Probleme könnten durch längerfristige oberirdische Zwischenlagerung reduziert werden, da sich dadurch die Wärmeleistung der Abfallgebinde bei Einlagerung ins Endlager verringert. (Eine längere Zwischenlagerung erhöht andererseits jedoch die Belastung durch radioaktive Strahlung im Normalbetrieb des Lagers und die Wahrscheinlichkeit für Freisetzungen von Radionukliden durch Stör- bzw. Unfälle.)

2.4.1.2 Schutzgut Grundwasser

Folgende Wirkeigenschaften können direkt oder indirekt zu einer Beeinträchtigung des Schutzguts Grundwasser führen: Veränderung der natürlichen Zusammensetzung, Wärmeabgabe/Veränderung der natürlichen Temperatur und Spaltbarkeit.

Veränderung der natürlichen Zusammensetzung

Eine Veränderung der Zusammensetzung des Grundwassers kann durch Eintrag von Stoffen stattfinden. Ein Stoffeintrag ist auf folgenden Wegen möglich:

(1) Freisetzung in die Atmosphäre bei der oberirdischen Handhabung:

Niederschlag → Boden → Sickerwasser → Grundwasser.

(2) Transport mit Löschwasser nach einem Unfall:

Löschwasser → Boden → Sickerwasser → Grundwasser.

Bei der oberirdischen Handhabung werden nur diese Belastungspfade als relevant angesehen, weil bestimmte Spezialfälle (wie z.B. Oberflächenwasser → Grundwasser) eher selten zum Tragen kommen.

(3) Freisetzung in der Nachbetriebsphase eines Endlagers:

Direkter Stofftransport (aufgrund verschiedener Antriebsmechanismen) Endlager → Grundwasser.

In der Nachbetriebsphase ist dies nach gegenwärtigem Kenntnisstand der einzige relevante Belastungspfad für das Grundwasser.

Spaltbarkeit

Mögliche Auswirkungen auf das Grundwasser können sich bei einem Unfall durch Radionuklidfreisetzung und Wärmeentwicklung ergeben. In direkter Nähe des Unfallortes befindliches Grundwasser wird durch die starke Wärmeentwicklung verdampfen. Für weiter entfernt befindliches Grundwasser gelten bzgl. Radionuklidfreisetzung und Grundwasserzusammensetzung die Aussagen in (3) des obigen Abschnitts sowie bzgl. Wärmeentwicklung und Grundwassertemperatur die in (2) des folgenden Abschnitts.

Wärmeabgabe/Veränderung der Grundwassertemperatur

Eine Veränderung der natürlichen Grundwassertemperatur ist die Folge der beim radioaktiven Zerfall freiwerdenden Wärme. Zwei Belastungspfade sind möglich:

(1) direkter Kontakt Abfallgebinde → Grundwasser

(2) indirekter Wärmeeintrag durch Wärmeleitung Abfallgebinde → geologisches Medium → Grundwasser.

Eine Veränderung der Grundwassertemperatur durch eingetragene Radionuklide selbst wird als vernachlässigbar betrachtet.

2.4.2 Verknüpfung von Umgangsphasen und Gefährdungsmerkmalen

Im folgenden werden diejenigen in Kapitel 2.3.2 betrachteten Gefährdungsmerkmale identifiziert, die bei den verschiedenen Umgangsphasen mit radioaktiven Abfällen von Bedeutung sind. Für die besonders wichtigen Wirkeigenschaften wird dabei genauer untersucht, welche Einwirkungsmöglichkeiten auf Schutzgüter gegeben sind. Eine zusammenfassende Darstellung der Ergebnisse findet sich in Tabellenform auf den Seiten 41 und 42.

2.4.2.1 Schutzgut Mensch

Folgende Gefährdungsmerkmale sind in die Betrachtung einzubeziehen:

Radiotoxizität

Chemotoxizität

Radioaktiver Zerfall

Aufbau von Tochternukliden

Spaltbarkeit

Wärmeabgabe

Freisetzbarkeit in die Atmosphäre

Wasserlöslichkeit.

Daneben ist zu prüfen, bei welchen Umgangsphasen das Volumen der radioaktiven Abfälle und damit die Anzahl der Gebinde von Bedeutung ist.

Der radioaktive Zerfall als genereller Ausdruck dafür, welche Aktivität eines Radionuklids vorliegt, ist bei allen Umgangsphasen von Bedeutung und wird deshalb nicht gesondert erwähnt. Dies gilt auch für die Mengen von nicht abbaubaren chemisch toxischen Stoffen.

a) Transport

Beim Transport von radioaktiven Abfällen spielt die Radiotoxizität sowohl beim bestimmungsgemäßen Ablauf (Direktstrahlung) als auch bei einem Unfall (Direktstrahlung und Radionuklidaufnahme in den menschlichen Körper) eine Rolle. Bei einem Unfall kann es zu Freisetzungen durch Behälterversagen nach mechanischer oder/und thermischer Einwirkung kommen (nach letzterer ist die Freisetzungsrage in der Regel höher). Die Chemotoxizität ist nur für Unfälle (Aufnahme von Schadstoffen) relevant. Folgende Einwirkungs- bzw. Freisetzungsmöglichkeiten und damit Belastungspfade sind möglich:

Direktstrahlung

- aus den Abfallgebinden bei bestimmungsgemäßigem Transport (für FahrzeugführerIn, Begleit- und Sicherungspersonal, Transportarbeiter bei Verkehrsträgerwechsel, StreckenanwohnerInnen),
- aus den Abfallgebinden nach einem Unfall bei Aufenthalt in unmittelbarer Nähe des Unfallortes.

Äußere Bestrahlung

- nach Freisetzung von Radionukliden, die sich nach einem Unfall mit Behälterversagen am Boden abgelagert haben.

Aufnahme von Radionukliden bzw. chemotoxischen Stoffen

- nach Freisetzung von Schadstoffen in die Atmosphäre infolge eines Unfalls mit Behälterversagen,
- nach Freisetzung von Schadstoffen direkt in ein Oberflächenwasser, infolge eines Unfalls mit Behälterversagen.

Folgende weitere Gefährdungsmerkmale sind zu berücksichtigen:

- Freisetzbarkeit in die Atmosphäre (bei Unfällen),
- Wasserlöslichkeit (bei Unfällen) und
- Volumen (weil dadurch beeinflusst wird, wieviele Abfallgebinde transportiert werden müssen).

Nicht relevant sind

- Verringerung der Aktivität durch den radioaktiven Zerfall (wegen der kurzen Zeitdauer des Transports; das gilt für alle zeitlich eng begrenzten Umgangsphasen),
- Aufbau von Tochternukliden (dto.),
- Spaltbarkeit und
- Wärmeabgabe.

b) Mechanisierte Handhabung

Bezogen auf das einzelne Abfallgebinde kann eine Belastung des Menschen durch Schadstoffe bei der mechanisierten Handhabung hauptsächlich nach Stör- oder Unfällen (z.B. Behälterabsturz vom Kran) auftreten. Da die Handhabung jedoch in einer Anlage stattfindet, ist bezüglich der Radiotoxizität auch der Normalbetrieb zu berücksichtigen. Folgende Belastungspfade sind möglich:

Direktstrahlung aus den Abfallgebinden

- im Normalbetrieb der Anlage durch die Anwesenheit mehrerer Gebinde,
- infolge eines Unfalls bei Aufenthalt in der Anlage.

Äußere Exposition

- nach Freisetzung von Radionukliden, die sich nach einem Unfall mit Behälterversagen am Boden abgelagert haben.

Aufnahme von Radionukliden bzw. chemotoxischen Stoffen

- nach Freisetzung von Radionukliden aus den Behältern durch Diffusion bzw. Permeation (für das Betriebspersonal),
- nach unfallbedingter Freisetzung von Schadstoffen in die Atmosphäre.

Es wird hier angenommen, daß es technisch zu realisieren ist, die Ableitung von kontaminierten Wässern aus der Anlage nach einem Unfall direkt in ein Oberflächengewässer auszuschließen.

Folgende weitere Gefährdungsmerkmale sind zu berücksichtigen:

- Freisetzbarkeit in die Atmosphäre und
- Volumen (da dadurch beeinflusst wird, mit wievielen Abfallgebinden umgegangen werden muß).

Keine Rolle bei der mechanisierten Handhabung spielen

- Aktivitätsverringern durch den radioaktiven Zerfall,
- Aufbau von Tochternukliden,
- Spaltbarkeit,
- Wärmeabgabe und
- Wasserlöslichkeit.

c) Manuelle Handhabung

Diese Umgangsphase ist gekennzeichnet durch den Aufenthalt von Betriebspersonal in unmittelbarer Nähe des Abfallgebundes. Unfälle können hier nicht auftreten.

Folgende Belastungspfade bezüglich der Radiotoxizität sind möglich:

Direktstrahlung

- aus dem gehandhabten Abfallgebunde und den übrigen in der Anlage befindlichen Abfallgebinden.

Aufnahme von Radionukliden

- nach Freisetzung aus den Abfallgebinden durch Diffusion bzw. Permeation (für das Betriebspersonal).

Daneben sind folgende Gefährdungsmerkmale von Bedeutung:

- Freisetzbarkeit in die Atmosphäre (bezüglich Diffusions- und Permeationsfähigkeit von Radionukliden) und
- Volumen.

Alle anderen Gefährdungsmerkmale spielen bei der manuellen Handhabung keine Rolle.

d) Zwischenlagerung

Während der Zwischenlagerung von Abfallgebinden kann die menschliche Gesundheit sowohl im Normalbetrieb durch radiologische als auch nach einem Stör- oder Unfall durch radiologische und chemische Giftigkeit gefährdet werden. Folgende Belastungspfade sind möglich:

- Direktstrahlung
aus den Abfallgebinden (für Betriebspersonal bei der Überwachung und in geringerem Umfang für AnwohnerInnen der Anlage).

Äußere Exposition

- nach Freisetzung von Radionukliden, die sich infolge eines Unfalls mit Behälterversagen am Boden abgelagert haben.

Aufnahme von Radionukliden bzw. chemotoxischen Stoffen

- nach Freisetzung von Radionukliden aufgrund von Diffusion bzw. Permeation durch die Behälterwände (für das Betriebspersonal),
- nach Freisetzung von Schadstoffen in die Atmosphäre, infolge eines Störfalls (Undichtigkeit von Dichtungen),
- nach Freisetzung von Schadstoffen in die Atmosphäre, infolge eines Unfalls mit Behälterversagen.

Es wird auch hier angenommen, daß es technisch zu realisieren ist, eine direkte Belastung von Oberflächenwasser durch Ableitung von kontaminierten Wässern aus der Anlage nach einem Unfall auszuschließen.

Bei der Zwischenlagerung einer größeren Zahl von hochaktiven Abfallgebinden in einem Lager ist die Wärmeentwicklung zu beachten. Eine Wirkung auf den Menschen ist möglich

- indirekt nach einem Stör- bzw. Unfall, der zu einer Veränderung der Festigkeit der Abfälle führt und erhöhte Freisetzungen von Schadstoffen zur Folge hat.

Eine direkte Einwirkung durch Wärme bei Aufenthalt im Lager kann vernachlässigt werden, da unterstellt werden kann, daß hierdurch keine relevante Schädigung erfolgt.

Folgende weitere Gefährdungsmerkmale sind zu berücksichtigen:

- radioaktiver Zerfall (der aufgrund der möglichen längeren Dauer der Zwischenlagerung zu einer Verringerung der aktuell vorhandenen Aktivität führt),
- Aufbau von Tochternukliden (z.B. Am 241 aus Pu 241),
- Freisetzbarkeit in die Atmosphäre und
- Volumen (weil es beeinflußt, wieviele Abfallgebinde gelagert werden müssen).

Unberücksichtigt können bleiben

- Spaltbarkeit i.S. von Kritikalität (da davon ausgegangen wird, daß die entsprechenden Vorschriften eingehalten werden und das Zwischenlager nicht in hochwassergefährdeten Gebieten errichtet wird. Die verbleibenden Auswirkungen der Spaltbarkeit i.S. von Spontanspaltung werden durch die Aussagen zur Wärmeentwicklung abgedeckt) und
- Wasserlöslichkeit.

e) Nachkonditionierung

Bei einer Nachkonditionierung von radioaktiven Abfällen kann es während des reinen Verfahrens überwiegend durch verfahrensbedingte Maßnahmen oder Unfälle zu Gefährdungen durch radiologische und chemische Giftigkeit kommen. Folgende Belastungspfade sind möglich:

Außere Exposition

- nach Freisetzung von Radionukliden, die sich infolge eines Unfalles am Boden abgelagert haben.

Aufnahme von Radionukliden bzw. chemotoxischen Stoffen

- nach Freisetzung von Schadstoffen in die Atmosphäre infolge von Konditionierungstätigkeiten wie z.B. Öffnen des Behälters oder zusätzliche Konditionierungsschritte,
- nach Freisetzung von Schadstoffen in die Atmosphäre infolge eines Stör- oder Unfalls während der Konditionierungsvorgänge.

Eine direkte Belastung von Oberflächenwasser durch Ableitung von kontaminierten Wässern aus der Anlage nach einem Unfall wird ausgeschlossen.

Als weiteres Gefährdungsmerkmal ist zu berücksichtigen:

- Freisetzbarkeit in die Atmosphäre.

Bei der Nachkonditionierung nicht relevant sind:

- Aktivitätsverringerung durch radioaktiven Zerfall,
- Aufbau von Tochternukliden,
- Spaltbarkeit,
- Wärmeabgabe,
- Wasserlöslichkeit und
- Volumen (weil die Anzahl der neu zu konditionierenden Abfallgebinde nur vom Maß der Abweichung zwischen Zwischen- oder Endlagerbedingungen und tatsächlichem Zustand abhängt).

f) Endlagerung

In der Nachbetriebsphase eines Endlagers kann ein Schadstofftransport durch die Geosphäre und in das vom Menschen nutzbare oberflächennahe Grundwasser nicht ausgeschlossen werden. Dieser Transport nimmt größere Zeiträume in Anspruch. Folgender Belastungspfad ist möglich:

Aufnahme von Radionukliden und chemisch toxischen Stoffen

- nach Transport von Schadstoffen durch die Geosphäre in das oberflächennahe Grundwasser und damit in die Biosphäre.

Als weitere Gefährdungsmerkmale sind zu berücksichtigen:

- Aktivitätsverringerung durch den radioaktiven Zerfall (wegen der langen Zeiträume),
- Aufbau von Tochternukliden (ebenfalls wegen der langen Zeiträume),
- Spaltbarkeit, sowohl Spontanspaltung als auch Kritikalität (indirekt von Bedeutung, denn im Endlager sind Abläufe denkbar, die durch Wasserzufluß zur Initiierung einer Kettenreaktion führen können),
- Wärmeabgabe (wegen der Einwirkung auf das Endlagermedium) sowie
- Wasserlöslichkeit (für die Mobilisierung von Schadstoffen).

Als wenig bedeutsam bei einer Endlagerung im tiefen geologischen Untergrund und deshalb vernachlässigbar wird angesehen:

- Freisetzbarkeit im Sinne der Freisetzbarkeit von flüchtigen Stoffen.

Ohne Bedeutung ist das

- Volumen, d.h. die Anzahl der Gebinde.

2.4.2.2 Schutzgut Grundwasser

Folgende Gefährdungsmerkmale sind in die Betrachtung einzubeziehen:

Veränderung der natürlichen Grundwasserzusammensetzung

Wärmeabgabe/Veränderung der Grundwassertemperatur

Radioaktiver Zerfall

Aufbau von Tochternukliden

Spaltbarkeit

Freisetzbarkeit in die Atmosphäre

Wasserlöslichkeit.

Der radioaktive Zerfall im Sinne einer Beschreibung, welche Nuklidaktivität vorliegt, ist für alle Umgangsphasen bedeutsam, bei denen es zu einer Freisetzung kommen kann und wird deshalb nicht gesondert erwähnt. Dies gilt auch für die Mengen von nicht abbaubaren chemisch toxischen Stoffen. Das Volumen der radioaktiven Abfälle bzw. die Anzahl der Abfallgebände ist für die Beeinträchtigung des Schutzgutes Grundwasser irrelevant.

a) Transport

Eine Einwirkung auf das Schutzgut Grundwasser kann nur nach einem Unfall auftreten. Ein Unfall mit Behälterversagen nach mechanischer oder/und thermischer Einwirkung kann zu Freisetzungen führen, die einen Schadstoffeintrag und damit eine Veränderung der Zusammensetzung des Grundwassers zur Folge haben. Mögliche Belastungspfade:

- Freisetzung von Radionukliden in die Atmosphäre und von dort über Niederschlag und Sickerwasser in das Grundwasser.
- Transport von Radionukliden mit Löschwasser in das Grundwasser.

Folgende weitere Gefährdungsmerkmale sind zu berücksichtigen:

- Freisetzbarkeit in die Atmosphäre (weil davon abhängt, wieviel Schadstoffe überhaupt in das Grundwasser gelangen können) und
- Wasserlöslichkeit.

Ohne Bedeutung für das Schutzgut des Grundwasser beim Transport sind:

- Wärmeabgabe,
- Aktivitätsverringerung durch den radioaktiven Zerfall,
- Aufbau von Tochternukliden und
- Spaltbarkeit.

b) Mechanisierte Handhabung

Bei der mechanisierten Handhabung kann ein Schadstoffeintrag in das Grundwasser nach Störfällen oder Unfällen (wie zum Beispiel Behälterabsturz vom Kran) stattfinden. Folgender Belastungspfad ist möglich:

- Freisetzung von Schadstoffen in die Atmosphäre und von dort über Niederschlag und Sickerwasser in das Grundwasser infolge eines Unfalles mit Behälterversagen.

Als weitere Gefährdungsmerkmale sind zu berücksichtigen:

- Freisetzbarkeit in die Atmosphäre und
- Wasserlöslichkeit.

Folgende Gefährdungsmerkmale spielen keine Rolle bei der mechanisierten Handhabung:

- Wärmeabgabe,
- Aktivitätsverringern,
- Aufbau von Tochternukliden und
- Spaltbarkeit.

c) Manuelle Handhabung

Bei der hier zugrundegelegten Definition für diese Umgangsphase können Unfälle nicht auftreten. Eine Belastung des Grundwassers ist daher ausgeschlossen.

d) Zwischenlagerung

Während der Zwischenlagerung von Abfallgebinden kann das Schutzgut Grundwasser durch Schadstoffeintrag bei einem Störfall oder Unfall, beispielsweise nach einer Einwirkung von Außen, belastet werden. Folgender Pfad ist möglich:

- Freisetzung von Schadstoffen in die Atmosphäre und von dort über Niederschlag und Sickerwasser in das Grundwasser infolge eines Unfalles mit Behälterversagen.

Folgende weitere Gefährdungsmerkmale sind zu berücksichtigen:

- radioaktiver Zerfall (wegen der möglichen längeren Dauer einer Zwischenlagerung),
- Aufbau von Tochternukliden (aus dem gleichen Grunde),
- Freisetzbarkeit in die Atmosphäre und
- Wasserlöslichkeit.

Keine Rolle spielen die Gefährdungsmerkmale

- Wärmeabgabe und
- Spaltbarkeit.

e) Nachkonditionierung

Bei einer Nachkonditionierung von radioaktiven Abfällen kann es während des reinen Verfahrens durch Unfälle zu einem Schadstoffeintrag und damit zu einer Veränderung der Grundwasserzusammensetzung kommen. Möglicher Belastungspfad:

- Freisetzung von Schadstoffen in die Atmosphäre und von dort über Niederschlag und Sickerwasser in das Grundwasser.

Daneben sind zu berücksichtigen:

- Freisetzbarkeit in die Atmosphäre und
- Wasserlöslichkeit.

Folgende Gefährdungsmerkmale spielen bei der Nachkonditionierung keine Rolle:

- Wärmeabgabe,
- Aktivitätsverringern durch radioaktiven Zerfall,
- Aufbau von Tochternukliden und
- Spaltbarkeit.

f) Endlagerung

Während der Endlagerung wird das Grundwasser durch Eintrag von Schadstoffen in seiner Zusammensetzung verändert. Der Belastungspfad ist dabei

- Freisetzung von Radionukliden aus den Abfällen in das Grundwasser.

Es erfolgt eine Veränderung der Grundwassertemperatur durch Wärmeeintrag

- infolge direkten Kontaktes des Grundwassers mit dem Abfallgebäude,
- mittels Wärmeleitung in das umgebende Gestein und somit in das Grundwasser.

Zu berücksichtigende Gefährdungsmerkmale sind darüber hinaus:

- radioaktiver Zerfall,
- Aufbau von Tochternukliden,
- Spaltbarkeit (da die Spontanspaltung zusätzlich zur Temperaturerhöhung beiträgt und es bei einem Kritikalitätsunfall zu einem erheblichen Eintrag von Schadstoffen und Wärme in das Grundwasser kommt) und
- Wasserlöslichkeit (für die Mobilisierung von Schadstoffen aus dem Endlager).

Ohne Bedeutung ist:

- Freisetzbarkeit (im Sinne der direkten Freisetzung von flüchtigen Stoffen aus dem Endlager in das Grundwasser).

2.4.3 Beurteilungsfelder für die Schutzgüter

Nachdem in den vorangegangenen Abschnitten die verschiedenen Ebenen, die das Gefährdungspotential von radioaktiven Abfällen bestimmen, betrachtet worden sind und herausgearbeitet wurde, welche Eigenschaften bei den jeweiligen Umgangsphasen zum Tragen kommen, sollen diejenigen Beurteilungsfelder, die als relevant identifiziert worden sind, graphisch zusammenfassend und übersichtlich dargestellt werden. Dies geschieht in den Tabellen 2 und 3, in denen Umgangsphasen und Gefährdungsmerkmale (einschl. Volumen) miteinander verknüpft werden. Aus ihnen können anschließend unmittelbar die Kriterien zur Beschreibung des Gefährdungspotentials abgeleitet werden.

	Radio- toxizität	Chemo- toxizität	Radioakti- ver Zerfall 1)	Aufbau Tochter- nuklide	Wärme- abgabe	Spaltbar- keit	Wasserlös- lichkeit	Freisetz- barkeit	Volumen
Transport	+	+	-	-	-	-	+	+	+
mechan. Handhabung	+	+	-	-	-	-	-	+	+
manuelle Handhabung	+	-	-	-	-	-	-	+	+
Zwischen- lagerung	+	+	+	+	+	(+)	-	+	+
Nachkon- ditionierung	+	+	-	-	-	-	-	+	-
Endlagerung	+	+	+	+	+	+	+	-	-

Anmerkungen:

+ = zu berücksichtigen

(x) = nur Teilaspekte sind wirksam

- = spielt keine Rolle

1) im Sinne einer zeitabhängigen Berücksichtigung

Tabelle 2: Schutzgut Mensch: Für das Gefährdungspotential von radioaktiven Abfällen zu berücksichtigende Beurteilungsfelder

	Stoffeintrag	Wärme- eintrag	radioaktiver Zerfall	Aufbau Tochter- nuklide	Spaltbar- keit	Wasser- löslichkeit	Freisetz- barkeit	Volumen
Transport	+	-	-	-	-	+	+	-
mechan. Handhabung	+	-	-	-	-	+	+	-
manuelle Handhabung	-	-	-	-	-	-	-	-
Zwischen- lagerung	+	-	+	+	-	+	+	-
Nachkon- ditionierung	+	-	-	-	-	+	+	-
Endlagerung	+	+	+	+	+	+	-	-

+ = zu berücksichtigen

- = spielt keine Rolle

1) im Sinne einer zeitabhängigen Berücksichtigung

Tabelle 3: Schutzgut Grundwasser: Für das Gefährdungspotential von radioaktiven Abfällen zu berücksichtigende Beurteilungsfelder

2.5 Kriterien zur Beschreibung des Gefährdungspotentials von radioaktiven Abfällen

Abschließend sollen die für die einzelnen Umgangsphasen relevanten Kriterien aufgelistet werden. Sie lassen sich entsprechend der bisherigen Vorgehensweise in drei Kategorien einteilen:

- Wirkkriterien, die die Wirkung auf Schutzgüter beschreiben;
- Ausbreitungskriterien, die Mobilisierbarkeit und Transportierbarkeit von Stoffen beschreiben, und
- Mengenkriterien, die Stoffmengen sowie Abfallvolumina (und damit die Anzahl der Abfallgebinde) berücksichtigen.

2.5.1 Kriterien für die einzelnen Umgangsphasen

2.5.1.1 Kriterien für den Transport

Das Gefährdungspotential von radioaktiven Abfällen bei der Umgangsphase Transport läßt sich durch folgende Kriterien beschreiben:

Wirkkriterium Schutzgut Mensch: Radiotoxizität
Wirkkriterium Schutzgut Mensch: Chemotoxizität
Wirkkriterium Schutzgut Grundwasser: Anwesenheit grundwasserfremder Stoffe
Ausbreitungskriterium Transportierbarkeit mit Wasser: Wasserlöslichkeit
Ausbreitungskriterium Freisetzbarkeit in die Atmosphäre
Mengenkriterium Anzahl der Abfallgebinde ¹⁰
Mengenkriterium Aktivität des Radionuklids i
Mengenkriterium Masse eines chemisch toxischen Stoffes.

2.5.1.2 Kriterien für die mechanisierte Handhabung

Das Gefährdungspotential von radioaktiven Abfällen bei der mechanisierten Handhabung läßt sich durch folgende Kriterien beschreiben:

Wirkkriterium Schutzgut Mensch: Radiotoxizität
Wirkkriterium Schutzgut Mensch: Chemotoxizität
Wirkkriterium Schutzgut Grundwasser: Anwesenheit grundwasserfremder Stoffe
Ausbreitungskriterium Transportierbarkeit mit Wasser: Wasserlöslichkeit
Ausbreitungskriterium Freisetzbarkeit in die Atmosphäre

¹⁰ Für alle Umgangsphasen, in denen dies Kriterium eine Rolle spielt, gilt: Wenn nicht alle Abfallgebinde in gleicher Weise die Grenzwerte ausschöpfen, kann die tatsächliche Ortsdosisleistung (ODL) berücksichtigt werden. Das Gefährdungspotential von Abfallgebinden ist dann äquivalent, wenn die Summe der Anzahl der Gebinde Art n mit ihrer ODL n gleich ist der Summe der Anzahl der Gebinde Art m mit der ODL m.

Mengenkriterium Anzahl der Abfallgebinde
Mengenkriterium Aktivität des Radionuklids i
Mengenkriterium Masse eines chemisch toxischen Stoffes.

2.5.1.3 Kriterien für die manuelle Handhabung

Das Gefährdungspotential von radioaktiven Abfällen bei der Umgangsphase manuelle Handhabung läßt sich durch folgende Kriterien beschreiben:

Ausbreitungskriterium Freisetzbarkeit in die Atmosphäre
Mengenkriterium Anzahl der Abfallgebinde.

2.5.1.4 Kriterien für die Zwischenlagerung

Das Gefährdungspotential von radioaktiven Abfällen bei der Zwischenlagerung läßt sich durch folgende Kriterien beschreiben:

Wirkkriterium Schutzgut Mensch: Radiotoxizität
Wirkkriterium Schutzgut Mensch: Chemotoxizität
Wirkkriterium Schutzgut Grundwasser: Anwesenheit grundwasserfremder Stoffe
Wirkkriterium Wärmeabgabe
Ausbreitungskriterium Transportierbarkeit mit Wasser: Wasserlöslichkeit
Ausbreitungskriterium Freisetzbarkeit in die Atmosphäre
Mengenkriterium Anzahl der Abfallgebinde
Mengenkriterium Aktivität des Radionuklids i zum Zeitpunkt t
Mengenkriterium Masse eines chemisch toxischen Stoffes
Mengenkriterium Aktivität des Tochternuklides i .

2.5.1.5 Kriterien für die Nachkonditionierung

Das Gefährdungspotential von radioaktiven Abfällen bei der Nachkonditionierung läßt sich durch folgende Kriterien beschreiben:

Wirkkriterium Schutzgut Mensch: Radiotoxizität
Wirkkriterium Schutzgut Mensch: Chemotoxizität
Wirkkriterium Schutzgut Grundwasser: Anwesenheit grundwasserfremder Stoffe
Ausbreitungskriterium Transportierbarkeit mit Wasser: Wasserlöslichkeit
Ausbreitungskriterium Freisetzbarkeit in die Atmosphäre
Mengenkriterium Aktivität des Radionuklids i
Mengenkriterium Masse eines chemisch toxischen Stoffes.

2.5.1.6 Kriterien für die Endlagerung

Das Gefährdungspotential von radioaktiven Abfällen in der Nachbetriebsphase eines Endlagers läßt sich durch folgende Kriterien beschreiben:

Wirkkriterium Schutzgut Mensch: Radiotoxizität

Wirkkriterium Schutzgut Mensch: Chemotoxizität

Wirkkriterium Schutzgut Grundwasser: Veränderung der natürlichen Temperatur

Wirkkriterium Schutzgut Grundwasser: Anwesenheit grundwasserfremder Stoffe

Wirkkriterium Wärmeabgabe

Wirkkriterium Spontanspaltung

Wirkkriterium Kritikalität

Ausbreitungskriterium Mobilisierbarkeit von Stoffen aus dem Endlager: Wasserlöslichkeit

Mengenkriterium Aktivität des Radionuklids i zum Zeitpunkt t

Mengenkriterium Masse eines chemisch toxischen Stoffes

Mengenkriterium Aktivität des Tochternuklides i .

2.5.2 Ausblick

Die hier entwickelten Kriterien bilden die Basis für eine Beurteilung, ob ein äquivalentes Gefährdungspotential von radioaktiven Abfällen bzw. Reststoffen vorliegt. Bereits in Kapitel 1.3 war darauf hingewiesen worden, daß die Vergleichbarkeit selbst erst nach einer Zusammenführung der Kriterien zu einem Gesamtbewertungssystem möglich ist. Dabei sind insbesondere folgende Aspekte zu beachten:

- Eine Bezugsgröße oder ein Vergleichsabfall muß festgelegt werden. Für die Abfälle, die aus der Wiederaufarbeitung zurückgeliefert werden, sind das vorzugsweise die abgebrannten Brennelemente.
- Die Kriterien müssen durch Maßstäbe konkretisiert werden. Es war an dieser Stelle nicht möglich, solche Maßstäbe zu entwickeln oder vorzuschlagen, denn die Wahl eines Maßstabes ist abhängig von den vorliegenden Informationen (z.B. Dokumentation der Abfälle, die die entsprechenden Angaben enthält) und von der weiteren Vorgehensweise zur Bestimmung der Äquivalenz.

Dies soll am Beispiel Wasserlöslichkeit - der Eigenschaft, die zum Kriterium für die Mobilisierbarkeit von Stoffen bzw. ihre Transportierbarkeit mit Wasser führt - illustriert werden. Hier bieten sich zwei Möglichkeiten, einen Maßstab festzulegen:

Möglichkeit 1:

Die Abfälle werden klassifiziert nach

- Abfall enthält überwiegend (nur) schwer lösliche Verbindungen
- Abfall enthält überwiegend (nur) leicht lösliche Verbindungen
-

Grob können die zu betrachtenden Stoffe in quasi unlöslich, gering löslich und gut wasserlöslich bzw. mischbar eingeteilt werden. Für die Unterteilung in Löslichkeitsklassen gibt es allerdings keine fest vorgegeben Werte.

Möglichkeit 2:

Der einzustufende Abfall wird mit einem Referenzabfall verglichen. Für jedes zu betrachtende Radionuklid und jeden chemotoxisch wirkenden Stoff wird der in einem definierten Volumen lösbare Anteil berechnet. (Ein Problem dieses Vorgehens ist, daß Prozesse, die das Lösungsverhalten beeinflussen, nicht vollständig erfaßt werden können.)

- Bei der Verknüpfung zu einem Gesamtsystem müssen alle Umgangsphasen berücksichtigt werden. Es ist nicht zulässig, nur eine Phase oder Teile einer Phase (z.B. den unfallfreien Transport) zu betrachten.
- Im Zusammenhang mit der Formulierung von Anforderungen an Äquivalenzkriterien war in Kapitel 2.2 gefordert worden, daß die Kriterien anwendbar sein müssen auf die Abfälle, die aus der Wiederaufarbeitung in die Bundesrepublik zurückgeliefert werden und daß sie auf die Verfügbarkeit von Informationen abgestellt sein müssen. Es war in dieser Phase der Bearbeitung nicht möglich, dies zu beurteilen.
- Für die weitere Bearbeitung kann es sich als notwendig erweisen, auch solche WAA-Abfälle zu betrachten, deren Nuklidinventare in den Spezifikationen nur unzureichend benannt werden. Dazu kann auch die Festlegung gehören, welche - gemessen an den Spezifikationen oder Dokumentationen der Abfälle - zusätzlichen Auflagen erforderlich wären, um die Erfüllung der Äquivalenzkriterien zu gewährleisten.

3. Darstellung und Bewertung vorhandener Ansätze zur Abfalläquivalenz

3.1 Einleitung

Wie einleitend festgestellt, existieren keine einheitlichen und verbindlichen nationalen oder internationalen Normen zur Festlegung der Äquivalenz von radioaktiven Abfällen. Tatsächlich hat dieses Problem in der internationalen Diskussion - abgesehen von der Entwicklung verschiedener Toxizitätsindizes - kaum eine Rolle gespielt, wohl deshalb, weil seine Relevanz erst für die bei der Wiederaufarbeitung von abgebrannten Brennelementen entstehenden Abfälle voll zum Tragen kommt. Bisher wurden jedoch noch keine Abfälle aus La Hague an die ausländischen Kunden von COGEMA zurückgeliefert, und die britische WAA Sellafield hat erst zu Beginn dieses Jahres überhaupt ihre Betriebsgenehmigung erhalten.

Im folgenden werden einige der bereits vorhandenen Abfall-Äquivalenzkonzepte diskutiert:

- Eine allgemeine, theoretische Herangehensweise an die Problematik, die einen weiten Rahmen für ein konkret ausformuliertes Äquivalenzkonzept spannt;
- der Maßstab „Toxizitätspotential von Abfällen durch Ingestion von kontaminiertem Trinkwasser“. Es handelt sich dabei um eine Variante der zahlreichen Ansätze, das Gefährdungspotential von radioaktiven Abfällen durch eine radiologisch gewichtete Summe der nuklidspezifischen Aktivitäten zu definieren;
- der Maßstab „Störfallrisiko für das Endlager Konrad“ aus der „Richtlinie zur Kontrolle radioaktiver Abfälle mit vernachlässigbarer Wärmeentwicklung, die nicht an eine Landesammelstelle abgeliefert werden“, der für Betriebsabfälle aus Atomkraftwerken entwickelt wurde;
- der Maßstab „Freigrenzen“ für radioaktive Stoffe aus der Strahlenschutzverordnung, und zwar die derzeit gültigen als auch die nach der Novellierung der EG-Grundnormen zu erwartenden Freigrenzen.

3.2 Theoretische Betrachtung von Abfall-Äquivalenz und Diskussion der Wichtungsfaktoren: Ansatz der Kommission der Europäischen Gemeinschaften

In Anhang II des Berichts der Kommission der Europäischen Gemeinschaften zur Äquivalenz von radioaktivem Abfall (CEC 1990) ist kurz eine allgemeine, theoretische Herangehensweise an die Problematik dargestellt, die im folgenden wiedergegeben wird.

Es wird angenommen, daß man den zu betrachtenden Abfällen zunächst einen (wie auch immer beschaffenen) Maßstab I zuordnen muß, der dann beim Vergleich der radioaktiven Abfälle zur Feststellung der Äquivalenz dienen soll.

Nimmt man an, daß sich solch ein Maßstab I linear zusammensetzt und daß er sich aus der Radioaktivität der betrachteten Stoffe ableitet, so ließe er sich für einen gegebenen Zeitpunkt schreiben als:

$$I = \sum_i \sum_n k_{n,i} \cdot f_n \cdot W_{n,i} \cdot a_i \quad (1)$$

wobei	i	Index, der verschiedene Nuklide kennzeichnet
	n	Index, der verschiedene betrachtete Risiken kennzeichnet
	a_i	Aktivität des Radionuklids i zum gegebenen Zeitpunkt
	$W_{n,i}$	Wichtungsfaktoren; z.B. Dosisfaktoren, zulässige Jahresaktivitätszufuhr durch Ingestion oder Inhalation oder potentielle Risiken während des Umgangs
	f_n	Faktor zur Wichtung und Sicherstellung der gleichen Einheit der verschiedenen betrachteten Risiken
	$k_{n,i}$	Faktor, mit dem z.B. Verbesserungen aufgrund der weiteren Verarbeitung (wie geringere Auslaugraten, Behälter, usw.) berücksichtigt werden können.

Da Gleichung (1) nur jeweils für gegebene Zeitpunkte anzuwenden ist, würden so die unterschiedlichen Halbwertszeiten der Radionuklide i nicht berücksichtigt. Durch Integration über Zeiten $(t-t_0)_n$ läßt sich dieser Einfluß der Halbwertszeiten berücksichtigen:

$$I = \sum_i \sum_n (k_{n,i} \cdot f_n \cdot W_{n,i} \cdot \int_{t_{0n}}^{t_n} a_i dt) \quad (2)$$

Hierbei wird angenommen, daß abhängig vom betrachteten Risiko n die Zeiten $(t-t_0)$ unterschiedlich gewählt werden können, z.B. bei der Betrachtung von Transporten radioaktiver Abfälle einerseits und der Nachbetriebsphase eines Endlagers andererseits.

Beispiel:

Bei Integration von $t_0 = 0$ s bis $t = \infty$ ergibt sich für die Integrale

$$\int_{t_0=0}^{t=\infty} a_i dt = \int_{t_0=0}^{t=\infty} a_{d,i} \exp(-\ln 2 \cdot t / t_{1/2,i}) dt = a_{d,i} \cdot t_{1/2,i} \quad (3)$$

und wegen der Proportionalität dieses Ausdrucks zur Masse der radioaktiven Isotope wird damit die Masse der Gefährdungsermittlung zugrundegelegt; d.h. langlebige Radioisotope würden ähnlich wie stabile toxische Stoffe, z.B. wie Schwermetalle, behandelt.

Um die Anwendung des Gerüsts, welches die beiden Beziehungen (1) und (2) darstellen, zu illustrieren, werden in besagtem Anhang II zwei Beispiele gegeben:

- Wählt man als zu berücksichtigende "Risiken" die Strahlenexposition des Menschen durch Ingestion, Inhalation und externe Gammabestrahlung (d.h. $n = 3$), so läßt sich gemäß (1) schreiben:

$$I = \sum_i (f_1 a_i / ALI_{i, \text{INGESTION}} + f_2 a_i / ALI_{i, \text{INHALATION}} + k_3 f_3 a_i \Gamma_i) \quad (4)$$

wobei ALI_i Grenzwerte der Jahresaktivitätszufuhr (z.B. gemäß Empfehlungen in ICRP No. 30)
 Γ_i Gammastrahlenkonstanten (z.B. in $\text{mSv} \cdot \text{m}^2 / \text{MBq} \cdot \text{h}$).

Es bleibt noch, die Faktoren $f_{1,2,3}$ festzulegen sowie evtl. auch noch einen Faktor $k_3 < 1$ zur Berücksichtigung etwaiger Abschirmmaßnahmen gegen Gammastrahlung zu bestimmen. Die Nachteile der Modellierung liegen - wie schon oben beschrieben - in der Nichtberücksichtigung der unterschiedlichen Halbwertszeiten (hierfür wäre Gleichung (2) heranzuziehen) sowie in der fehlenden Festlegung der f-Faktoren.

- Standortspezifisch lassen sich die Wichtungsfaktoren (inklusive der zu berücksichtigenden Integrationszeiten in (2)) durch eine Analyse von möglichen Unfällen und normalbetrieblichen Freisetzungen festlegen, wie dies in den Sicherheitsanalysen für das Endlager Schacht Konrad getan wurde:

$$I = \sum_i (a_i / G_{i,P,K}) \quad (5)$$

wobei sich darin die G-Werte - standortspezifisch ermittelt - aus den oben in (2) angegebenen f , k , W und $(t-t_0)$ zusammensetzen.

Bewertung:

Schon die beiden hier wiedergegebenen Beispiele machen deutlich, daß die als theoretische Grundlage vorgeschlagenen Gleichungen (1) und (2) für die Umsetzung in eine konkret anzuwendende Äquivalenzrelation nur einen extrem weiten Rahmen spannen, innerhalb dessen die Problematik im Detail noch zu analysieren und umzusetzen bleibt. Immerhin stellt der beschriebene Ansatz eine Festlegung insofern dar, als daß Abfalläquivalenz anhand einer einzigen Maßzahl definiert werden soll, obgleich auch aus technischer Sicht mehrere Maßzahlen in die Bewertung einfließen könnten.

3.3 Ansatz Toxizitätspotential von radioaktiven Abfällen

In Anhang III des Berichts der Kommission der Europäischen Gemeinschaften zur Äquivalenz von radioaktiven Abfällen (CEC 1990) wird ein Äquivalenzansatz vorgestellt, der als Maßstab für das Potential zur Auslösung von Schäden durch die radioaktiven Abfälle das Toxizitätspotential („toxic potential“) verwendet. Das Toxizitätspotential eines Radionuklids wird definiert als dasjenige Wasservolumen, mit dem das Radionuklid - vollständige Auflösung unterstellt - verdünnt werden muß, um „sicher“ trinkbar zu sein. Als ohne Schaden trinkbar wird das Wasser angesehen, wenn ein jährlicher Konsum von $0,712 \text{ m}^3$ (von der

Internationalen Strahlenschutzkommission, ICRP, empfohlene jährliche Zufuhrmenge eines „Durchschnittsmenschen“) zu einer effektiven Dosis von $\leq 1 \text{ mSv/a}$ führt.

Das Toxizitätspotential eines Radionuklids (RN) wird also folgendermaßen bestimmt:

Toxizitätspotential ($\text{m}^3 \text{ Wasser}$) =

$$\frac{\text{Aktivität des RN (Bq)} \times 0,712 (\text{m}^3 \text{ Wasser})}{\text{Aktivität des RN, die eine Dosis von } 1 \text{ mSv/a verursacht (Bq)}} \quad (1)$$

Das Toxizitätspotential jedes Abfallstromes oder jeder Mischung von Radionukliden kann entsprechend durch Addition der Toxizitätspotentiale aller vorliegenden Radionuklide bestimmt werden. Hochgiftige Abfälle benötigen sehr große Volumina Wasser, um sie bis auf „sichere“ Konzentrationen zu verdünnen - deshalb ist das Toxizitätspotential um so höher, je giftiger der Abfall ist.

Wegen des radioaktiven Zerfalls ist das Toxizitätspotential zeitabhängig. Deshalb wird das „integrierte Toxizitätspotential“ (integrated toxic potential) eingeführt, das als die Summe der Toxizitätspotentiale für jedes Jahr des betrachteten Zeitintervalls gebildet wird. Alternativ dazu kann das toxische Potential von Abfällen als „durchschnittliches Toxizitätspotential“ (average toxic potential) ausgedrückt werden; es ergibt sich als Quotient des integrierten Toxizitätspotentials und der Anzahl der Jahre des zugrundgelegten Betrachtungszeitraumes.

Im Bericht (CEC 1990) wird diese Methode beispielhaft auf den Vergleich zwischen zwei Abfallkategorien angewandt: Verglaster hochaktiver Abfall (HAW) und sog. Magnox Swarf (die Abfallhüllen der abgebrannten Magnox-Brennelemente), normiert auf die bei der Wiederaufarbeitung von jeweils 1 t U anfallenden Abfallmengen. Betrachtet werden unterschiedliche Integrationszeiträume, bis maximal 1 Million Jahre. Danach beträgt das durchschnittliche Toxizitätspotential (wir referieren hier beispielhaft Angaben für Zeiträume)

im Zeitraum 0 bis 100 Jahre:	6,11 E10 m^3 für HAW und 5,79 E8 m^3 für Swarf;
im Zeitraum 0 bis 100.000 Jahre:	2,95 E8 m^3 für HAW und 1,02 E7 m^3 für Swarf,
im Zeitraum 0 bis 1 Million Jahre:	4,85 E7 m^3 für HAW und 1,26 E6 m^3 für Swarf.

Es gibt also keine eindeutige und allgemeingültige Lösung für die Bestimmung von äquivalenten Mengen beider Abfallströme. Die Toxizitätspotentiale sind vom betrachteten Zeitraum abhängig.

Bewertung:

Der Ansatz „Toxizitätspotential“ - genauer gesagt das integrierte Toxizitätspotential - ist von großer Bedeutung, weil er von BNFL zur Berechnung der Äquivalenz verschiedener Abfallströme verwendet wird (BNFL 1992) bzw. die „Basis für die derzeitigen Verhandlungen der Kunden mit BNFL bzw. COGEMA über die Zuteilung äquivalenter Abfallmengen“ darstellt

(GNS 1992). GNS (1992) erläutert dazu: „Als Äquivalenzkriterium wird die Radiotoxizität im Hinblick auf die Langzeitsicherheit bei der Endlagerung herangezogen“. Laut GNS (1992) werden Integrale über maximal 100 000 Jahre angesetzt; BNFL (1992) legt 25 000 Jahre zugrunde. Die Äquivalenzregelung wird von GNS (1992) als „allgemein gültig“ bezeichnet. Zum Ansatz ist zu bemerken:

Das Toxizitätspotential ist abhängig vom zugrundegelegten Betrachtungszeitraum. Wegen der unterschiedlichen Radionuklid-Zusammensetzung der Abfälle und damit unterschiedlich rascher Zerfälle der einzelnen Isotope gilt die Maßzahl für äquivalente Abfallmengen immer nur für einen definierten Zeitraum, d.h. die relativen Toxizitätspotentiale ändern sich im Verlauf der Zeit. Insofern kommt der Wahl des Integrationszeitraumes eine sehr große Bedeutung zu. Ebenfalls wichtig ist die Wahl des Zeitpunktes, an dem die Integrationsperiode beginnt.¹¹

Für das Ergebnis dieses Ansatzes ist es unerheblich, daß - abweichend von deutschen Strahlenschutzvorschriften - ein Effektivdosisgrenzwert von 1 mSv/a sowie ein Trinkwasserkonsum von 712 l/a angenommen wird. Nicht unerheblich ist es jedoch, daß allein die Effektivdosis zugrundegelegt wird. Die Strahlenschutzverordnung (hier: § 45, der den Bevölkerungsschutz in der Umgebung von kerntechnischen Anlagen regelt) enthält sowohl Grenzwerte für die effektive Dosis als auch für Einzelorgane. Für einige Radionuklide wirken die Organdosen als limitierender Faktor. Der zur Diskussion stehende Ansatz führt dazu, daß für diese Radionuklide das sich an Organdosen orientierende Toxizitätspotential größer wird als das Toxizitätspotential auf Grundlage der effektiven Dosis.

Dies soll verdeutlicht werden am Beispiel Jod 129. Angepaßt an die Strahlenschutzverordnung lautet Gleichung (1)

Toxizitätspotential (m^3 Wasser) =

$$\frac{\text{Aktivität des RN (Bq)} \times 0,800 (\text{m}^3 \text{ Wasser})}{\text{Aktivität des RN, die eine Dosis in Höhe des Grenzwerts verursacht (Bq)}} \quad (1a)$$

Gegeben sei eine Aktivität von $1\text{E}5$ Bq I 129. Das Toxizitätspotential zum Zeitpunkt $t=0$ beträgt nach Gl. (1a), bezogen auf den Grenzwert für die effektive Dosis von 0,3 mSv/a: $18,9 \text{ m}^3$. Legt man jedoch den Grenzwert für die Schilddrüsendosis von 0,9 mSv/a zugrunde, so beträgt das Toxizitätspotential: $195,6 \text{ m}^3$. (Es werden jeweils die Dosisfaktoren der Strahlenschutzverordnung, Anlage XI, verwendet.) Das Toxizitätspotential erhöht sich also im betrachteten Fall durch die Anwendung der Organdosen um etwa eine Größenordnung.

Kontaminiertes Grundwasser - in der Nachbetriebsphase eines Endlagers die relevante Quelle für die Aktivitätszufuhr zum Menschen - kann auf vielfältige Weise genutzt werden und so zu einer Strahlenexposition führen. Die Ingestion von radioaktiv kontaminiertem

¹¹ Nach BNFL (1992) hat es dazu erhebliche Diskussionen mit den Kunden gegeben. Das Unternehmen ist jedenfalls bestrebt, im Falle einer Substitution eine Regelung zu vereinbaren, die den Interessen Großbritanniens am meisten entspricht.

Trinkwasser ist nur ein Expositionspfad unter mehreren; hinzu kommen als mögliche Pfade Beregnung von Nahrungs- und Futterpflanzen, Tränkwasser für Tiere, Fisch und externe Strahlenexposition. Lediglich den Konsum von Trinkwasser zu betrachten wäre dann zulässig, wenn der Anteil dieses Pfades an der Gesamtdosis für den Menschen für alle Radionuklide konstant wäre. Das ist jedoch nicht der Fall, da sich die Radionuklide in der Biosphäre unterschiedlich verhalten, z.B. auf ihrem Weg innerhalb des Nahrungsnetzes auch anreichern. Modellrechnungen für die Nachbetriebsphase des geplanten Endlagers Schacht Konrad beispielsweise zeigen, daß die Anteile der Expositionspfade an der Strahlenexposition eines Erwachsenen in einem weiten Bereich schwanken können (s. Tab. 4).

Radionuklid	Anteil der Expositionspfade in %				
	Viehtränke	Trinkwasser	Beregnung	Fisch	externe Exposition
Se 79	0,1	0,0	99,7	0,2	0,00
I 129	3,9	16,6	58,8	20,7	0,04
Th 231	0,2	52,9	7,3	39,7	0,01

Tabelle 4: Beitrag verschiedener Expositionspfade für 3 Radionuklide zur Strahlenexposition eines Erwachsenen in der Nachbetriebsphase des geplanten Endlagers Schacht Konrad (aus Pröhl 1990)

3.4 Ansatz „Störfallrisiko“ des Endlagers Konrad

In der „Richtlinie zur Kontrolle radioaktiver Abfälle mit vernachlässigbarer Wärmeentwicklung, die nicht an eine Landessammelstelle abgeliefert werden“ (vom 16. Januar 1989) findet sich ein Ansatz zur Vergleichbarkeit von radioaktiven Abfällen, die in der Bundesrepublik Deutschland bei verschiedenen Verursachern angefallen sind und konditioniert und gelagert werden müssen, der auf dem Störfallrisiko für das geplante Endlager Schacht Konrad beruht. Die Formulierung dieses Ansatzes ist in zwei Schritten vorgenommen worden:

Zunächst wurde in der im Januar 1989 wirksam gewordenen Richtlinie (RILI 1989a) mit Bezug auf technische und ökonomische Umstände ein Abschnitt 3.3.6 zur Zulässigkeit des Mischens von Abfällen eingeführt. Den Verursachern/Anlieferern sollten nach der Konditionierung Abfälle „in vergleichbarer Art und Menge“ bezogen auf den angelieferten Rohabfall zurückgeliefert werden. Was konkret darunter zu verstehen ist, wurde nicht festgelegt, insbesondere nicht, welche Eigenschaften mit „Art“ der Abfälle gemeint sind. Als verbindliche Anforderung wurde die Endlagerfähigkeit der Abfallgebinde festgelegt.

In einer Ergänzung zur Richtlinie vom Juli 1989 (RILI 1989b) wird eine Konkretisierung der allgemeinen Aussagen vorgenommen und erstmals der Begriff Äquivalenz verwendet. Hinzu kommt die Anforderung nach Zwischenlagerfähigkeit der Gebinde und die Festlegung

formaler Ausführungsbestimmungen. Bezüglich der Vergleichbarkeit von Art und Menge der zurückgelieferten Abfälle wird auf eine Summenformel im Anhang zu dieser Ergänzung der Richtlinie verwiesen. Diese Summenformel stellt jedoch kein bindendes Kriterium dar, da sie lediglich als „Anhaltspunkt“ herangezogen werden „kann“.

Die Summenformel zur Vergleichbarkeit von Abfällen

Für den Fall der Mischung von Abfällen in einer Konditionierungsanlage muß jeder Abfallverursacher konditionierten Abfall zurückerhalten, „der dem von ihm abgelieferten Abfall mengen- und aktivitätsäquivalent ist“. Dies soll durch die Anwendung eines Massenkriteriums gewährleistet werden. Für dieses Massenkriterium wird eine Summenformel auf der Grundlage von Anforderungen bzgl. des zulässigen Aktivitätsinventars von Abfallgebinden für das geplante Endlager Konrad abgeleitet. Im Plan Konrad (BfS 1990) werden nun zwar Aktivitätsbegrenzungen pro Abfallgebinde eingeführt, die jeweils getrennt aus der Sicherheitsanalyse für den bestimmungsgemäßen Betrieb, der Störfallanalyse für den Betrieb, den Vorgaben zur thermischen Beeinflussung des Wirtsgesteines und der Analyse zur Kritikalitätssicherheit resultieren. Hier wird jedoch nur der Aktivitätsgrenzwert für die Störfallanalyse berücksichtigt - als Größe $G_s(i,P,K)$ für das Radionuklid i in Abhängigkeit von der Abfallproduktgruppe P und der Abfallbehälterklasse K .

$G_s(i,P,K)$ ist das Ergebnis einer iterativen „Rückrechnung“, in der - ausgehend von bestimmten Lastannahmen für einige Störfälle über abgeleitete Freisetzungsanteile, Rückhaltung innerhalb der Anlage, Randbedingungen der Freisetzung in die Umgebung und atmosphärische Ausbreitung - die Auswirkungen der Störfälle berechnet und an den Störfallgrenzwerten der Strahlenschutzverordnung gemessen werden, so daß diese nicht überschritten werden. Mit Hilfe dieser Größe und der tatsächlichen Aktivität des vom Abfallverursacher angelieferten Radionuklids i , $A_{i,j}$, wird für jeden Abfallverursacher ein Quotient gebildet und über alle von ihm angelieferten Radionuklide summiert. Durch Summation der so für die einzelnen Ablieferer ermittelten Größe S_j ergibt sich für den von n Ablieferern abgelieferten gesamten konditionierten Abfall:

$$S_{\text{ges}} = \sum_{j=1}^n S_j = \sum_{j=1}^n \sum_{i=1}^m \frac{A_{i,j}}{G_s(i,P,K)}$$

Die Gesamtmasse des zurückzunehmenden konditionierten Abfalls m_{ges} ist nach ihrer Herstellung bekannt. Werden die errechneten Werte für die Quotienten mit den Massen in Beziehung gesetzt, so ergibt sich die an jeden Abfallablieferer zurückzuliefernde mengen- und aktivitätsäquivalente Abfallmasse durch:

$$m_j = m_{\text{ges}} \frac{S_j}{S_{\text{ges}}}$$

Bewertung:

Die entsprechend diesem Ansatz einem Abfallverursacher zugeordneten konditionierten Abfälle sollen nach Art und Menge vergleichbar bzw. mengen- und aktivitätsäquivalent sein. Damit ist jedoch nicht sichergestellt, daß die Abfälle auch ein gleiches Gesamtgefährdungspotential beinhalten. Dies war vermutlich von den Autoren nicht beabsichtigt und für die Zielrichtung der Richtlinie auch nicht notwendig. Sie wurde 1988 hauptsächlich als Reaktion auf den Transnuklear-Skandal in der Bundesrepublik Deutschland mit dem Zweck beschlossen, den Verbleib von radioaktiven Abfällen vom Zeitpunkt ihrer Entstehung bis zur Endlagerung jederzeit sicher feststellen zu können. Daher enthält sie auch keine spezielle Berücksichtigung von Abfällen, die in ausländischen Wiederaufarbeitungsanlagen in sehr unterschiedlicher Form und Zusammensetzung entstehen, zum Teil vermischt, konditioniert und den Anlieferern der Brennelemente zugeteilt werden.

Die Randbedingungen für die Bestimmung der Äquivalenz von Abfällen aus der Wiederaufarbeitung, die sowohl bei einem Tausch von Abfällen untereinander als auch in Bezug auf die abgelieferten Brennelemente gegeben sein muß, sind in diesem Fall sehr viel komplizierter. Die Richtlinie regelt die Mischung von Abfällen, die i.w. aus Kernkraftwerken stammen, deren nuklidbezogenes Aktivitätspotential bekannt ist und bei denen sich durch die Behandlung und Konditionierung an der Gesamtsumme der einzelnen Nuklidaktivitäten im Vergleich zu den angelieferten Abfällen nichts Wesentliches ändert; abgesehen von den Nukliden mit im Vergleich zur Behandlungsdauer kurzer Halbwertszeit. Das heißt, die Zahl und das Spektrum der Nuklide und ihre Aktivitäten in den Rohabfällen bilden die Ausgangswerte, alle Nuklide werden behandelt und müssen schließlich auch endgelagert werden. Das Gefährdungspotential bezüglich der Radioaktivität (wie es in Kapitel 2 definiert ist) ist also vom Beginn der Vermischung bis zur Endlagerung identisch. Es kann sich, die reale Situation des Abfallumganges in der Bundesrepublik berücksichtigend, durch die Zuordnungsvorschrift der Richtlinie bei der Rücknahme der konditionierten Abfälle für die einzelnen Abfallverursacher auch nur in verhältnismäßig engen Grenzen verändern. Im Unterschied dazu muß für die Abfälle aus der ausländischen Wiederaufarbeitung eine Vergleichbarkeit zwischen völlig unterschiedlich zusammengesetzten Abfällen hergestellt werden, die aufgrund des jeweils unterschiedlichen Nuklidvektors und der unterschiedlichen chemischen Form auch ein nicht unmittelbar vergleichbares Gefährdungspotential besitzen. Besonders extrem ist dies, wenn hochaktive mit schwachaktiven Abfällen verglichen werden sollen. Hinzu kommen kann eine durch die gleichzeitige Wiederaufarbeitung von Brennelementen aus anderen Ländern hervorgerufene Verschiebung des Nuklidvektors im Vergleich zu bundesdeutschen Brennelementen.

Bezüglich eines Aspektes des Gefährdungspotentials sind hierzu Überlegungen der Reaktorsicherheitskommission (RSK) bekannt geworden. In der „Vorbereitung einer RSK-Empfehlung zur Errichtung und zum Betrieb“ des geplanten Endlagers Konrad wird auf wichtige Stationen im Verlauf der Diskussionen um die Problematik des Langzeitsicherheitsnachweises des Endlagers Konrad hingewiesen. Eine „Station“ ist dabei die „Konkretisierung der Mischungsregelung in der BMU-Richtlinie zur Kontrolle radioaktiver Abfälle mit vernachlässigbarer Wärmeentwicklung.“ Es wird angemerkt, „daß im Zusammenhang mit der Rücknahme der im Ausland entstehenden Wiederaufarbeitungsabfälle

eine allgemein anwendbare Regelung zum Äquivalenzprinzip radioaktiver Stoffe benötigt wird. Im Plan Konrad kommt man hoffentlich noch ohne eine saubere Berechnungsgrundlage zurecht, bei Gorleben mit den höheren Inventaren (ca. Faktor 1000) geht dies nicht mehr“ (Merz 1990).

Der Einschätzung, im Planfeststellungsverfahren für das Endlager Konrad seien festgelegte Äquivalenzregeln nicht erforderlich, kann nicht zugestimmt werden. Die Diskussion hierüber, die ansatzweise z.B. auf dem Erörterungstermin geführt wurde, kann allerdings an dieser Stelle nicht aufgegriffen werden. Im folgenden sollen vielmehr weitere Probleme bei der Anwendung der Summenformel benannt werden.

- Die Richtlinie insgesamt und damit auch die Summenformel des Anhang 1 wurde für Abfälle mit „vernachlässigbarer Wärmeentwicklung“, das heißt für überwiegend schwachaktive Abfälle, erarbeitet. Bereits für diese Abfälle wird durch die Summenformel nur ein Teil des Gefährdungspotentials - die Freisetzung von Radionukliden nach Störfällen - abgedeckt. Relevant sind aber ebenso die Wärmeentwicklung, die Kritikalität und ganz besonders die Langzeitsicherheit. Dies gilt um so mehr für hochaktive Abfälle mit einer vollkommen anderen Nuklidzusammensetzung.

Die Berücksichtigung der Wärmeentwicklung ist für die Sicherheit von Endlagern von Bedeutung (siehe Kapitel 2). Sie muß daher für alle bei der Wiederaufarbeitung entstehenden Abfälle berücksichtigt werden. Bezüglich der Kritikalität ist festzustellen, daß die für Konrad aus der Störfallanalyse abgeleiteten Aktivitätsgrenzwerte für die spaltbaren Nuklide höher sind als die Aktivitätsgrenzwerte aufgrund der Kritikalitätsbetrachtungen. Deshalb ist bereits für „vernachlässigbar“ Wärme entwickelnde Abfälle das Gefährdungsmerkmal Kritikalität durch die Summenformel nicht abgedeckt. Für Langzeitsicherheitsbetrachtungen sind generell naturgemäß andere Kriterien anzulegen als die Strahlenbelastung nach Störfällen. Dort sind insbesondere langlebige und mobile Radionuklide von Bedeutung.

- Maßgeblich für die Aktivitätsgrenzwerte G_s (i,P,K) sind die beiden untertägigen Störfälle „Absturz aus 5 m Höhe“ und „Brand des beladenen Transportfahrzeuges“. Abgesehen von der auf dem Erörterungstermin geführten Diskussion, ob die Lastannahmen für diese Störfälle konservativ sind, decken diese beiden Störfallszenarien auch nicht das Spektrum von möglichen Unfällen bei allen Phasen des Umgangs mit radioaktiven Abfällen ab.

Der Absturz aus 5 m Höhe führt zu einer mechanischen Belastung des Abfallgebindes, von der unterstellt werden kann, daß sie für die Umgangsphasen mechanisierte und manuelle Handhabung, Zwischenlagerung und Nachkonditionierung bei anlageninternen Störfällen abdeckend ist, nicht jedoch für den Transport, bei dem die mechanischen Belastungen bis zu drei mal größer sein können.

Das Szenario für den untertägigen Brand im Endlager ist ebenfalls nicht für alle obertägigen Umgangsphasen abdeckend. Es wird in (BfS 1990) nur eine vernachlässigbare

Vorschädigung durch mechanische Belastung unterstellt. Dadurch und durch die Begrenzung der Branddauer auf 30 Minuten wird für die Ermittlung der Aktivitätsbegrenzungen nur ein Versagen der Behälterdichtung unterstellt, nicht aber eine größere Öffnung des Behälters. Dies führt zu einer starken Reduktion der Freisetzungsraten für Radionuklide. Zumindest für den Transport können diese Einschränkungen nicht gemacht werden, da hier eine deutlich höhere Vorschädigung auftreten kann und auch die Brandlasten größer und die Branddauer länger sein können.

Die für das Endlager Konrad berücksichtigten Störfälle sind auch keineswegs abdeckend für Auslegungsstörfälle in anderen Anlagen. Zum Beispiel ist das Abfallager in Gorleben nicht in gleichem Maße gegen Erdbeben ausgelegt.

- Die für Konrad abgeleiteten Aktivitätsgrenzwerte sind auch deshalb nicht allgemein anwendbar, weil die Randbedingungen für die Freisetzung in die Umgebung für andere Umgangsphasen unterschiedlich sind, z.B. die Freisetzungshöhe (45 m ohne Gebäudeeinfluß für Konrad).
- Gemessen an der für diesen Beratungsauftrag zugrundegelegten Definition von Gefährdungspotential ist der Ansatz nicht geeignet, da bei der Ermittlung der Aktivitätsgrenzwerte pro Abfallgebinde die Fixierung der Abfälle in einer Matrix und die Rückhalteigenschaften der Behälter berücksichtigt wurden. Die Fixierungsmaterialien können sich jedoch in der Zukunft verändern. Das trifft auf jeden Fall für Bitumen zu. Darüber hinaus wäre bei einem Störfall oder Unfall das Gefährdungspotential durch die Summenformel nur dann abgedeckt, wenn auf jeden Fall alle WAA-Abfälle in „konradgängigen“ Behältern zurückkommen würden. Dies ist bisher jedoch keineswegs sichergestellt und auch nicht zu erwarten. Für hochaktive Abfälle ist das Kriterium in dieser Hinsicht natürlich überhaupt nicht relevant.

Als Fazit ist für den in der Richtlinie gewählten Ansatz festzustellen, daß er sich nur dazu eignet, die Einhaltung der Störfallgrenzwerte nach Strahlenschutzverordnung unter bestimmten Randbedingungen nach Störfällen sicherzustellen. Das gilt aber nur für eine bestimmte Anlage, für die die Randbedingungen festgelegt wurden und vernachlässigt darüber hinaus alle anderen Gefährdungsmerkmale, die den Abfälle innewohnen.

3.5 Ansatz Freigrenzen

Im Entwurf der Atomrechtlichen Reststoff- und Abfallverordnung (AtRestAbfV 1993) wird ein Vorschlag zur Äquivalenzregelung für radioaktive Abfälle unterbreitet, der als Maßstab die Freigrenzen der Radionuklide zugrundelegt. In Anlage 8 zu § 14 Abs. 4 heißt es:

„Werden bei einer Behandlung radioaktive Abfälle unterschiedlicher Verursacher vermischt, so sind den einzelnen Verursachern anteilig Abfälle zurückzuliefern, die den Abfällen äquivalent sind, die bei einer Behandlung der unvermischten Abfälle entstanden wären.“

Radioaktive Abfälle gelten als äquivalent, wenn sie nach Aktivität und gegebenenfalls nach Menge vergleichbar sind. Soweit die Abfälle dieser Verursacher unterschiedliche Radionuklide enthalten, gilt die Aktivität als vergleichbar, wenn der Äquivalenz-Summen-Faktor (\ddot{A}) vergleichbar ist.

$$\ddot{A} = \sum \frac{\text{Aktivität des Nuklides } n}{n \cdot \text{Freigrenze des Nuklides } n \text{ lt. Anlage IV Tab.IV.1 Spalte 4 StrlSchV}}$$

Im folgenden soll näher betrachtet werden, was dieser Äquivalenz-Ansatz unter Zugrundelegung von Freigrenzen bedeutet. Der Frage, was „Vergleichbarkeit“ des Äquivalenz-Summen-Faktors bedeutet (wie groß darf die Abweichung sein? Ist $\ddot{A}=0,5$ noch „vergleichbar“ mit $\ddot{A}=1$?) muß hier nicht nachgegangen werden, weil die Atomrechtliche Reststoff- und Abfallverordnung nicht erlassen worden ist.

Was sind Freigrenzen?

Freigrenzen für radioaktive Stoffe werden festgelegt mit dem Ziel, den Umgang (im weitesten Sinne) mit radioaktiven Stoffen aus dem System der gesetzlichen Bestimmung auszuschließen oder von der behördlichen Überwachung zu befreien. Es handelt sich dabei um „Tätigkeiten, die mit einer geringfügigen Aktivitätsnutzung verbunden sind, wobei die beteiligten Mengen meist in der Größenordnung von einer Tonne liegen“. (Harvey et al. 1993)

Derzeit gültige Regelung:

Die in der Strahlenschutzverordnung (Neufassung von 1989) festgelegten Freigrenzen für Radionuklide sind unverändert aus den Euratom-Grundnormen (EG 1980 incl. Änderungen EG 1984) übernommen worden. Die dort in Anhang I aufgeführten „Aktivitätsgrenzwerte“ gelten in Verbindung mit Artikel 4 Buchstabe a), wonach auf das System der Anmeldung und Genehmigung bei radioaktiven Stoffen verzichtet werden kann, wenn die Aktivitätsgrenzwerte des Anhangs I nicht überschritten werden.

Anhang I der EG-Grundnormen teilt die wichtigsten radioaktiven Nuklide nach ihrer „relativen Toxizität“ in vier Gruppen ein und ordnet ihnen Aktivitätsgrenzwerte zwischen $5 \text{ E}3$ und $5 \text{ E}6 \text{ Bq}$ zu, wobei der Unterschied zwischen den einzelnen Gruppen jeweils eine Größenordnung beträgt:

- Gruppe 1 - Nuklide mit sehr hoher Radiotoxizität: $5 \text{ E}3 \text{ Bq}$ (z.B. Ra 226, Pu 239, Np 237)
- Gruppe 2 - Nuklide mit hoher Radiotoxizität: $5 \text{ E}4 \text{ Bq}$ (z.B. Co 60, I 131, Cs 134)
- Gruppe 3 - Nuklide mit mittlerer Radiotoxizität: $5 \text{ E}5 \text{ Bq}$ (z.B. C 14, Cl 36, Cs 137)
- Gruppe 4 - Nuklide mit niedriger Radiotoxizität: $5 \text{ E}6 \text{ Bq}$ (z.B. Tritium, I 129, U 235, U 238).

Zum Hintergrund der Freigrenzenregelung in der Strahlenschutzverordnung erläuterte die Strahlenschutzkommission: „Die ... Freigrenzen wurden auf der Basis der JAZ-Werte [Grenzwerte der Jahresaktivitätszufuhr, d.V.] von ICRP 30 und der EG-Richtlinie berechnet. Sie entsprechen damit den Werten in der EG-Richtlinie, um innerhalb der EG-Staaten einheitliche Regelungen für den freien Warenverkehr mit radioaktiven Stoffen zu haben. Auf

der Basis der JAZ-Werte, die in den Spalten 5 und 6 der Tabelle IV 1 [der Strahlenschutzverordnung, d.V.] stehen, würden sich zum Teil andere - meist niedrigere Freigrenzen - ergeben, weil diese JAZ-Werte aufgrund der von der ICRP-Empfehlung abweichenden Grenzwerte für einige Teilkörperdosen gemäß Anlage X, Tabelle X 1, Spalte 2 berechnet worden sind.“ (SSK 1989)

Das Bundesumweltministerium äußert sich ebenfalls deutlich: „Mit dieser Harmonisierung wird erreicht, daß innerhalb der EG Ein- und Ausfuhr, Transport und Freistellung von der Genehmigungs- und Anzeigepflicht einheitlich bewertet werden können. Unnötige, für den Strahlenschutz irrelevante Kontrollen beim grenzüberschreitenden Verkehr werden vermieden.“ (Peinsipp 1989)

Soweit zum „praktischen“ Hintergrund. Worauf gründen nun aber die Werte für die Freigrenzen der einzelnen Radionuklide? Die Tatsache, daß z.B. Tritium und Jod 129 in die gleiche Gruppe „niedrige Radiotoxizität“ eingeordnet werden, oder daß das kurzlebige I 131 um zwei Gruppen höher radiotoxisch als I 129 eingestuft wird, überrascht insofern, als diese Klassifikation jedenfalls nicht mit der tatsächlichen und relativen Radiotoxizität (gemessen beispielsweise an den Grenzwerten der Jahresaktivitätszufuhr) in Einklang gebracht werden kann.

Laut Peinsipp (1989) stützt sich die Festlegung der Freigrenzen in den EG-Grundnormen auf den Bericht „A Basic Toxicity Classification of Radionuclides“, verfaßt von einer Beratergruppe für die Internationale Atomenergie-Agentur (IAEA 1963). Dort wird der Versuch unternommen, Radionuklide in eine grundlegende Reihung zu bringen und anschließend in Gruppen zusammenzufassen. Berücksichtigt wird dabei die Inkorporation auf dem Inhalationsweg; Ingestion sowie der Belastungspfad Aufnahme über die Haut werden mit Verweis auf den grundlegenden Charakter des Berichtes nicht betrachtet, weil diese Wege normalerweise leichter kontrollierbar sind oder durch einfache Vorsichtsmaßnahmen vermieden werden können.

In einem ersten Schritt werden die Radionuklide anhand der von der ICRP empfohlenen maximal zulässigen Konzentration in der Luft (MPC_a -Werte) bzw. daraus abgeleiteter Werte für die maximale zulässige Jahresaktivitätszufuhr (MPI-Werte) in eine Reihung gebracht. Für die sich anschließende Klassifikation in drei bzw. vier Gruppen (hohe Toxizität, niedrige Toxizität, große Gruppe von Radionukliden mit mittlerer Toxizität, unterteilt in 2 Untergruppen) wird nun jedoch zusätzlich die spezifische Aktivität der Radionuklide berücksichtigt, weil Radionuklide mit einer sehr geringen spezifischen Aktivität eine so große Masse pro Aktivität haben, „that it would be impossible for the body to take in a sufficient quantity of material for it to become radiologically toxic.“ (IAEA 1963) Diesem Aspekt wird dadurch Rechnung getragen, daß die Höchstmenge an radioaktiver Substanz, die innerhalb der Expositionszeit eingeatmet werden kann, auf 10 mg beschränkt wird. Radionuklide mit sehr geringer spezifischer Aktivität (wie I 129 oder U 238) gelangen auf diese Weise trotz ihrer hohen Toxizität in die niedrigste Toxizitätsklasse.

Bewertung:

Die derzeit in Anlage IV Tabelle IV 1 StrlSchV festgelegten Freigrenzen sind als Grundlage für Äquivalenzregelungen völlig ungeeignet. Ihre Festlegung dient allein dazu, den zwischenstaatlichen Handel nicht unnötig einzuschränken. Der freie Warenaustausch gehört jedoch nicht zu den Schutzgütern. Diese Freigrenzen sind auch in keiner Weise ein vernünftiges Maß zur Beschreibung der Radiotoxizität von Nukliden. Ihre Einsetzung in die obige Gleichung würde dazu führen, daß z.B. Tritium und Jod 129 als einander äquivalent gelten. Das ist offensichtlich unsinnig, denn allein die Grenzwerte für die Jahresaktivitätszufuhr der beiden Radionuklide unterscheiden sich um Größenordnungen.

Zu erwartende Regelung nach der Novellierung der EG-Grundnormen:

Wir beziehen uns im folgenden auf den Entwurf vom 9. September 1993 (EG 1993).

Im Zuge der Novellierung der Euratom-Grundnormen sind auch die Freigrenzen überarbeitet worden. Zur Begründung wird angeführt: „Man kam zu der Erkenntnis, daß diese Einteilung [d.h. 4 Toxizitätskategorien bisher] nicht wirklich das potentielle Risiko widerspiegelt, das sich ... für die Arbeitskräfte und Einzelpersonen der Bevölkerung ergibt.“ (EG 1992)

Anhang I (der nun im Zusammenhang mit Artikel 3, Abs. 2, Buchstabe a) und b) steht und nur noch die Anmeldung, d.h. die Befreiung von der Meldepflicht regelt) enthält jetzt in Tabelle A zwei Arten von nuklidspezifischen Freigrenzen: Sog. Quantitäten (in Bq, die den den Aktivitätsgrenzwerten der bisherigen Verordnung entsprechen) und Konzentrationen (massenspezifischen Aktivitätswerte, in kBq/kg). Die zweite Kategorie wird hier im folgenden nicht mehr betrachtet.

Die jetzt vorgeschlagenen Freigrenzen der Aktivität (Quantitäten) umfassen einen sehr großen Wertebereich von $1 \text{ E}2 \text{ Bq}$ (für Thorium 232) bis $1 \text{ E}12 \text{ Bq}$ (für Argon 37, ein kurzlebiges Edelgas). Für die meisten alphastrahlenden Aktinden beträgt die Freigrenze $1 \text{ E}3 \text{ Bq}$; für Tritium liegt sie bei $1 \text{ E}8 \text{ Bq}$ und für Jod 129 bei $1 \text{ E}4 \text{ Bq}$.¹²

Die Freigrenzen wurden durch eine Expertengruppe (Harvey et al. 1993) nach folgender Methodik berechnet: Es werden drei Szenarien bezüglich der Verwendung, des Mißbrauchs und der Beseitigung radioaktiver Materialien zugrundegelegt, die jeweils über einen oder mehrere Belastungspfade zu einer Strahlenexposition führen. Die aus den jeweiligen Pfaden eines Szenariums resultierende Dosis (berechnet werden effektive Dosis und Hautdosis) wird summiert und anschließend die Summe folgendermaßen mit festgelegten Jahresdosiskriterien verglichen:

¹² Die in einer Bundesratsdrucksache aufgestellte Behauptung, die neuen Werte seien „generell niedriger als die bestehenden“ (BR 1994), ist falsch. Anhand eines Vergleichs der in Anhang II des vorliegenden Beratungsauftrages aufgeführten Werte läßt sich leicht nachprüfen, daß für eine Reihe von Nukliden in (EG 1993) höhere Freigrenzen als bisher vorgeschlagen werden.

Jährliches Körperdosiskriterium

= Freigrenze für jedes Szenarium

Dosis je Einheit der Aktivität (Bq)

Folgende Szenarien wurden ausgewählt:

- a) Szenarium der normalen Verwendung am Arbeitsplatz. Dies berücksichtigt die bestimmungsgemäße Verwendung von kleinen Mengen radioaktiver Stoffe in Industrie usw. Belastungspfade sind externe Strahlenexposition (z.B. durch Handhabung einer Strahlenquelle) sowie unbeabsichtigte Inkorporation (Inhalation von Staub und Ingestion über kontaminierte Hände). - Die Strahlenbelastung der Bevölkerung infolge normaler Freisetzen von Radioaktivität wird als durch das Szenarium angemessen berücksichtigt angesehen.
- b) Unfallszenarium am Arbeitsplatz. Dies berücksichtigt außergewöhnliche Zwischenfälle, die bei der routinemäßigen Verwendung von kleinen Radioaktivitätsmengen eine Strahlenbelastung verursachen (Verschütten von Material und Brand einer Strahlenquelle). Betrachtet werden die externe Exposition sowie Inkorporation (hauptsächlich über eine Reihe von Ingestionspfaden).
- c) Szenarium der Beseitigung einer Strahlenquelle auf einer Deponie. Betrachtet wird eine Einzelperson aus der Bevölkerung, die den Standort besucht und normal oder unfallbedingt exponiert wird. Berücksichtigt werden externe Exposition, Inhalation von Staub sowie Ingestion von kontaminiertem Material oder eines kontaminierten Gegenstandes.

Die Jahresdosiskriterien betragen 0,01 mSv effektive Dosis für „normale Situationen“ und 1 mSv für „ungünstige Situationen“ sowie 50 mSv Hautdosis für beide Situationen. Zugrundegelegt wird die jeweils kleinste (restriktivste) Freigrenze.

Die Ergebnisse der Rechnungen werden von Harvey et al. (1993) in Form von 2 Tabellen dargestellt, die die Freigrenze für jedes Radionuklid zusammen mit dem jeweils vorherrschenden Expositionspfad einmal in nicht gerundeter, zum anderen in gerundeter Form angeben. (In Anhang II des vorliegenden Beratungsauftrages sind diese Angaben für relevante Radionuklide in Abfällen zusammengestellt.¹³) Für Gamma- und Betastrahler ist in der Regel die externe Bestrahlung von Beschäftigten, insbesondere die Hautdosis, bei der Handhabung der Strahlenquelle am Arbeitsplatz bestimmend für die Festlegung der Freigrenzen. Den Freigrenzen für einige dieser Strahler liegt auch die Ingestion von Material, das von einem Deponiestandort stammt, zugrunde (z.B. H 3, C 14, I 131, I 129, Ra 226) oder die unfallbedingte Inhalation nach einem Brand am Arbeitsplatz. Für die Aktiniden sind die wichtigsten Belastungspfade Inhalation durch Einzelpersonen aus der Bevölkerung (Szenarium Deponieabeseitigung) sowie Inhalation durch Beschäftigte am Arbeitsplatz nach einem Brand.

Es ist übrigens anzumerken, daß die Werte des Anhang I Euratom-Grundnormenentwurf in zahlreichen Fällen nicht übereinstimmen mit den von Harvey et al. (1993) abgeleiteten Aktivitäten. Zahlreichen Radionukliden wird in (EG 1993) eine in der Regel 10fach niedrigere Freigrenze zugewiesen als im Bericht der Expertengruppe. In einigen Fällen (z.B. Cs 134

¹³ Für einige der in Anhang II aufgeführten Radionuklide werden keine Freigrenzen angegeben.

und Cs 137) liegt die Freigrenze im EG-Grundnormenentwurf um den Faktor 10 höher. Eine Begründung für diese Abweichungen ist uns nicht bekannt.

Bewertung:

Die hier ermittelten Freigrenzen sind das Resultat eines komplexen Ansatzes, der mehrere Umgangsszenarien und zahlreiche Belastungspfade berücksichtigt. Insofern sind die Werte wesentlich belastbarer als die mit sehr schlichter Methodik abgeleiteten derzeit gültigen Freigrenzen. Der zugrundeliegende methodische Ansatz ist gut und sinnvoll.

Die Freigrenzen werden ermittelt für den Umgang mit und der Beseitigung von geringfügigen Aktivitätsmengen, d.h. ihre Ableitung ist zugeschnitten auf die Verwendung von Radionukliden in Industrie, Medizin usw. beziehungsweise auf deren Beseitigung als schwachradioaktive Abfälle. Die zugrundegelegten Szenarien, Belastungspfade, Einzelannahmen und Dosiskriterien gelten nur für diese Zielrichtung. Dies zeigt allein ein Blick auf die vorherrschenden Belastungspfade, die den Werten zugrunde liegen. Für die Abfälle jedoch, um die es hier geht - insbesondere die aus der Wiederaufarbeitung - sind die Annahmen von Harvey et al. (1993) nicht zutreffend. Bezogen auf das Schutzgut Mensch gilt:

- Es müssen andere Szenarien betrachtet werden (z.B. Endlagerung im tiefen geologischen Untergrund),
- andere Belastungspfade spielen eine Rolle (z.B. die Ingestion von Radionukliden unter Berücksichtigung der Nahrungskette),
- es müssen andere Dosiskriterien herangezogen werden (die Exposition der Haut z.B. ist nur für beruflich Exponierte von Bedeutung).

Der Vollständigkeit halber sei noch auf eines der Probleme hingewiesen, das sich - unterstellt, diese Freigrenzen seien für Äquivalenzregelungen geeignet - bei der Verwendung der Werte ergäbe: Wie bereits bemerkt, weichen zahlreiche Freigrenzen des EG-Grundnormenentwurfs von den Werten in Harvey et al. (1993) ab. Diese spiegeln aber unter den dort getroffenen Annahmen deren relative Gefährlichkeit wider. Diese Relation bliebe erhalten, wenn alle Werte gleichermaßen erhöht oder herabgesetzt würden. Da sie jedoch im EG-Grundnormenentwurf nur teilweise verändert werden, verändern sich damit auch teilweise die Relationen. Nach Harvey et al. (1993) sind z.B. folgende der in Anhang II aufgeführten Radionuklide direkt einander äquivalent:

Co 60, Ru 106, I 129, Ra 225, Ra 228 und Pu 241 (alle mit Freigrenze 1 E5 Bq).

Nach dem EG-Grundnormenentwurf hingegen sind direkt äquivalent:

Co 60, Sr 90, I 129, Ra 225, Ra 228, Th 228, U 233, U 234, U 235, U 236, U 238 und Cm 244 (alle mit Freigrenze 1 E4 Bq).

3.6 Zusammenfassende Bewertung

Keines der vorgestellten Konzepte zur Festlegung der Äquivalenz von radioaktiven Stoffen erfüllt alle in Kapitel 2 des vorliegenden Beratungsauftrages formulierten Anforderungen an

die Beschreibung des Gefährdungspotentials, also Berücksichtigung der verschiedenen Phasen des Umgangs mit radioaktiven Abfällen und Berücksichtigung der Wirk- und Ausbreitungsmöglichkeiten für Stoffe, die die Gefährdung entscheidend bestimmen. Ansatzweise werden sie erfüllt durch die nach der EG-Grundnormennovelle zu erwartenden Freigrenzen, die jedoch nicht auf Abfälle aus der Wiederaufarbeitung anwendbar sind. Insbesondere gilt, daß die untersuchten Ansätze lediglich das Schutzgut Mensch zugrundelegen und insofern - allein aus methodischen Gründen - nicht geeignet sind, den Schutz des Grundwassers sicherzustellen.

Literaturverzeichnis

- AtRestAbfV: Verordnung über die Verwertung radioaktiver Reststoffe einschließlich ausgebauter oder abgebauter radioaktiver Anlagenteile und die Beseitigung radioaktiver Abfälle (Atomrechtliche Reststoff- und Abfallverordnung - AtRestAbfV) vom ... 1993; Entwurf - Stand: 27. Mai 1993
- BfK 1993: Beirat für Fragen des Kernenergieausstiegs, Protokoll der gemeinsamen Sitzung der Ausschüsse Entsorgungskonzept und Strahlenschutz am 06.12.93
- BfS 1990: Bundesamt für Strahlenschutz, Plan Endlager für radioaktive Abfälle, Schachtanlage Konrad, Salzgitter. 4/90, Salzgitter
- BR 1994: Eine Gemeinschaftsstrategie für die Entsorgung radioaktiver Abfälle. Bundesrats-Drucksache 255/94 vom 22.03.1994
- CEC 1990: Commission of the European Communities, Radioactive waste equivalence; Report by a working group set up in the framework of the „Community plan of action in the field of radioactive waste“, Euradwaste series No 3, Report EUR 12879 EN, 1990
- COGEMA 1990: Contract for the reprocessing of irradiated oxide fuel, Variante „Fixed Quantities“ vom 09.01.1990
- COGEMA 1994: Amendment to the reprocessing contract of February 12th 1990, Principles discussed between PE and COGEMA on May 4th 1994 (Draft)
- EG 1980: Richtlinie des Rates vom 15.7.1980 zur Änderung der Richtlinien, mit denen die Grundnormen für den Gesundheitsschutz der Bevölkerung und der Arbeitskräfte gegen die Gefahren ionisierender Strahlungen festgelegt wurden, 80/836/Euratom, Amtsblatt der Europäischen Gem., Nr. L 246/1, 17.9.1980
- EG 1984: Richtlinie des Rates vom 3. September 1984 zur Änderung der Richtlinie 80/836/Euratom hinsichtlich der Grundnormen für den Gesundheitsschutz der Bevölkerung und der Arbeitskräfte gegen die Gefahren ionisierender Strahlungen, 84/467/Euratom, Amtsblatt der Europäischen Gem., Nr. L 265, 5.10.1984
- EG 1992: Kommission der europäischen Gemeinschaften, Entwurf des Vorschlags für eine Richtlinie des Rates zur Festsetzung der Grundnormen für den Gesundheitsschutz der Bevölkerung und der Arbeitskräfte gegen die Gefahren durch ionisierende Strahlungen, SEK(92) 1322 endg., Brüssel, 6. Juli 1992
- EG 1993: Kommission der europäischen Gemeinschaften Geänderter Vorschlag für eine Richtlinie des Rates zur Festsetzung der grundlegenden Sicherheitsnormen für den Schutz der Arbeitskräfte und der Bevölkerung gegen die Gefahren durch ionisierende Strahlungen, (93/C 245/06), Amtsblatt der Europäischen Gem., Nr. C 245/5, 9. September 1993
- EÖT 1992: Auszug aus dem unbearbeitetem Entwurf des Wortprotokolls vom Erörterungstermin Schacht Konrad (S. 1-43, S. 52-54)
- GNS 1992: Gesellschaft für Nuklear-Service mbH: Grundlagen der Abfallmengenzuweisung an die Auslandskunden von COGEMA und BNFL, 03.06.1992

- GNS 1993: Gesellschaft für Nuklear-Service mbH: COGEMAs Zuteilungssystem für radioaktive Abfälle aus der Wiederaufarbeitung ausländischer Brennelemente in Frankreich, 07.05.1993
- GRS 1991: Lange, F., Gründler, D., Schwarz, G: Transportstudie Konrad: Sicherheitsanalyse des Transports radioaktiver Abfälle zum Endlager Konrad; GRS-A-1755, Köln, Juni 1991
- Harvey, M., Mobbs, S., Cooper, J., Chapuis, A.M., Sugier, A., Schneider, T., Lochard, J., Janssens, A.: Grundsätze und Verfahren zur Festlegung von Konzentrationen und Mengen (Freigrenzen), bei deren Unterschreitung in der Europäischen Richtlinie keine Anzeige vorgeschrieben ist. Kommission der Europäischen Gemeinschaften, XI-028/93, 1993
- Hirsch, H. & D. Appel: Konzeption Kernenergieabwicklung 1995-2000; Beirat für Fragen des Kernenergieausstiegs, Hannover, Oktober 1994
- IAEA 1963: A basic toxicity classification of radionuclides. Report of joint study of a group of consultants to the International Atomic Energy Agency, Technical Report Series No. 15, IAEA, Wien 1963
- Kuni, H.: Strahlendosen und Gesundheit der Arbeitnehmer; Berichte des Otto Hug Strahleninstituts Nr. 8-11, Medizin Verlag München 1994
- Lühr, H.P. & Staupe, J.: Der Besorgnisgrundsatz beim Grundwasserschutz; Wasser+Boden 12, 1986, S.600
- Merz, E.: Anlage 3 zum Entwurf des Ergebnisprotokolls der 252. RSK-Sitzung am 21.3.1990 vom 6.4.1990
- Niederer, U.: Die Toxizität der radioaktiven Abfälle; in: Entsorgung, 20. Jahrestagung des Fachverbandes für Strahlenschutz, 6.-9. Oktober 1987, Basel; FS-87-44-T
- PAGIS 1988: Performance Assessment of Geological Isolation Systems for Radioactive Waste; Commission of the European Communities, EUR 11775 EN, Luxembourg 1988
- Peinsipp, N.: Die neue Strahlenschutzverordnung, Vortrag in der „Sommerschule für Strahlenschutz“, 29.5.-1./3.6.1989, Fortbildungszentrum Gesundheits- und Umweltschutz Berlin e.V., Berlin 1989
- Pröhl, G.: Berechnung der Strahlenexposition in der Nachbetriebsphase des Endlagers Konrad nach der Allgemeinen Verwaltungsvorschrift. Gesellschaft für Strahlen- und Umweltforschung mbH, München, 12. April 1990.
- PSE 1985: Projekt Sicherheitsstudien Entsorgung, Abschlußbericht, Fachband 19: Potentielle Strahlenexposition durch Nutzung von radioaktiv kontaminiertem Grundwasser, Berlin
- RILI 1989a: Richtlinie zur Kontrolle radioaktiver Abfälle mit vernachlässigbarer Wärmeentwicklung, die nicht an eine Landessammelstelle abgeliefert werden; 16. Januar 1989; Bundesanzeiger Nr. 63a, ausgegeben am 04.04.1989

- RILI 1989b: Richtlinie zur Kontrolle radioaktiver Abfälle mit vernachlässigbarer Wärmeentwicklung, die nicht an eine Landessammelstelle abgeliefert werden; 26. Juni 1989; Bundesanzeiger Nr. 124, ausgegeben am 07.07.1989
- SSK 1985: Strahlenschutzkommission, Zusammenfassung der Beratungsergebnisse des Ausschusses „Novellierung der Strahlenschutzverordnung“ des Bundesministers des Innern, RS II 1-511413/13, 21. Juni 1985
- VDEW 1989: Vereinigung Deutscher Elektrizitätswerke: Strategieüberlegungen zur Brennelementeentsorgung und Verwertung von Plutonium und wiederaufgearbeitetem Uran, September 1989

ANHANG I

Soziologische Aspekte beim Vergleich verschiedener Abfälle

Fearn und Mitarbeiter (1989) versuchen, soziologische Aspekte beim Vergleich verschiedener Abfälle zu berücksichtigen. Die radiologischen Auswirkungen bei der Endlagerung verschiedener Abfallarten werden dabei mit Faktoren gewichtet, die die Auffassung verschiedener Gruppen widerspiegeln sollen:

Die in (Fearn et al. 1989) vorgestellte Studie folgt der in Kapitel 3.2. beschriebenen Herangehensweise. Ziel der Studie ist die Untersuchung der Möglichkeit, verschiedene Abfallarten auch unter Berücksichtigung verschiedener gesellschaftlicher Gruppen zu vergleichen und deren Äquivalenz zu ermitteln bzgl. der mit der Entsorgung verbundenen Risiken. Insbesondere wird auch die Situation untersucht, in der radioaktiver Abfall in einem Land anfällt (Erzeugerland) und sodann in einem anderen endgelagert wird (Empfängerland).

Die betrachteten und jeweils mit eigenen Wichtungsfaktoren versehenen gesellschaftlichen Gruppen werden nach unterschiedlichen Sichtweisen charakterisiert: (a) uninteressiert ("wissenschaftlich-nüchtern"), (b) pro-atom, (c) anti-atom, (d) Erzeugerland und (e) Empfängerland.

Fünf Abfallarten werden beispielhaft mit angenommenen Entsorgungswegen herangezogen (vgl. folgende Tabelle [Tab. 1 in Fearn et al. 1989]):

Abfallart	Entsorgungsweg
1. Verglaste hochaktive Abfälle aus der Wiederaufarbeitung von DWR-Brennstoff	Endlagerung in tiefer geologischer Formation: Ton, Granit, oder Salz
2. Plutoniumkontaminiertes Material aus der MOX-Brennelementfertigung (sog. PCM, MAW)	Endlagerung in tiefer geologischer Formation: Ton
3. DWR Brennelement-Hüllrohre (MAW)	"
4. DWR-Betriebsabfälle: Harze, Schlämme, Konzentrate und Filter (MAW)	Oberflächennahes Vergraben in erbautem Endlager
5. LLW, die nicht aus der Kernenergienutzung stammen	"

Als Maßstab für die radiologischen Auswirkungen werden zunächst nach dem Kollektivdosen-Konzept die Beiträge für Arbeiter und die Bevölkerung durch Transport und Einbringen in das Endlager und sodann die Beiträge aus der Endlagerung an sich betrachtet. Um zu einem Gesamtmaß für die radiologischen Auswirkungen zu kommen, werden 15 verschiedene Komponenten betrachtet und über Wichtungsfaktoren additiv miteinander verknüpft (vgl. folgende Tabelle 3 [Tab. 3 in Fearn et al. 1989]):

Komponente der radiologischen Auswirkungen	Einheit	Wichtungsfaktoren für die Sichtweise:				
		A uninter- ressiert	B pro- atom	C anti- atom	D Em- pfänger- land	E Erzeu- ger- land
<u>Auswirkungen während des Betriebes</u>						
1. Kollektivdosis der Bevölkerung aufgrund des Transports durch das Erzeugerland	man Sv	10 ⁻⁴	10 ⁻⁴	10 ⁻³	10 ⁻⁵	10 ⁻²
2. Kollektivdosis der Arbeiter aufgrund des Transports durch das Erzeugerland	man Sv	10 ⁻³	10 ⁻³	10 ⁻³	10 ⁻⁴	10 ⁻²
3. Kollektivdosis der Bevölkerung aufgrund des Transports im Empfängerland	man Sv	10 ⁻⁴	10 ⁻⁴	10 ⁻³	10 ⁻³	10 ⁻⁴
4. Kollektivdosis der Arbeiter aufgrund des Transports und Endlagerbetriebs im Empfängerland	man Sv	10 ⁻³	10 ⁻³	10 ⁻³	10 ⁻²	10 ⁻³
<u>Auswirkungen des Endlagers im Nachbetrieb im Empfängerland</u>						
1. Individualrisiko durch Migration	10 ⁻⁵ /Jahr	1	1	1	10 ²	1
2. Individualrisiko durch Intrusion	10 ⁻⁵ /Jahr	1	10 ⁻²	1	10 ²	1
3. Kollektivdosis 0-10 ³ Jahre	man Sv	10 ⁻⁴	10 ⁻⁴	10 ⁻²	10 ⁻³	10 ⁻⁴
4. Kollektivdosis 10 ³ -10 ⁴ Jahre	man Sv	10 ⁻⁴	0	10 ⁻¹	10 ⁻³	10 ⁻⁴
5. Kollektivdosis nach 10 ⁴ Jahren	man Sv	10 ⁻³	0	10 ⁻¹	10 ⁻³	10 ⁻⁵
<u>Auswirkungen des Endlagers im Nachbetrieb über das Empfängerland hinausgehend</u>						
1. Regionale Kollektivdosen über Empfängerland hinaus (Multiplikator)	man Sv	1	1	10	10 ⁻¹	1
2. Globale, über Region hinausgehende Kollektivdosis (Multiplikator)	man Sv	1	1	10	10 ⁻¹	1

Es werden also für die o.a. Abfallarten die Kollektivdosen bzw. die Individualrisiken berechnet, und mit den Wichtungsfaktoren verknüpft ergeben sich dann die gewichteten Gesamtauswirkungen (wobei noch zwischen Straßen- und Eisenbahntransport unterschieden wird, vgl. folgende Tabelle [Tab. 4 in Fearn et al. 1989]):

Abfall/Transportrouten-Kombination	Gewichtete Auswirkungen (ohne Einheit)				
	A un- interessiert	B pro-atom	C anti-atom	D Empfänger- land	E Erzeuger- land
Hochaktive Abfälle in Ton					
(S)	$6,1 \cdot 10^{-2}$	$6,5 \cdot 10^{-4}$	$1,8 \cdot 10^{-1}$	6,1	$6,1 \cdot 10^{-2}$
(B)	$6,1 \cdot 10^{-2}$	$6,4 \cdot 10^{-4}$	$1,8 \cdot 10^{-1}$	6,1	$6,1 \cdot 10^{-2}$
Hochaktive Abfälle in Granit					
(S)	$6,1 \cdot 10^{-3}$	$1,1 \cdot 10^{-4}$	$6,2 \cdot 10^{-3}$	$6,1 \cdot 10^{-1}$	$6,4 \cdot 10^{-3}$
(B)	$6,1 \cdot 10^{-3}$	$9,9 \cdot 10^{-5}$	$6,2 \cdot 10^{-3}$	$6,1 \cdot 10^{-1}$	$6,5 \cdot 10^{-3}$
Hochaktive Abfälle in Salz					
(S)	$1,2 \cdot 10^{-1}$	$1,2 \cdot 10^{-3}$	$1,2 \cdot 10^{-1}$	$1,2 \cdot 10^1$	$1,2 \cdot 10^{-1}$
(B)	$1,2 \cdot 10^{-1}$	$1,2 \cdot 10^{-3}$	$1,2 \cdot 10^{-1}$	$1,2 \cdot 10^1$	$1,2 \cdot 10^{-1}$
PCM in Ton					
(S)	4,8	$4,1 \cdot 10^{-2}$	$7,1 \cdot 10^3$	$4,8 \cdot 10^2$	4,8
(B)	4,8	$4,1 \cdot 10^{-2}$	$7,1 \cdot 10^3$	$4,8 \cdot 10^2$	4,8
DWR BE-Hüllrohre in Ton					
(S)	$2,0 \cdot 10^{-3}$	$1,9 \cdot 10^{-4}$	8,5	$1,8 \cdot 10^{-1}$	$2,3 \cdot 10^{-3}$
(B)	$2,0 \cdot 10^{-3}$	$1,7 \cdot 10^{-4}$	8,5	$1,8 \cdot 10^{-1}$	$3,1 \cdot 10^{-3}$
DWR Betriebsabfälle					
(S)	$1,4 \cdot 10^{-2}$	$4,7 \cdot 10^{-4}$	$1,0 \cdot 10^2$	1,4	$1,5 \cdot 10^{-2}$
(B)	$1,4 \cdot 10^{-2}$	$4,4 \cdot 10^{-4}$	$1,0 \cdot 10^2$	1,4	$1,7 \cdot 10^{-2}$
LLW, die nicht aus der Kern- energienutzung stammen					
(S)	$1,3 \cdot 10^1$	$4,4 \cdot 10^{-2}$	$1,0 \cdot 10^5$	$1,3 \cdot 10^3$	$1,3 \cdot 10^1$
(B)	$1,3 \cdot 10^1$	$4,4 \cdot 10^{-2}$	$1,0 \cdot 10^5$	$1,3 \cdot 10^3$	$1,3 \cdot 10^1$

Anhand dieser Ergebnisse ziehen die Autoren zwar Schlüsse (wie z.B., daß für Sichtweise A leicht-aktive Abfälle, die nicht aus der Kernenergienutzung stammen, grob äquivalent sind zu den PCM-Abfällen aus der MOX-Fertigung, oder ebenso DWR BE-Hüllrohre und in Granit endgelagerte hochaktive Abfälle), sie räumen aber zugleich ein, daß diese Studie vorläufig und begrenzt sei und z.B. keinerlei Unsicherheiten der Werte berücksichtigt wurden. Es solle lediglich die Methodik illustriert werden, die auch die Berücksichtigung gesellschaftlicher Faktoren beinhaltet.

Als Hauptunsicherheiten werden genannt:

- die Wichtungsfaktoren für die betrachteten Interessengruppen
- die Berechnung der radiologischen Auswirkungen:
 - inhärente und unverbesserliche Unsicherheiten aufgrund mangelnder Vorhersagefähigkeit
 - Unsicherheiten aufgrund der generischen, nicht standortspezifischen Vorgehensweise
 - Unsicherheiten bzgl. der radioaktiven Abfallinventare

und die Autoren empfehlen eine detailliertere Studie, die (mit Ausnahme der inhärenten) diese Unsicherheiten verkleinert. Sie kommen zu dem Schluß, daß die hier vorgestellte Methodik praktikabel und im Rahmen breiterer Untersuchungen anwendbar ist.

Dieser Ansicht können wir uns allein schon deshalb nicht anschließen, weil die Matrix der Wichtungsfaktoren, die die unterschiedlichen gesellschaftlichen Sichtweisen widerspiegeln sollen, weiter aufgespannt werden müßte, denn sowohl im Erzeuger- als auch im Empfängerland der radioaktiven Abfälle wird es die Gruppen (a) uninteressiert ("wissenschaftlich-nüchtern"), (b) pro-atom und (c) anti-atom geben.

ANHANG II

Relevante Radionuklide in radioaktiven Abfällen: Freigrenzen (Angaben in Becquerel) und vorherrschende Belastungspfade für deren Bestimmung

Radio-nuklid	StrlSchV 1989	Harvey 1993 nicht gerun.	Harvey 1993 gerundet	EG 1993	Exp.pfade
H 3	5 E6	5,5 E8	1 E9	1 E8	P:ING
C 14	5 E5	1,77 E7	1 E7	1 E6	P:ING
Na 22	5 E5	3,42 E5	1 E6	1 E5	W:EXT
Cl 36	5 E5	1,88 E6	1 E6	1 E5	W:SKIN
Ca 41	-	-	-	-	-
Co 60	5 E4	6,31 E4	1 E5	1 E4	W:SKIN
Ni 59	-	3,38 E8	1 E8	1 E7	P:ING
Ni 63	5 E5	4,83 E7	1 E8	1 E7	P:ING
Se 79	-	-	-	-	-
Rb 87	5 E6	-	-	-	-
Sr 90	5 E4	5,68 E3	1 E4	1 E4	W:SKIN
Zr 93	-	3 96 E6	1 E7	1 E6	W:INH
Nb 94	-	5,41 E5	1 E6	1 E6	W:EXT
Mo 93	-	3,79 E7	1 E8	1 E7	P:ING
Tc 99	5 E6	1,44 E7	1 E7	1 E6	P:ING
Ru 106	5 E4	1,01 E5	1 E5	1 E5	W:SKIN
Pd 107	-	-	-	-	-
Ag 108m	-	5,45 E5	1 E6	-	W:EXT
Cd 113m	-	-	-	-	-
Sn 126	-	-	-	-	-
Sb 125	5 E5	1,88 E6	1 E6	1 E6	W:EXT
I 125	5 E4	6,7 E5	1 E6	1 E5	P:ING
I 129	5 E6	?	1 E5	1 E4	P:ING
Cs 134	5 E4	2,52 E4	1 E4	1 E5	W:SKIN
Cs 135	-	5,23 E6	1 E7	1 E6	P:ING
Cs 137	5 E5	2,36 E4	1 E4	1 E5	W:SKIN
Sm 147	5 E6	-	-	-	-
Sm 151	-	4,03 E7	1 E8	1 E7	W:INH
Eu 152	5 E4	7,19 E5	1 E6	1 E6	W:EXT
Eu 154	-	?	?	1 E6	?
Pb 210	5 E3	5,1 E3	1 E4	1 E3	P:ING
Rn 222	5 E5	3,53 E7	1 E8	1 E8	W:INH
Ra 226	5 E3	4,54 E3	1 E4	1 E3	P:ING
Ra 228	5 E3	3,55 E4	1 E5	1 E4	P:ING
Ac 227	5 E3	-	-	1 E3	-
Th 228	5 E3	8,78 E3	1 E4	1 E4	P:INH
Th 229	-	5,69 E2	1 E3	1 E3	W:INH
Th 230	5 E3	1,16 E4	1 E4	1 E3	P:INH
Th 232	5 E4	1,55 E3	1 E3	1 E2	P:ING
Pa 231	5 E3	1,19 E3	1 E3	1 E3	W:INH
U 232	-	7,85 E2	1 E3	1 E3	W:INH
U 233	5 E3	5,6 E3	1 E4	1 E4	W:INH

Radio-nuklid	StrlSchV 1989	Harvey 1993 nicht gerun.	Harvey 1993 gerundet	EG 1993	Exp.pfade
U 234	5 E3	2,75 E4	1 E4	1 E4	P:INH
U 235	5 E6	6,11 E3	1 E4	1 E4	W:INH
U 236	-	6,11 E3	1 E4	1 E4	W:INH
U 238	5 E6	2,84 E4	1 E4	1 E4	P:INH
Np 237	5 E3	2,58 E3	1 E3	1 E3	W:INH
Pu 238	5 E3	8,85 E3	1 E4	1 E3	P:INH
Pu 239	5 E3	8,08 E3	1 E4	1 E3	P:INH
Pu 240	5 E3	2,96 E3	1 E3	1 E3	W:INH
Pu 241	5 E3	1,55 E5	1 E5	1 E5	W:INH
Pu 242	-	3,10 E3	1 E4	1 E3	W:INH
Pu 244	-	3,15 E3	1 E4	1 E3	W:INH
Am 241	5 E3	7,87 E3	1 E4	1 E3	P:INH
Am 242m	-	3,01 E3	1 E4	1 E3	W:INH
Am 243	-	2,88 E3	1 E3	1 E3	W:INH
Cm 244	5 E3	1,39 E4	1 E4	1 E4	P:INH
Cm 245	-	2,80 E3	1 E3	1 E3	W:INH
Cm 246	-	2,80 E3	1 E3	1 E3	W:INH
Cm 247	-	3,05 E3	1 E4	1 E3	W:INH
Cm 248	-	7,75 E2	1 E3	1 E3	W:INH

Erläuterungen und Abkürzungen:

Spalte 2: Freigrenzen der StrlSchV 1989, Anlage IV, Tab. IV 1; - = keine Angabe

Spalte 3+4: Freigrenzen aus Harvey et al. (1993), nicht gerundete und gerundete Werte.
? = Zahlenwert nicht lesbar oder unklar, ob Nuklid aufgeführt ist.

Spalte 5: Freigrenzen aus EG 1993, Anhang I, Tab. A

Spalte 6: Szenarium und vorherrschender Expositionspfad nach Harvey et al. (1993)

W = Arbeitsplatz:

SKIN = Hautdosis,

EXT = Externe Exposition (effektive Hautdosis + punktförmige Strahlenquelle)

INH = Inhalation nach Brand

P = Allgemeine Bevölkerung

ING = Unfallbedingte Ingestion am Deponiestandort

INH = Unfallbedingte Inhalation am Deponiestandort

