

Potentielle Strahlenexposition für Bevölkerung und Begleitpersonal durch die Beförderung abgebrannter Brennelemente in äußerlich kontaminierten Behältern

Im Auftrag des
Hessischen Ministeriums für Umwelt, Energie, Jugend, Familie und Gesundheit

Darmstadt, Juni 1999

 **Öko-Institut e.V.**

Institut für Angewandte Ökologie • Institute for Applied Ecology • Institut d'écologie appliquée

**Geschäftsstelle
Freiburg**

Postfach 62 26
D-79038 Freiburg
Tel.: 07 61 / 45 29 5-0
Fax: 07 61 / 45 29 5-33

**Büro
Darmstadt**

Eisabethenstr. 55-57
D-64283 Darmstadt
Tel.: 0 61 51 / 81 91-0
Fax: 0 61 51 / 81 91-33

**Büro
Berlin**

Friedrichstr. 165
D-10117 Berlin
Tel.: 0 30 / 20 16 50 8-0
Fax: 0 30 / 20 16 50 8-33

**Potentielle Strahlenexposition für Bevölkerung
und Begleitpersonal durch die Beförderung ab-
gebrannter Brennelemente in äußerlich kontami-
nierten Behältern**

Autoren:

Dipl.-Phys. Christian Küppers

Dipl.-Ing. Michael Sailer

Ing. (grad.) Gerhard Schmidt

Inhaltsverzeichnis

Inhaltsverzeichnis	I
Abbildungsverzeichnis	III
Tabellenverzeichnis	III
1. Einleitung	1
2. Auswertung der zur Verfügung stehenden Daten zu aufgetretenen Kontaminationen im Hinblick auf Randbedingungen der radiologischen Untersuchungen	3
2.1 Fundorte, Häufigkeit und Höhe von Kontaminationen	4
2.1.1 Fundorte und Häufigkeit von Kontaminationen	4
2.1.2 Höhe der aufgefundenen Kontaminationen	10
2.2 Mechanismen der Kontamination und Partikeleigenschaften	15
2.2.1 Infrage kommende Mechanismen der Kontamination	15
2.2.2 Bewertung der Plausibilität der einzelnen Kontaminationsmechanismen	17
2.2.3 Bisher näher untersuchte partikelförmige Kontamination	24
2.3 Ausgangsgrößen für die Berechnung der potentiellen Strahlenexposition	27
3. Szenarien zur Ermittlung der potentiellen Strahlenexposition	29
3.1 Auswahl von Referenzpartikeln für die radiologischen Berechnungen	29
3.2 Auswahl und Beschreibung der Expositionsszenarien	34
3.2.1 Beruflich strahlenexponierte Personen	34
3.2.1.1 Belastungspfad Inhalation	34
3.2.1.2 Belastungspfad Verschlucken (Ingestion)	35
3.2.1.3 Belastungspfad Hautkontakt	36
3.2.2 Nicht beruflich strahlenexponierte Personen, die aber beruflich in die Transportabwicklung involviert sind	37
3.2.2.1 Belastungspfad Inhalation	37
3.2.2.2 Belastungspfad Verschlucken (Ingestion)	37
3.2.2.3 Belastungspfad Hautkontakt	38
3.2.3 Personen der allgemeinen Bevölkerung	38
3.2.3.1 Belastungspfad Inhalation	39
3.2.3.2 Belastungspfad Ingestion	39
3.2.3.3 Belastungspfad Hautkontakt	39
4. Potentielle Strahlenexposition in den einzelnen Szenarien	41
4.1 Überblick über die Szenarien und ihre Randbedingungen	41
4.1.1 Referenzpartikel	41

4.1.2 Expositionsszenarien	44
4.2 Berechnung der potentiellen Strahlenexposition in den einzelnen Szenarien	45
5. Bewertungsmaßstab für die Höhe der potentiellen Strahlenexposition	47
5.1 Dosis beruflich strahlenexponierter Personen	47
5.2 Dosis für nicht beruflich strahlenexponierte Personen außerhalb von Überwachungsbereichen und Einzelpersonen der Bevölkerung	48
6. Bewertung der potentiellen Strahlenexpositionen	51
6.1 Bewertung der potentiellen Strahlenexposition beruflich strahlenexponierter Personen	51
6.2 Bewertung der potentiellen Strahlenexposition nicht beruflich strahlenexponierter Personen (insbesondere bei der Bahn)	52
6.3 Bewertung der potentiellen Strahlenexposition erwachsener Personen der allgemeinen Bevölkerung	53
6.4 Bewertung der potentiellen Strahlenexposition von Kleinkindern der allgemeinen Bevölkerung	53
6.5 Anmerkungen zur Empfehlung „Bewertung der Kontamination beim Transport abgebrannter Brennelemente“ durch die Strahlenschutzkommission	54
7. Zusammenfassung	56
Literaturverzeichnis	59

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 2.1: Anzahl unzulässig kontaminierter Transporte nach Höhe der Kontamination; errechnet aus Daten für insgesamt 1.444 Transporte aus <GRS 1998a>	13
Abbildung 2.2: Relativer Anteil unzulässig kontaminierter Behälter bei der Eingangskontrolle WAA, nach Ausmaß der Überschreitung und KKW-Typ; errechnet aus Daten in <GRS 1998a>	20
Abbildung 2.3: Relativer Anteil unzulässig kontaminierter Wagen bei der Eingangskontrolle WAA, nach Ausmaß der Überschreitung und KKW-Typ; errechnet aus Daten in <GRS 1998a>	20

Tabellenverzeichnis

Tabelle 2.1: Anzahl unzulässiger Kontaminationen bei der Eingangskontrolle von Leerbehältern an den Kernkraftwerken für unterschiedliche Bezugszeiträume; zusammengestellt aus <GRS 1998b>	5
Tabelle 2.2: Anzahl unzulässiger Kontaminationen bei der Eingangskontrolle an der Wiederaufarbeitungsanlage (für Cogema an der Verladestation Valognes) im Zeitraum 1988 bis 1998; zusammengestellt aus <GRS 1998b>	5
Tabelle 2.3: Zahl festgestellter unzulässiger Kontaminationen bei Transporten, Einordnung jeweils nach Maximalwert der Kontamination pro Transport; errechnet aus Daten in <GRS 1998a>	11
Tabelle 2.4: Zuordnung von dokumentierten Flächenkontaminationen bei der Interpretation als punktförmige Kontamination	12
Tabelle 2.5: CRUD-Flächengewichte und Aktivitätsbelegungen auf Brennstabhüllrohren sowie daraus resultierende spezifische Aktivitäten von CRUD für DWR und SWR; entnommen bzw. berechnet aus <GRS 1998b>	19
Tabelle 2.6: Nuklidzusammensetzung von verschiedenen Partikeln, zusammengestellt aus <GRS 1998a>, <HLfU 1998> und <RWE 1998>; Angaben in Bq	25
Tabelle 3.1: Strahlenexposition von Kleinkindern und Erwachsenen bei Inhalation und Ingestion der Aktivität identifizierter Partikel sowie bei Hautkontakt (ohne Berücksichtigung der Transportfähigkeit und Inhalierbarkeit)	31
Tabelle 4.1: Nuklidzusammensetzung und Inhalationsdosis beim Referenzpartikel für die Inhalationsszenarien (Partikel mit Co-60 u.a.)	42
Tabelle 4.2: Nuklidzusammensetzung und Ingestionsdosis beim Referenzpartikel für die Ingestionsszenarien (Partikel mit Co-60 u.a.)	43
Tabelle 4.3: Nuklidzusammensetzung und Hautdosis beim Referenzpartikel für die Hautdosis (Partikel mit Co-60 u.a.)	43
Tabelle 4.4: Errechnete Strahlenexposition in den unterschiedenen Szenarien (in mSv)	45

Tabelle 5.1: Dosisgrenzwerte für beruflich strahlenexponierte Personen nach § 49 StrlSchV.....	47
Tabelle 5.2: Dosisgrenzwerte für Bereiche, die nicht Strahlenschutzbereiche sind, nach § 45 StrlSchV	48

1. Einleitung

Im Frühjahr 1998 wurde zunächst in Frankreich öffentlich bekannt, daß bei der Beförderung abgebrannter Brennelemente zur Wiederaufarbeitung, aber auch bei der Beförderung entleerter Behälter, regelmäßig äußerliche Kontaminationen der Behälter und an den Eisenbahnwagen festgestellt wurden, die die zulässigen Grenzwerte teils erheblich überschritten. Von den Kontaminationen waren auch viele Transporte von und zu deutschen Kernkraftwerken betroffen.

Die Gesellschaft für Anlagen- und Reaktorsicherheit wurde daraufhin vom Eisenbahnbundesamt mit Untersuchungen zur Kontamination bei den Transporten beauftragt. Es wurden unter anderem die bekannten Daten der Transporte in einer Datenbank gesammelt und nach verschiedenen Gesichtspunkten ausgewertet.

Das Hessische Ministerium für Umwelt, Energie, Jugend, Familie und Gesundheit beauftragte das Öko-Institut mit Schreiben vom 25.8.1998 mit einem Gutachten, in dem radiologische Auswirkungen für bestimmte Personengruppen ermittelt werden sollen. Dieses Ministerium ist atomrechtliche Aufsichtsbehörde für das Kernkraftwerk Biblis, bei dessen Transporten zur Wiederaufarbeitungsanlage der COGEMA ebenfalls Fälle unzulässig hoher Kontamination festgestellt worden waren. Der Schwerpunkt der Betrachtungen in diesem Gutachten liegt daher bei den Transporten zur COGEMA nach Frankreich.

Der erste Entwurf des Gutachtens wurde in einem vierköpfigen Beirat diskutiert, der sich aus Personen zusammensetzte, die sich ebenfalls gutachterlich mit dem Problem unzulässig hoher Kontamination bei den Transporten befassen bzw. beruflich auf dem Feld der Radioökologie und der medizinischen Folgen von Strahlenexpositionen tätig sind. In diesem Beirat wurde festgestellt, daß die Angabe eines Risikos (im Sinne des Produkts aus Eintrittswahrscheinlichkeit und Schadensausmaß) durch die Kontaminationen nicht möglich ist, da hierzu die nötigen Daten fehlen. Es wird daher hier deterministisch auf der Grundlage der zur Verfügung stehenden Daten die potentielle Strahlenexposition unter ungünstigen Umständen berechnet. Insoweit ergab sich durch die Diskussion im Beirat auch eine Änderung des ursprünglichen Auftrags.

Es ist darauf hinzuweisen, daß die aufgetretenen Fälle sehr hoher Kontaminationen (insbesondere die hier im Gutachten für die Berechnung der potentiellen Strahlenexpositionen zugrunde gelegten Partikel) in Zusammenhang mit Transporten abgebrannter Brennelemente zur Wiederaufarbeitung auftraten. Auf Transporte zur trockenen Zwischenlagerung (z.B. in Castor-Behältern) sind die Ergebnisse des vorliegenden Gutachtens insofern nicht übertragbar.

In Kapitel 2 werden die vorliegenden Daten von Kontaminationen bei den Transporten dargestellt und unter den hier relevanten Aspekten ausgewertet. Auftragsgemäß waren dazu keine eigenständigen Erhebungen durchzuführen, sondern es erfolgt der Bezug auf die Datenerhebung der Gesellschaft für Anlagen- und Reaktorsicherheit. Lediglich im Hinblick auf Eigenschaften einzelner Partikel wurden weitergehende Unterlagen ausgewertet.

In Kapitel 3 werden Szenarien definiert, anhand derer die Bandbreite möglicher potentieller Strahlenexpositionen durch die Kontaminationen abgeschätzt werden soll. Diese Szenarien betreffen sowohl Personen, die beruflich mit der Abwicklung der Transporte zu tun haben, als auch Personen aus der Bevölkerung. Die radiologisch relevanten Größen der kontaminierenden Partikel werden aus Kapitel 2 übernommen. Auftragsgemäß wird auch auf die Frage der Möglichkeit von Mehrfachbelastungen eingegangen, die in bisher von anderer Seite vorliegenden Gutachten nicht behandelt ist.

In Kapitel 4 werden anhand der Szenarien des Kapitels 3 die potentiellen Strahlenexpositionen ermittelt. Anhand eines Bewertungsmaßstabs, der in Kapitel 5 dargelegt wird, erfolgt die Bewertung der errechneten potentiellen Strahlenexpositionen in Kapitel 6.

Die Ergebnisse des Gutachtens sind in Kapitel 7 zusammengefaßt.

2. Auswertung der zur Verfügung stehenden Daten zu aufgetretenen Kontaminationen im Hinblick auf Randbedingungen der radiologischen Untersuchungen

Wichtige Eingangsgrößen für die Abschätzung der radiologischen Auswirkungen der bei früheren Transporten auf Transportbehältern und Transportwagen vorgefundenen Kontaminationen sind:

- die Höhe der möglichen und wahrscheinlichen Aktivität, die sich beim Umgang mit dem Versandstück selbst oder bei dessen Beförderung ablösen und in der Folge zu einer Strahlenexposition beitragen kann,
- die physikalische und chemische Form, in der diese Kontamination vorliegen kann, da diese wichtige Ausbreitungseigenschaften bestimmt und die für die wahrscheinlichen Pfade einer radiologischen Exposition entscheidend sein kann,
- die Häufigkeit, mit der Kontaminationen in unterschiedlichem Umfang aufgetreten sein können, da dies im Hinblick auf mehrfache Expositionen einzelner Personen relevant ist.

In diesem Kapitel werden die bisher hierüber vorliegenden Daten ausgewertet. Die Aussagesicherheit der Daten wird diskutiert. Für die Ermittlung von Bandbreiten einzelner Randbedingungen werden plausible Erklärungsmechanismen herangezogen. Auftragsgemäß erfolgt die Erhebung anhand der von der GRS zusammengestellten Daten, dokumentiert in <GRS 1998a>. Eine eigene Erhebung von Rohdaten war im Auftragsumfang nicht enthalten.

In Kapitel 2.1 werden die im Zusammenhang mit der Beförderung abgebrannter Brennelementen erkannten Kontaminationen erfaßt. Anhand der Meßdichte und Häufigkeit gefundener Kontaminationen wird beurteilt, in welchem Umfang auch nicht detektierte Kontaminationen vorgelegen haben können.

In Kapitel 2.2 werden die derzeit bekannten bzw. vermuteten Mechanismen der Kontamination dargestellt und hinsichtlich ihrer Plausibilität diskutiert, soweit sie hier im Hinblick auf die möglichen Strahlenexpositionen relevant sind.

Auf dem Hintergrund der Diskussion der Kontaminationsmechanismen werden in Kapitel 2.3 Aussagen über Aktivitäten und Teilchengrößen abgeleitet. Dabei werden jeweils mögliche Bandbreiten angegeben.

2.1 Fundorte, Häufigkeit und Höhe von Kontaminationen

Die derzeit verfügbaren Daten und Auswertungen bezüglich der Lokalisierung der Fundorte von Kontaminationen im Zusammenhang mit Transporten sowie deren Häufigkeit sind in Kapitel 2.1.1 zusammengestellt.

In Kapitel 2.1.2 wird der Umfang aufgefundener Kontaminationen zusammengestellt. Daraus werden Schlußfolgerungen über deren Verteilung abgeleitet.

2.1.1 Fundorte und Häufigkeit von Kontaminationen

Unter dem Begriff „Fundorte“ sind einerseits die einzelnen örtlichen Versand- und Kontrollstationen (Eingangskontrolle beim Kraftwerk, Ausgangskontrolle nach Beladung des Behälters, Eingangskontrolle im Verladebahnhof Valognes/Normandie, etc.) zu verstehen, bei denen Untersuchungen Kontaminationen oberhalb der zugelassenen Grenzwerte ergaben. Aus diesen Fundorten lassen sich in begrenztem Umfang Schlüsse ableiten, wann die Kontamination auf den entsprechenden Gegenstand (Behälter, Wagen, etc.) gelangt sein kann und welches die Ursachen im Hinblick auf die Vorgeschichte des Transports sein können.

Unter dem Begriff „Fundorte“ werden andererseits die genauen Fundorte auf dem Gegenstand (Behälter, Wagen, etc.) verstanden. Dieser Fundort kann Aufschluß über die Ursachen und die Pfade geben, auf denen die Kontamination zu diesem Ort gelangte. Sie werden hinsichtlich eventueller Rückschlüsse auf Herkunft, Mobilität und andere radiologisch bedeutsame Eigenschaften der Kontamination ausgewertet.

Diese beiden Teilaspekte werden im folgenden detaillierter dargestellt und ausgewertet.

Für den Fundort „Eingangskontrolle am Kernkraftwerk“ werden nach der Auswertung <GRS 1998b> für den Zeitraum, für den relativ zuverlässige Daten vorliegen, die in Tabelle 2.1. zusammengestellten Funde von Kontamination oberhalb zulässiger Grenzwerte berichtet.

Tabelle 2.1: Anzahl unzulässiger Kontaminationen bei der Eingangskontrolle von Leerbehältern an den Kernkraftwerken für unterschiedliche Bezugszeiträume; zusammengestellt aus <GRS 1998b>

Anzahl ausgewertete Transporte	absendender Wiederaufarbeiter	kontaminiert oberhalb Grenzwert	
		Wagen	Behälter
968	COGEMA	18	98
179	BNFL	0	12

Der Anteil von Leertransporten in deutsche Kernkraftwerke, bei denen am Wagen oder am Behälter unzulässige Kontaminationen gefunden wurden, beträgt etwa 11% der Gesamtanzahl der hier untersuchten Transporte.

Für den Fundort „Eingangskontrolle an der Wiederaufarbeitungsanlage“ (meist in der Verladestation Valognes) werden für den Zeitraum von 1988 bis 1998 die in Tabelle 2.2 zusammengestellten Kontaminationsbefunde berichtet.

Tabelle 2.2: Anzahl unzulässiger Kontaminationen bei der Eingangskontrolle an der Wiederaufarbeitungsanlage (für Cogema an der Verladestation Valognes) im Zeitraum 1988 bis 1998; zusammengestellt aus <GRS 1998b>

Anzahl ausgewertete Transporte	kontaminiert oberhalb Grenzwert	Anzahl	Anteil
			%
643	am Wagen	105	16
	am Behälter	50	8
	davon am Behälter und am Wagen	8	1
643	Insgesamt	147	23

Der Anteil der bei der Eingangskontrolle an der Wiederaufarbeitungsanlage, meist im Verladebahnhof Valognes, als unzulässig hoch kontaminiert erkannten Transportbehälter und Wagen beträgt 23%. Er liegt damit etwa doppelt so hoch wie die entsprechende Quote bei der Eingangskontrolle in den Kernkraftwerken.

Aus dem Vergleich der Häufigkeit der grenzwertüberschreitenden Kontaminationen für die beiden Meßorte ergibt sich weiterhin, daß das Verhältnis zwischen auffälligen Wagen und auffälligen Behältern bei der Eingangskontrolle am Kernkraftwerk mit 0,16 : 1 deutlich niedriger ist als das gleiche Verhältnis bei der Eingangskontrolle an der Wiederaufarbeitungsanlage mit 2,1 : 1. Daraus ergibt sich, daß bei Transporten zur Wiederaufarbeitung hin relativ oft Kontamination am Wagen, beim Transport der Leerbehälter in die Kernkraftwerke relativ oft Kontamination am Behälter beobachtet wurde.

Bei den vorangegangenen Häufigkeitsbetrachtungen von detektierten unzulässigen Kontaminationen müssen wichtige Randbedingungen mitbetrachtet werden. Aus den dargelegten Daten würde sich die Schlußfolgerungen auf die Kontamination der Behälter vor allem bei der Beladung im Kernkraftwerk und die Kontamination der Wagen auf dem Weg zur Wiederaufarbeitungsanlagen dann ergeben, wenn davon auszugehen wäre, daß bei der Kontrolle in jedem Fall Kontaminationen am Behälter und am Wagen entdeckt wurden, sofern sie vorhanden waren. Dies wäre dann der Fall, wenn die Kontrolle so erfolgen würde, daß sowohl der Wagen als auch der Behälter flächendeckend auf Kontamination untersucht würde und wenn diese Kontrolle gleichzeitig jede Überschreitung des Grenzwertes nachweisen würde. Dies ist jedoch aus den folgend dargestellten Gründen nicht der Fall.

Eine flächendeckende Kontrolle insbesondere der beladenen Behälter und Wagen erfolgt nicht. Bei einer flächendeckenden Untersuchung würde z.B. folgendermaßen vorzugehen sein:

1. Mittels Kontaminationsmonitor oder Dosisleistungsmessung müßte die gesamte Oberfläche von Behälter bzw. Wagen untersucht werden, wodurch auch Hot-spots detektiert würden.
2. Würde ein oberhalb der zugelassenen Kontamination liegender Meßwert erhoben, so wäre an der entsprechenden Stelle der Oberfläche eine Wischprobe zu entnehmen und zu analysieren.
3. Nach Entnahme der Wischprobe müßte an der gleichen Stelle eine Nachkontrolle daraufhin vorgenommen werden, ob der Großteil der Kontamination mit der Wischprobe entnommen wurde oder ob es sich um fixierte Kontamination handelt.

Eine flächendeckende Untersuchung nach dieser Methode wird gemäß den Beschreibungen der Prozeduren in <GRS 1998a> weder bei der Eingangskontrolle am Kernkraftwerk noch bei der Eingangskontrolle an der Wiederaufarbeitungsanlage vorgenommen. Dort sehen die Kontrollen wie folgt aus:

- Bei der Eingangsmessung am Kernkraftwerk wird der entladene Wagen so gemessen, wie es oben unter 1. und 2. beschrieben ist, jedoch nicht bei allen Anlagen auf die gleiche Weise. Die Dokumentation erfolgt auf einem (COGEMA-)Formblatt. Der dritte Punkt der idealen flächendeckenden Kontrolle wird nicht systematisch durchgeführt und dokumentiert.
- Der leere Behälter wird bei der Eingangsmessung am Kernkraftwerk mittels Wischtestbeprobung an bestimmten festgelegten Meßflächen beprobt. Das Resultat wird in Formblättern dokumentiert.

- Über Kontrollprozeduren und die Kontrolldichte an den Schutzhauben des Transportwagens bei der Eingangsmessung am Kernkraftwerk liegen derzeit keine Informationen vor.
- Bei der Eingangsmessung an der Wiederaufarbeitungsanlage wird der entladene Wagen zwar größerflächig untersucht, nicht jedoch im Sinne einer tatsächlichen flächendeckenden Messung.
- Der Behälter wird bei der Eingangsmessung an der Wiederaufarbeitungsanlage mittels Wischtests kontrolliert und erforderlichenfalls an diesen Stellen dekontaminiert. Die Ergebnisse der Kontrolle werden protokolliert.
- Über Kontrollmessungen an den Schutzhauben des Wagens liegen auch im Hinblick auf die Eingangsmessung an der Wiederaufarbeitungsanlage keine Informationen vor.

Für alle hier genannten Prozeduren gilt, daß die Beschreibungen das 1998 praktizierte Vorgehen darstellen. Seit wann diese Prozeduren eingeführt wurden, ob diese früher Veränderungen unterworfen waren und für welche der in den Statistiken erfaßten Transporte diese jeweiligen Prozeduren galten, wurde in <GRS 1998a> nicht erfaßt.

Die weiter oben beschriebene Methodik zur vollständigen Beprobung der Oberfläche wird gemäß den Beschreibungen nicht durchgeführt. Eine Kontrolle mittels Dosisleistungsmessung ist bei beladenen Behältern auch grundsätzlich nicht möglich, weil bei Beladung mit abgebrannten Brennelementen die Dosisleistung außen am Behälter so hoch ist, daß ein Beitrag zur Dosisleistung durch äußere Kontamination, auch wenn diese die zulässigen Grenzwerte überschreitet, nicht nachweisbar ist, da eine meßtechnische Separierung der Beiträge zur Dosisleistung nicht möglich ist. Das Verfahren wird daher bei beladenen Behältern und beladenen Wagens nicht praktiziert.

Stattdessen werden in solchen Fällen lediglich Wischproben entnommen. Dabei wird entweder an festgelegten Stellen (z.B. gemäß eines Probenahmeplans) oder an mehr oder weniger zufällig ausgewählten Flächen des Behälters oder Wagens eine Wischprobe entnommen. Da diese Wischproben jedoch stets nur einen Teil der Gesamtfläche des kontrollierten Gegenstandes erfassen und nicht flächendeckend sein können, ist die Erkennungswahrscheinlichkeit für eine grenzwertüberschreitende Kontamination entsprechend des tatsächlich kontrollierten Flächenanteiles zur Gesamtfläche verringert. Je nach dem Umfang der Wischtestbeprobung ist der Anteil der Flächenerfassung unterschiedlich groß.

Die weiter oben dargestellten statistischen Daten müssen zur Vermeidung einer falschen Interpretation im Lichte der je nach angewendeten Meßverfahren unterschiedlichen Wahrscheinlichkeit für das Nichtdetektieren einer vorhandenen grenzwertüberschreitenden Kontamination gesehen werden. Die Bestimmung oder auch nur ungefähre Abschätzung des Verhältnisses zwischen entdeckter und unentdeckter grenzwertüberschreitender Kontamination bei flächenmäßig unvollständiger Kontrolle ist jedoch aus mehreren Gründen nicht möglich:

- Die Annahme, daß die Kontamination gleichmäßig bzw. gleich wahrscheinlich über die gesamte Fläche des Gegenstandes (Behälter, Wagen) verteilt sein könnte, ist eher unplausibel. Sie wäre aber Voraussetzung einer Umrechnung anhand des Verhältnisses von beprobter zu nicht beprobter Fläche. Plausibler wäre die Annahme verschiedener Kontaminationsschwerpunkte mit erhöhter Wahrscheinlichkeit neben anderen Flächen mit deutlich geringerer Wahrscheinlichkeit. Eine auch nur ansatzweise begründete Wahrscheinlichkeitsverteilung, die auch verschiedene Behältertypen berücksichtigen müßte, ist aber aus den vorhandenen Daten nicht ableitbar. Die früheren Kontaminationsuntersuchungen und die Dokumentation wurden nicht im Hinblick auf solche Schlußfolgerungen vorgenommen.
- Alle Behälter und Wagen einschließlich ihrer Hauben haben in unterschiedlichem Ausmaß auch Konstruktionselemente, die eine Wischtestbeprobung erheblich erschweren oder unmöglich machen können. Diese können zum Teil auch gleichzeitig als Kontaminationsschwerpunkt in Frage kommen. Dies sind zum Beispiel der Kühlstachelbereich bei einigen Behältertypen, Bereiche mit eingelassenen Verschraubungen oder Flächenbereiche mit tiefen Nuten. Eine angemessene Beprobung dieser Schwerpunktbereiche ist nicht möglich, Angaben zur Kontaminationswahrscheinlichkeit in diesem Bereich anhand des vorhandenen Datenmaterials können nicht begründet erfolgen.

Die Bedeutung von Kontaminationsschwerpunkten zeigt sich anhand der Fundorte von grenzwertüberschreitender Kontamination auf Wagen bei der Eingangskontrolle an der Wiederaufarbeitungsanlage. Eine solche Auswertung der Meßergebnisse wurde in <GRS 1998a> vorgenommen (dort Bild D.14). Dazu wurden alle lokalisierten Fundorte auf die Bodenfläche eines Wagens projiziert. Das Bild zeigt keine ausgesprochen deutlichen Schwerpunkte der Kontamination auf der Wagenoberfläche. Ein leichtes Schwergewicht der Kontaminationsorte in der mittigen Längsachse des Wagens ist erkennbar, was wegen der dort vorhandenen Wanne auch verständlich ist.

Für beobachtete Kontaminationen auf Behältern liegt eine solche Auswertung nicht vor. Die Auswertung in <GRS 1998a> beschränkt sich auf die Wiedergabe der Kontaminationsorte bei drei Behältertransporten aus dem KKW Stade (Bilder D.15 bis D.17 in <GRS 1998a>). In diesen drei Fällen trat die grenzwertüberschreitende Kontamination im Caisson-Bereich auf. Aufgrund des Mangels an auswertbaren Daten kann aus diesen wenigen Beispielen für die Lokalisationen von Behälterkontaminationen keine belastbare Aussage über die Verteilung von Kontaminationsschwerpunkten auf Behältern gewonnen werden. Dies liegt vor allem daran, daß weder die Kontrollprozeduren noch die Dokumentation auf Ursachenaufklärung abgestellt waren.

Daraus ergibt sich, daß lediglich bei den eingehenden Wagen mit beladenen Behältern bei der Eingangskontrolle an der Wiederaufarbeitungsanlage von einer hinreichend repräsentativen gesamtflächigen Erfassung der Kontamination ausgegangen werden kann, die jedoch keinen Anhaltspunkt für Verteilungsschwerpunkte liefert und eher auf eine zufällige Verteilung über die gesamte Oberfläche hinweist. Aus den wenigen vorliegenden Daten ist für eventuelle Kontaminationsschwerpunkte auf Behältern keinerlei gesicherte Aussage über die Verteilung der Kontamination und eventuelle Schwerpunkte zu ziehen.

In der Konsequenz ergeben sich für alle oben angegebenen statistischen Daten zur Kontamination bei beladenen Behältern, Wagen und anderen Oberflächen generell und für alle anderen Teilbeprobungen der Oberfläche die folgenden Schlußfolgerungen im Hinblick auf die Aufgabenstellung:

- Eine flächendeckende Beprobung wurde bisher nicht praktiziert. Eine größerflächige Beprobung gab es nur bei Kontrollen an Leerwagen bei der Eingangsmessung an der Wiederaufarbeitungsanlage sowie vermutlich auch bei einigen deutschen Kernkraftwerken.
- Die entdeckten unzulässigen Kontaminationen bei Behältern stellen lediglich einen Teil der Gesamtkontamination dar. Tatsächlich können Kontaminationen in höherem Umfang vorgelegen haben. Eine quantitative Schätzung des tatsächlichen Umfangs ist aufgrund mangelnder empirischer Untersuchungsbasis aber nicht begründet möglich.
- Die Anzahl der kontaminierten beladenen Behälter und Schutzhauben, die zur Wiederaufarbeitung transportiert wurden, kann aufgrund der unvollständigen Kontrolle sehr viel größer gewesen sein als es die Statistik entdeckter Fälle ausweist. Bei Wagen liegen hingegen wegen deren größerflächigen Ausmessung bei der Eingangskontrolle an der Wiederaufarbeitungsanlage die Verhältnisse anders.

- Weitergehende Schlüsse, die auf einem Vergleich der festgestellten Wagen- und Behälterkontaminationen basieren (siehe <GRS 1998a>), sind aufgrund der unterschiedlich hohen Erfassungsrate unzulässiger Kontaminationen eher als Anhaltspunkte zu sehen, deren Verifizierung weitere meßtechnische Untersuchungen erfordern würde. Auf weitere ungeklärte Aspekte in Zusammenhang mit der Höhe der Kontamination wird im nachfolgenden Kapitel eingegangen.

2.1.2 Höhe der aufgefundenen Kontaminationen

Zur Einschätzung der potentiellen Strahlenexposition bei grenzwertüberschreitender Kontamination ist zunächst die Höhe der Aktivität von ausschlaggebender Bedeutung. Ferner ist die Nuklidzusammensetzung von größerem Einfluß. Der derzeitige Kenntnisstand hinsichtlich dieser beiden Größen und ihrer Bandbreite ist daher auszuwerten.

Zur Höhe der aufgefundenen Kontaminationen sind zunächst einige wichtige Randbedingungen zu berücksichtigen, die im Bereich der Datenzuverlässigkeit liegen und sich auf die Auswertung der Meßwerte entsprechend auswirken müssen.

- Die Transportdokumentation bei der Eingangsmessung an der Wiederaufarbeitungsanlage erfolgte bei weitem nicht stringent und nachvollziehbar, da eine Reihe von Unklarheiten bei Auswertung der Protokolle festgestellt wurden. In den entsprechenden Formblättern waren z.B. unleserliche Eintragungen, handschriftlich geänderte oder unklare Dimensionsangaben (z.B. Bq, Bq/cm²) und ähnliches festzustellen, wodurch der Wert der Angaben für die Aufklärung der Ursachen einerseits und für die radiologische Bewertung andererseits begrenzt ist.
- Die Dokumentation der Meßwerte bei der Ausgangskontrolle an Kernkraftwerken ist im Hinblick auf die Ursachenaufklärung außerordentlich oberflächlich und erfaßt beispielsweise den Bereich der Dekontamination vor Freigabe zum Transport überhaupt nicht. Ferner fehlen verlässliche Angaben über den tatsächlich gewischten Flächenbereich (100 cm² oder 300 cm²) und gegebenenfalls verwendete Umrechnungsfaktoren.
- Nur in sehr wenigen Fällen wurden bei Feststellung von Überschreitungen der zulässigen Kontamination weitergehende Analysen durchgeführt. So fehlen in der Regel Angaben
 - zum Flächen- oder Punktcharakter der Kontamination,
 - zur Nuklidzusammensetzung,

- zum morphologischen Aufbau oder zur materialtechnischen Zusammensetzung von Teilchen,
- oder die entsprechenden Angaben sind unpräzise.

Die wenigen näher untersuchten Teilchen können nicht als repräsentativ für alle Kontaminationen angesehen werden, so daß bei der Ableitung allgemeingültiger Regeln die Gefahr einer unzulässigen Verallgemeinerung bestünde.

Aus den genannten Gründen mangelnder Analyse und Dokumentation sind die folgenden Auswertungen mit Blick auf die radiologische Fragestellung nur mit der Ermittlung von Bandbreiten durchzuführen. Im Zweifel ist mit allen Möglichkeiten zu rechnen, die sich aus der verfügbaren Datenlage nicht mit ausreichender Sicherheit ausschließen lassen.

In Tabelle 2.3 sind die verfügbaren Daten zu festgestellten unzulässigen Kontaminationen, nach dem Ausmaß der Überschreitung gruppiert, erfaßt. Die Gruppen wurden ab Grenzwert in Schritten mit jeweils einer halben Größenordnung definiert.

Es sei darauf hingewiesen, daß die in der entsprechenden Tabelle in <GRS 1998a> angegebenen punktförmigen Aktivitäten hier einheitlich auf flächige Aktivitäten umgerechnet wurden, auch wenn begründete Zweifel an der Korrektheit der in <GRS 1998a> zitierten Angaben vorlagen. So können als Flächenkontamination angegebene Werte auch absolute Aktivitäten (Hot-spots) gewesen sein.

Tabelle 2.3: Zahl festgestellter unzulässiger Kontaminationen bei Transporten, Einordnung jeweils nach Maximalwert der Kontamination pro Transport; errechnet aus Daten in <GRS 1998a>

Flächenkontamination Bq/cm ²	Eingangskontrolle KKW (Leertransport)		Eingangskontrolle Valognes (Brennelement-Transport)	
	Wagen	Behälter	Wagen	Behälter
4 - 20	11	171	7	17
20 - 100	7	39	16	55
100 - 500	3	7	39	15
500 - 2.500	1	8	38	3
2.500 - 12.500	0	0	12	0
Summe	22	225	112	90

Da für die in den Meßdokumentationen angegebenen Flächenkontaminationen nur in sehr wenigen Fällen eine experimentelle Identifizierung der Kontaminationsart (flächenhafte oder punktförmige Kontamination) vorgenommen wurde, kann diese Unterscheidung praktisch nicht explizit vorgenommen werden. Die angegebenen Flächenkontaminationen entsprächen bei der Interpretation als punktförmige Kontamination wegen unterschiedli-

cher Meß- und Dokumentationsmethoden unterschiedlichen punktförmigen Kontaminationen, wie in Tabelle 2.4 gezeigt wird. Dabei ist berücksichtigt:

- bei Eingang KKW: Entnahme von 100 cm² Wischfläche,
- bei Eingang Valognes: Entnahme von 300 cm² Wischfläche, 6/20 Effektivität der Detektorfläche.

Bei beiden Fällen ist ein Entnahmefaktor von 10% für das mittels Wischtest entnommene Teilchen unterstellt.

Tabelle 2.4: Zuordnung von dokumentierten Flächenkontaminationen bei der Interpretation als punktförmige Kontamination

Flächenkontamination Bq/cm ²	Punktkontamination bei Eingang KKW Bq	Punktkontamination bei Eingang Valognes Bq
4 - 20	40 - 200	36 - 180
20 - 100	200 - 1.000	180 - 900
100 - 500	1.000 - 5.000	900 - 4.500
500 - 2.500	5.000 - 25.000	4.500 - 22.500
2.500 - 12.500	25.000 - 125.000	22.500 - 112.500

Die Daten aus Tabelle 2.3 sind in Abbildung 2.1 der besseren Übersicht halber zusätzlich grafisch dargestellt. Als auffällig erweist sich die hohe Zahl an Überschreitungen bei Leerbehältern vorwiegend im Bereich von Überschreitungen bis 20 Bq/cm² sowie bei beladenen Behältern bis 100 Bq/cm².

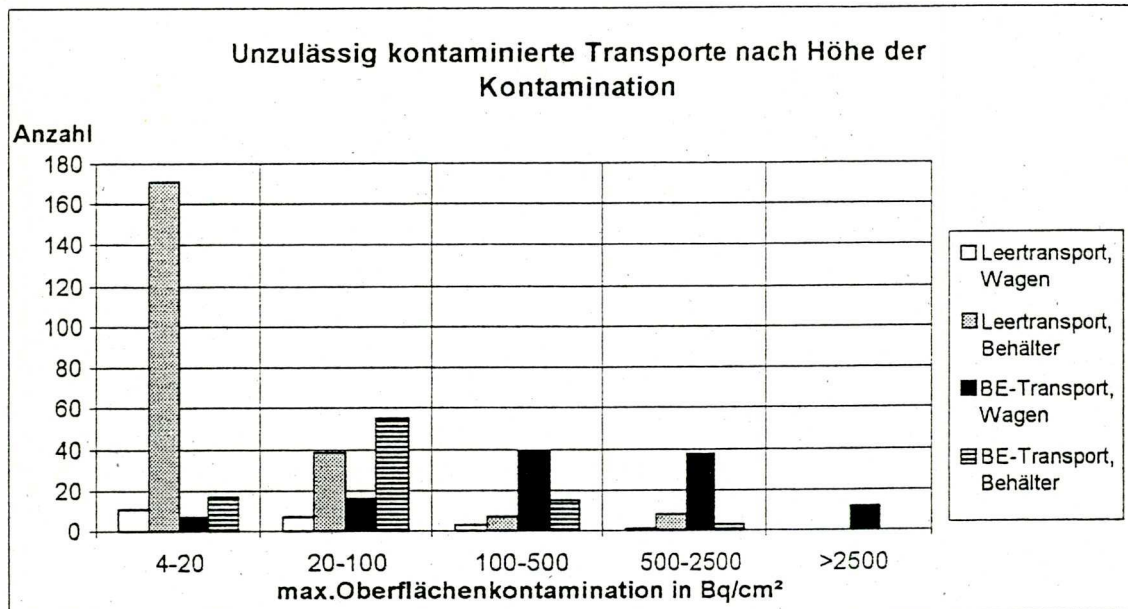


Abbildung 2.1: Anzahl unzulässig kontaminierter Transporte nach Höhe der Kontamination; errechnet aus Daten für insgesamt 1.444 Transporte aus <GRS 1998a>

Aus Tabelle 2.3 und Abbildung 2.1 ergeben sich die folgenden Schlußfolgerungen:

- Bei der Eingangsmessung an den Kernkraftwerken liegen nur sehr wenige Befunde bei Leerwagen vor, so daß sich eine hohe statistische Unsicherheit für daraus abgeleitete Aussagen zu Höhe und Fundort der Kontamination ergibt. Die geringe Anzahl kann neben einer möglicherweise tatsächlich geringen Kontamination sowohl an der uneinheitlichen Vorgehensweise bei den einzelnen Kernkraftwerken bezüglich flächendeckender Messungen als auch an der fehlenden Dokumentation der Meßergebnisse liegen. Die maximal gefundenen Aktivitäten können in Einzelfällen bis zu mehr als 10 kBq (bei Annahme punktförmiger Kontamination) bzw. bis zu mehr als 1.000 Bq/cm² (bei Annahme flächiger Kontamination) betragen.
- Bei der Eingangskontrolle an den Kernkraftwerken liegen für Leerbehälter relativ viele Meldungen festgestellter Überschreitungen der Kontaminationsgrenzwerte vor, so daß statistische Aussagen zuverlässiger sind. Der Schwerpunkt der maximal beobachteten unzulässigen Flächenaktivität liegt im Bereich bis zum Fünffachen des Grenzwerts von 4 Bq/cm². In einigen wenigen Fällen wurden jedoch auch Flächenaktivitäten bis in die Größenordnung oberhalb von 100 Bq/cm² beobachtet.

- Für Wagen nach Transport mit abgebrannten Brennelementen beladener Behälter bei der Eingangskontrolle in Valognes liegt eine große Anzahl an Beobachtungen vor. Es ergibt sich eine relativ zuverlässige Aussage über die Bandbreite der Kontaminationen. Es fällt hierbei auf, daß nur geringfügige Grenzwertüberschreitungen gemeldet wurden und daß ansonsten die Meßwerte in einem sehr großen Spektrum bis hin zu einigen hundert Kilobecquerel liegen. Dies erklärt sich zumindest teilweise aus dem meßtechnischen Vorgehen, bei dem im Gegensatz zum Verfahren mit festgelegten Meßpunkten gezielt nach Hot-spots auf den Wagen gesucht wird und gezielt an diesen Fundstellen der Wischtest gemacht wird.
- Bei der Eingangsmessung in Valognes liegen für beladene Behälter viele Meldungen über Befunde vor. Da beladene Behälter nicht flächendeckend ausgemessen werden, besteht insbesondere im Vergleich zu den Wagen die Gefahr übersehener Kontamination, so daß die Aussagen entsprechend vorsichtig zu interpretieren sind. Das Spektrum der Befunde reicht im Extremfall bis zu ca. 20.000 Bq, mit einem Schwerpunkt im Bereich einiger 100 Bq.

Ein Vergleich der Kontamination jeweils zwischen Wagen und Behälter ist auch hier nicht sinnvoll durchführbar, da der Anteil der mit den Messungen erfaßten Flächen zur Gesamtflächen bei Wagen und Behältern unterschiedlich ist und zusätzlich von einer unterschiedlichen Dokumentationsdichte ausgegangen werden muß.

Aus dieser Auswertung lassen sich folgende Schlüsse ziehen:

- Die Meßergebnisse zeigen kein einheitliches Bild der Höhe aufgefundener Kontamination, sondern umfassen eine sehr große Bandbreite von bis zu etwa drei Größenordnungen an Aktivität.
- Aktivitäten bis zu maximal 100.000 Bq wurden beobachtet, vor allem bei Wagen. Da diese Aktivitäten zuvor auf einem beförderten Behälter gewesen sein müßten, Kontaminationen dieser Höhe jedoch bei den Behälterkontrollen nicht mit gleicher oder ähnlicher Wahrscheinlichkeitsverteilung gefunden wurden, ist der Schluß auf während der Fahrt und Umladung auf den Wagen „herabfallende“ Teilchen zunächst naheliegend. Dieser Schluß ist aber keinesfalls zwingend, da vor allem bei den Behältern keine flächendeckenden Messungen erfolgt sind.

2.2 Mechanismen der Kontamination und Partikeleigenschaften

Die für die beobachteten Überschreitungen infrage kommenden Mechanismen werden im nachfolgenden Kapitel zunächst beschrieben (Kapitel 2.2.1). Anschließend wird anhand der vorliegenden Daten die Plausibilität der einzelnen Mechanismen als wesentliche Verursacher untersucht (Kapitel 2.2.2). Die für die Ausbreitungscharakteristika und die radiologischen Szenarien wichtige Frage der Art und Zusammensetzung der Partikel wird in Kapitel 2.2.3 untersucht.

2.2.1 Infrage kommende Mechanismen der Kontamination

In <GRS 1998a> werden nach Literaturlauswertung im wesentlichen drei Quellen für Kontaminationen identifiziert und diskutiert:

1. Gelöste, kolloidale und partikelförmige Inhaltsstoffe im Wasser des Brennelement-Lagerbeckens,
2. Sorption von Kontamination aus dem Beckenwasser,
3. das Weeping-Phänomen.

Unter dem ersten Mechanismus sind mehrere unterschiedliche Phänomene zusammengefaßt, die in unterschiedlichem Ausmaß und wiederum spezifischen Charakteristika zu Kontaminationen auf Behältern führen können. Das Lagerbeckenwasser weist nach <GRS 1998b> in den deutschen Kernkraftwerken eine Aktivitätskonzentration von 10^6 bis 10^8 Bq/m³, in Spitzen bis 10^9 Bq/m³ auf.

Die Beckenwasser-Aktivitätskonzentration ist von einer Vielzahl an Randbedingungen abhängig und zeigt daher die beobachteten großen Unterschiede. Unterschiede ergeben sich z.B.

- zwischen verschiedenen Reaktortypen (DWR, SWR),
- bei gleichem Reaktortyp aufgrund unterschiedlicher Materialauslegung (älteres Co-reiches vs. neueres Co-armes Design),
- abhängig von Grad und Umfang der Schäden an Hüllrohren,
- abhängig vom kurz- und langfristigen Regime der Wasserchemie im Primärkreislauf, sowie
- zwischen verschiedenen Betriebsphasen des gleichen Reaktors (Leistungsbetrieb, abgeschalteter Zustand).

Die Beckenwasseraktivität stammt aus verschiedenen Quellen:

- Aktivierung von Partikeln im Neutronenfluß des Reaktors, die teilweise in das Lagerbeckenwasser gelangen, und dort gelöst oder aufgeschlämmt vorliegen, wie z.B. durch Oberflächenkorrosion abgelöste Metallionen (Kobalt, Nickel, etc.), durch Abrieb abgetragene feinste Teile von Oberflächen (Innenwandung von Rohrleitungstahl, Stahlpartikel von Einbauten, Hüllrohrmaterialien, etc.), erkennbar im allgemeinen am hohen Eisengehalt.
- Ablösung von bereits aktiviert vorliegenden Oberflächen, vor allem innerhalb des Reaktordruckbehälters (z.B. Oberflächenschichten des RDB, der Brennstabhüllrohre, von Einbauten). Stahloberflächen führen dabei zu entsprechend zusammengesetzten Partikeln mit im allgemeinen hohem Eisengehalt, Partikel von Brennstabhüllrohren zu zirkonhaltigen Partikeln.
- Ablösen bzw. Aufwirbeln von früher abgelagerten Partikeln bei Handhabungsvorgängen (z.B. von ursprünglich geringer durchströmten Rohrleitungsbereichen, von den Wandungen früher verwendeter und nicht innen gereinigter Behälter, Ablösen von Teilchen bei Bewegungen mit der Lademaschine). Aufgewirbelte Korrosionsprodukte sind dabei vor allem aufgrund ihres Gehaltes an Fe/Cr/Ni erkennbar, abgelöste Teile von Brennstabhüllrohren am typischen Zr-Gehalt.
- Austrag von Brennstoffmaterial über Haarrisse in Brennstäben, erkennbar vor allem am Spaltproduktgehalt. Partikel mit Alpha-Aktivität weisen ebenfalls auf Brennstoffmaterial hin.

Die Kontamination im Lagerbeckenwasser liegt dann in drei unterscheidbaren Formen mit unterschiedlichen physikalisch-chemischen Eigenschaften vor:

- Ional gelöst: Das ional gelöste Vorliegen entspricht der „echten“ Lösung, bei der die Teilchen in Atom- oder Molekülgröße ideal und feinst verteilt im Wasser vorliegen.
- Kolloidal gelöst: Ist die Aktivität kolloidal gelöst, so liegt sie an Partikel angelagert vor, die einen Durchmesser von ca. 10 nm bis 50 µm besitzen. Meist handelt es sich um Eisenhydroxidkolloide oder Eisen-/Nickel-/Chromhydroxidkolloide, in deren voluminösem Hydroxid-/Wasser-Mantel andere Metallionen aufgrund von chemischen Bindungen sehr leicht und meist sogar bevorzugt aufgenommen werden können (z.B. Kobalt). Diese Teilchen sind dafür bekannt, daß sie eine äußerst aktive Oberfläche haben und andere Stoffe anlagern (diese Eigenschaft wird bei der Mitfällung z.B. von Fe vielfach auch im technischen Maßstab angewendet.) Die Bildung dieser kolloiden Teilchen ist weitgehend reversibel; sie können sich bei einem etwas in den sauren Bereich verschobenen pH-Wert wieder auflösen, bei Verschiebungen

in Richtung alkalischen Bereich entstehen diese neu und vergrößern sich durch verstärkte Anlagerung.

- Partikelförmig aufgeschlämmt: Bei partikelförmig aufgeschlämmten Stoffen handelt es sich um partikelförmigen Abrieb (z.B. um Rostpartikel), der entweder aus bereits aktiviertem Material besteht oder an dessen Oberfläche aktivierte Teilchen adsorbiert werden können. Diese Teilchen sind im allgemeinen gröber strukturiert (Durchmesser etwa 100 bis 500 μm), liegen daher im Beckenwasser weniger fein verteilt vor und setzen sich bei fehlender Strömung am Boden oder in weniger stark durchströmten Bereichen von Rohrleitungen oder des Beckens rascher ab.

Sowohl für kolloidal gelöste als auch für partikelförmig aufgeschlämmte Kontamination wird u.a. in <GRS 1998a> und <GRS 1998b> der Begriff CRUD verwendet. Der Begriff ist unscharf, weil eine einheitliche Definition nicht gegeben wird, weil damit wechselnd sehr unterschiedliche Phänomene gemeint sind und weil diskutierte Eigenschaften des CRUD teils dem einen, teils dem anderen Phänomen zuzuordnen wären.

Im vorliegenden Gutachten werden als CRUD nur die von Brennstabhüllrohren abgelösten Teilchen bezeichnet. Wenn hingegen kolloidal gelöste Teilchen gemeint sind, dann werden diese nicht mit dem Begriff CRUD verknüpft.

2.2.2 Bewertung der Plausibilität der einzelnen Kontaminationsmechanismen

Die im vorangegangenen Kapitel beschriebenen Arten von Kontamination im Beckenwasser gelangen bei der Beladung des Behälters im Lagerbecken mit Oberflächen des Behälters in Kontakt, können sich darauf ablagern und am Behälter fixiert werden. Bei den folgenden Betrachtungen darüber, welche Kontaminationen an Behältern sich aufgrund der unterschiedlichen Arten von Kontamination des Beckenwassers ergeben können, wird jeweils von der eingangs bereits genannten Bandbreite von 10^6 bis 10^9 Bq/m³ (1 bis 1000 Bq/cm³) im Beckenwasser ausgegangen. Aus den einzelnen Arten der Kontamination im Beckenwasser lassen sich die folgenden Kontaminationen an darin beladenen Behältern für ional gelöste Aktivität, kolloidal gelöste Aktivität und partikelförmig aufgeschlämmte Aktivität abschätzen.

Ional gelöste Aktivität

Ional gelöste Aktivität kann einerseits mit zugänglichen Oberflächen des Behälters über chemische Bindungen reagieren und dadurch auf die Oberfläche aufziehen. Das Resultat ist eine größerflächige Kontamination, die kaum über die durchschnittliche Kontamination von Beckenwasser hinausgeht, da die sorbierende Oberfläche nicht sehr groß ist. Es ist eine Aktivitätskonzentration im Bereich kleiner 100 Bq/cm^2 zu erwarten. Dieser Mechanismus kann daher zwar an geringer aktiven und flächigen Kontaminationen beteiligt sein, jedoch nicht bei größeren Aktivitätskonzentrationen und Flächen.

Die ional gelöste Kontamination kann auch in Form von Tropfen oder Flüssigkeitsfilmen auf den Oberflächen oder in Ritzen verweilen, später durch Handhabungsvorgänge oder thermische Ausdehnung aus solchen Ritzen herausgedrückt werden, an andere Stellen der Oberfläche verlaufen oder herabtropfen und nach dem Verdunsten des Wasser einen Kontaminationsfleck hinterlassen. Auch diese Kontamination kann nur eine relativ geringe Überschreitung der zulässigen Oberflächenkontamination hervorrufen, denn die so transportierbare Menge an Kontamination ist sehr begrenzt.

Kolloidal gelöste Aktivität

Kolloidteilchen der weiter oben genannten Größen zwischen 10 nm und $50 \text{ }\mu\text{m}$ können sich sowohl physikalisch an Oberflächen anlagern als auch in Tropfen verschleppt werden. Geht man, wie in <GRS 1998b> plausibel gezeigt, davon aus, daß nahezu die gesamte Beckenwasseraktivität an Fe-Kolloide angelagert vorliegt und geht man ferner davon aus, daß diese Fe-Kolloide etwa zu $2,3 \text{ }\mu\text{g/kg}$ im Wasser enthalten sind <GRS 1998b>, dann ergeben sich mit den eingangs angegebenen Bandbreiten der Beckenwasseraktivität auf das Eisen bezogene spezifische Aktivitäten von $0,4$ bis 400 GBq/g Fe . Berücksichtigt man nur Co-60 und nimmt ferner an, daß nur etwa ein Drittel des Co-60 an diese Kolloidteilchen gebunden vorläge, dann ist von einer Bandbreite von 40 bis 40.000 MBq/g Fe auszugehen. Ein kugelförmig idealisiertes Kolloidteilchen mit einem Durchmesser von $10 \text{ }\mu\text{m}$ und einem Eisengehalt von $\text{ca. } 2 \text{ ng}$ würde damit eine Aktivität von $0,8$ bis 800 Bq entsprechend einer Co-60-Aktivität zwischen $0,08$ und 80 Bq aufweisen können. Teilchen dieser Art und Größe wären folglich durchaus in der Lage, die beobachteten sehr hohen Kontaminationen zu verursachen.

Derzeit liegen keine ausreichend genauen Analysen darüber vor, welche Teilchengrößen in welchem Umfang die Kontamination binden; es ist jedoch aus allgemeinen Überlegungen heraus plausibel, daß kleinere Teilchen überproportional an diesem Effekt beteiligt sind, weil sie die größere massenbezogene Oberflächenwirksamkeit besitzen.

Partikelförmig aufgeschlammte Aktivität

Die größeren Teilchen der partikelförmig aufgeschlammten Aktivität stammen vor allem aus Abrieb an der Oberfläche von Brennstabhüllrohren. Typische Flächenbelegungen der Brennstabhüllrohre mit solchen Partikeln sind in <GRS 1998b> angegeben (siehe Tabelle 2.5). Das Material dieser Partikel wird als CRUD bezeichnet.

Tabelle 2.5: CRUD-Flächengewichte und Aktivitätsbelegungen auf Brennstabhüllrohren sowie daraus resultierende spezifische Aktivitäten von CRUD für DWR und SWR; entnommen bzw. berechnet aus <GRS 1998b>

Reaktor-Typ	CRUD-Flächengewicht in mg/cm ²	Co-60-Aktivitätsbelegung in Bq/cm ²	Spezifische Aktivität in GBq Co-60/g CRUD
SWR	0,5 - 3,1	$3 \cdot 10^5 - 10^7$	0,1 - 20
DWR	0,02 - 0,04	300 - 2000	0,0075 - 0,1

Aus der Zusammenstellung in Tabelle 2.5 aus <GRS 1998b> geht hervor, daß Siedewasserreaktoren (SWR) eine mehr als 10-fach stärkere Belegung der Brennstabhüllrohre mit CRUD besitzen als Druckwasserreaktoren (DWR) und daß deren CRUD eine im Mittel um etwa zwei Größenordnungen höhere spezifische Aktivität an Co-60 aufweist. Nach Untersuchungen des TÜV Bau und Betrieb GmbH München <Zech 1999> ergibt die Auswertung der Betriebserfahrung mehrerer DWR-Anlagen als obere Abschätzung eine spezifische Aktivität des CRUD von 10 GBq/g, was etwa der spezifischen Aktivität aus SWR-Anlagen nach Tabelle 2.5 entspricht. Nachfolgend werden die Kontaminationsbefunde unterschieden nach SWR- und DWR-Anlagen dargestellt (Abbildungen 2.2 und 2.3).

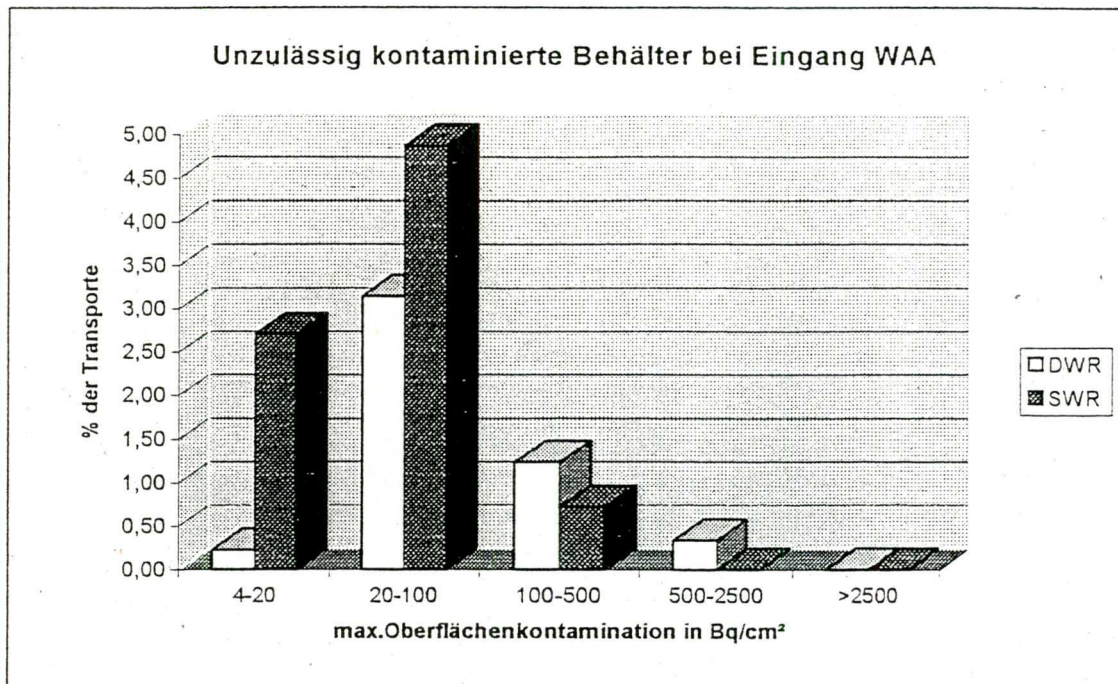


Abbildung 2.2: Relativer Anteil unzulässig kontaminierter Behälter bei der Eingangskontrolle WAA, nach Ausmaß der Überschreitung und KKW-Typ; errechnet aus Daten in <GRS 1998a>

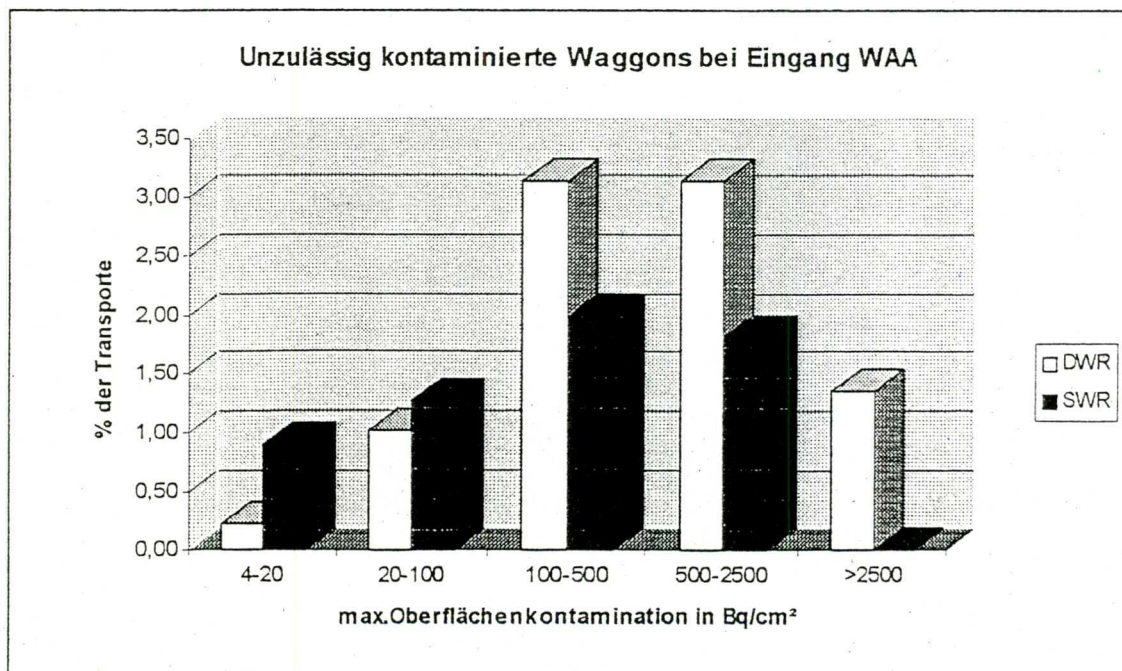


Abbildung 2.3: Relativer Anteil unzulässig kontaminierter Wagen bei der Eingangskontrolle WAA, nach Ausmaß der Überschreitung und KKW-Typ; errechnet aus Daten in <GRS 1998a>

Nach Tabelle 2.5 wären für kontaminierte Behälter aus SWR-Anlagen höhere Kontaminationen zu erwarten als für kontaminierte Behälter aus DWR-Anlagen. Der Anteil unzulässig kontaminierter Behälter aus SWR entspricht aber nur im Bereich der Oberflächenaktivität bis 20 Bq/cm^2 der Erwartung, schon bei der Kategorie bis 100 Bq/cm^2 ist ein vergleichbar ähnlich großer Anteil der Transporte aus SWR und DWR kontaminiert. Ein ähnliches Verhältnis zeigt sich bei den Wagenkontaminationen. Hier ist noch deutlicher, daß die DWR besonders in den Bereichen höherer und höchster Überschreitungen bei weitem überwiegen, in der höchsten Kategorie wurde bei den SWR nicht ein einziges Ereignis registriert.

Diese Ergebnisse schließen zwar nicht aus, daß CRUD-Partikel häufiger an den Transportkontaminationen beteiligt sein können. Der tatsächlich dadurch verursachte Effekt ist aber nicht nachweisbar, weil andere und möglicherweise relevantere Ursachen die Ergebnisse zu stark überlagern können. In jedem Fall muß aus dieser Auswertung geschlossen werden, daß die Ursache CRUD nicht zum Maßstab dafür genommen werden kann, welche Teilchen mit welchen Teilchengrößen und ihren spezifischen Aktivitäten für Kontaminationen infrage kommen. Es sei darauf hingewiesen, daß den radiologischen Bewertungen in <GRS 1998a> CRUD als Ursache zugrunde liegt. Andererseits stellt sich die Frage, ob der in <GRS 1998b> konstatierte Unterschied in CRUD bei SWR gegenüber DWR tatsächlich besteht. Dieser Frage war aber im Rahmen des vorliegenden Gutachtens nicht weiter nachzugehen.

Insgesamt ergibt sich aus den vorangegangenen Untersuchungen:

- Ional gelöste Aktivität kommt nur für den Bereich von Kontaminationen wenig oberhalb der zulässigen Grenzwerte als Ursache in Frage.
- Kolloidal gelöste Teilchen sind von der Aktivität und Teilchengröße her als Ursache für Kontaminationen in Betracht zu ziehen.
- Partikelförmig aufgeschlammte Teilchen in Form von auf den Brennstabhüllrohren abgelösten CRUD-Partikeln können ebenfalls Kontaminationen verursachen, sind aber möglicherweise nicht als eine der Hauptursachen für die Kontaminationen zu sehen.

Die beiden eingangs des Kapitels genannten weiteren Effekte, die prinzipiell ebenfalls als verursachend infrage kommen, stellen Mischeffekte zwischen den oben untersuchten drei Effekten dar. Sie können zu folgenden Konsequenzen führen:

- Sorption an Oberflächen: Dieser Effekt basiert darauf, daß sowohl ional gelöste Aktivität als auch kleine Kolloide in Oberflächen eindringen und darin festgehalten werden können. Diese Effekte zeigen Metalloberflächen (z.B. die wasserbenetzte und gegen Korrosion schützende Oxidschicht auf Eisen) ebenso wie alle anderen Oberflächen (z.B. aus Kunststoff). Der Effekt ist besonders bei angegriffenen Oberflächen (z.B. durch chemische Aufrauung) oder bei mechanisch stärker zerklüfteten Oberflächen (Kratzer etc.) deutlich verstärkt.
- Weeping-Phänomen: Dieses Phänomen wurde an Transportbehältern in den USA entdeckt und systematisch untersucht. Es wurde dabei festgestellt, daß einwandfrei unter die Grenzwerte dekontaminierte Oberflächen nach einiger Zeit spontan wieder erhöhte Kontamination bei Wischtests aufweisen (typisch bis zu einigen 10 Bq/cm^2). Allgemein geht man davon aus, daß sich nach nicht näher geklärten Mechanismen mit der Zeit und unter Temperatur- und anderen Einflüssen ursprünglich fixierte Kontamination wieder in mobile Formen umwandelt. Durchgängig scheint es sich um flächenhafte Effekte zu handeln, wobei das tiefere Eindringen von Kontamination in die Oberfläche (siehe oben) ebenfalls eine wichtige Rolle spielt.

Unabhängig von der Relevanz der beiden beschriebenen Effekte im Hinblick auf die Aufklärung der Ursachen für grenzwertüberschreitende Kontamination bei Transporten ergeben sich keine zusätzlichen Aspekte für die radiologische Beurteilung.

Eine im Zusammenhang mit der Ermittlung potentieller Strahlenexpositionen wichtige Fragestellung ist, ob und in welchem Ausmaß die Teilchen an Oberflächen haften und wie sich diese ablösen können. In diesem Zusammenhang wird in <GRS 1998a, GRS 1998b> mittels allgemeiner Überlegungen von einem spontanen Ablösen größerer Partikel (z.B. mit Durchmessern $>10 \mu\text{m}$) ausgegangen, während kleineren Teilchen eine verstärkte Haftung an Oberflächen zugeschrieben wird.

Dabei werden jedoch wichtige Grundeigenschaften der oben beschriebenen mindestens drei Kontaminationsklassen ignoriert. Für ional auf der Oberfläche verteilte Kontamination kann davon ausgegangen werden, daß die Haftkräfte tatsächlich sehr hoch sind und eine spontane, d.h. nicht durch mechanische Kräfte wie Reiben etc. verursachte Ablösung wegen der sehr feinen Verteilung der Teilchen auf der Oberfläche praktisch ausgeschlossen ist. Für sehr große Teilchen (z.B. $> 50 \mu\text{m}$) ist die Haftung auf der Oberfläche,

eventuell nach Verdunsten von anhaftenden Feuchtigkeitsresten, recht gering und damit die aufgestellte Regel im Grundsatz ebenfalls erfüllt.

Für Eisen-/Nickelkolloide bis 10 µm Größe kann diese Annahme jedoch nicht ohne weitere Prüfung getroffen werden. Diese Partikel bestehen zu einem sehr großen Teil ihres Volumens aus einer umfangreichen Wasserhülle und sind nach dem Beladevorgang in einem sehr feuchten Zustand. Mit zunehmender Austrocknung, eventuell forciert durch Erwärmung des Behälters oder durch Sonnenstrahlung, verliert diese Hülle zunehmend verdunstendes Wasser und ein Gerüst aus immer geringer wasserhaltigem Eisenhydroxid (je nach Oxidationszustand z.B. $\text{FeO}(\text{OH})$ und $\text{Fe}(\text{OH})_3$) bleibt zurück. Dieser Vorgang dauert im übrigen länger als das übliche Verdunsten von Flüssigkeitsresten. Das Teilchen schrumpft dadurch kaum zusammen, verliert aber erheblich an Gewicht und an mechanischem Zusammenhalt, der durch die Wasserhülle vermittelt wird. Für diese Art von eintrocknenden Teilchen kann nicht vorhergesagt werden, wie die Haftung an der Oberfläche weiterhin erfolgt und ob die Haftungskräfte der allgemeinen Überlegung gehorchen, die eine zunehmende Haftung mit abnehmender Teilchengröße postulieren. Für das weitere Verhalten eines solchen Teilchens spielen auch die vielfältigen mechanischen Einwirkungen beim Transport eine Rolle.

Anhand der Funde von größeren Partikeln bzw. höherer Flächenaktivität auf Wagen gegenüber Behältern ist nicht belegbar, daß sich nur größere Teilchen mit Durchmesser von mehr als 10 µm vom Behälter ablösen können. Dies hat die folgenden Gründe:

- Abgelöste Feinstpartikel können an gröberen Schmutz- oder Rostpartikeln anhaften, so daß eine Unterscheidung eine sehr genaue Untersuchung voraussetzt, die bisher nach unserer Kenntnis nicht oder nur in einem einzigen Fall erfolgt ist.
- Bei geringeren Luftströmungen (Thermik, Fahrtwind, Vorbeifahrten etc.) ist der Verbleib nur der größeren und schwereren Partikel auf der Wagenoberfläche wahrscheinlich, während kleinere und sehr kleine Teilchen mit der Strömung eher mit- und abgeführt werden.
- Die Anzahl bisher identifizierter und untersuchter Teilchen ist sehr gering (siehe Kapitel 2.2.3) und läßt einen solchen weitreichenden Schluß nicht zu. Dazu ist auch anzumerken, daß in <GRS 1998a> und <GRS 1998b> aus der Höhe einer flächig ermittelten Kontamination auf die Größe der Partikel geschlossen wird. Es lag aber praktisch in keinem Fall eine Untersuchung darüber vor, ob die mittels Wischtest detektierte Aktivität durch ein einzelnes Partikel oder durch die Summe mehrerer Partikel zustande kam.

2.2.3 Bisher näher untersuchte partikelförmige Kontamination

Im Rahmen der Untersuchungen zur Behälterkontamination vor allem nach dem öffentlichen Bekanntwerden der Überschreitung von Grenzwerten wurden einzelne aufgefundene und isolierte Partikel eingehender untersucht. Nachfolgend wird ausgehend von den vorliegenden Informationen überprüft, welche Konsequenzen sich für die radiologischen Untersuchungen ergeben.

Bei in der Vergangenheit beobachteten Kontaminationsereignissen wurden in der Regel lediglich die Meßergebnisse festgehalten und weitergehende Informationen im Anschluß an den Befund praktisch nicht gesammelt. Nur in verhältnismäßig wenigen Fällen liegen zusätzliche Informationen vor. Bei einigen Befunden wurde noch in Protokollen vermerkt, ob es sich um eher punktförmige Kontamination handelt, beispielsweise durch eine zusätzliche Anmerkung im Meßprotokoll, durch die Angabe des Begriffes „nicht-fixierte Kontamination“, durch handschriftliche Änderung der Dimension eines gemessenen Wertes von Bq/cm^2 in Bq oder ähnlich knappe Angaben. Eine systematische Untersuchung einzelner Kontaminationsereignisse auf die Art der Kontamination hin, im Hinblick auf die Ursachenermittlung unerlässlich, wurde praktisch nicht betrieben. Die verfügbare Dokumentation ist entsprechend spärlich.

Folgende Partikel wurden untersucht und liegen verfügbar dokumentiert vor:

- eine punktförmige Kontamination beim Transport V/3-94/4, vom Kernkraftwerk Grohnde (KWG) gemessen am 29.9.94 (hier als „KWGa“ bezeichnet),
- eine punktförmige Kontamination beim Transport V/1-97/1, von KWG gemessen am 15.8.97 (hier als „KWGb“ bezeichnet),
- ein Partikel auf einem auf einem Betriebshof in Darmstadt abgestellten Transportgestell der DB Cargo, mit dem u.a. abgebrannte Brennelemente vom KKW Grafenrheinfeld zum Verladebahnhof Gochsheim durchgeführt wurden (hier als „DA“ bezeichnet), von der Hessischen Landesanstalt für Umwelt (HLfU) gemessen am 4.6.98,
- drei Einzelpartikel aus dem Stachelbereich eines Leerbehälters im KKW Biblis (hier als „KWB 1 bis 3“ bezeichnet), gemessen von Siemens-KWU am 28.8.98.

In Tabelle 2.6 sind die Meßwerte der Nuklidzusammensetzung dieser Partikel zusammengestellt.

Tabelle 2.6: Nuklidzusammensetzung von verschiedenen Partikeln, zusammengestellt aus <GRS 1998a>, <HLfU 1998> und <RWE 1998>; Angaben in Bq

Nuklid	Halb- werts- zeit	Partikel (Aktivität in Bq)					
		KWG		DA	KWB		
		a	b		1	2	3
K-40	1,28 Mrd. a	55	-	-	-	-	-
Mn-54	244 d	143	9.590	667	8.290	5.240	2.130
Co-57	270 d	-	157	-	156	108	37
Co-58	71 d	-	3.000	-	1.200	730	298
Co-60	5,3 a	152	9.840	11.780	43.700	26.500	8.630
Zn-65	244 d	-	-	-	305	174	63
Zr-95	64 d	1.660	-	-	-	-	-
Nb-95	35,15 d	3.570	-	24	-	-	-
Ru-103	39,35 d	-	-	80	-	-	-
Ag-110m	250,4 d	13	-	-	-	-	-
Sn-113	115,1 d	-	-	-	16	11	7
Sb-125	2,77 a	3.260	-	41.810	166	105	52
Cs-134	2,06 a	6	-	-	-	-	-
Cs-137	30,1 a	15	-	-	-	-	-
	Summe	8.874	22.587	54.361	53.833	32.868	11.217

-: nicht angegeben, nicht gemessen oder nicht nachgewiesen

Aus den in Tabelle 2.6 zusammengestellten Meßergebnissen ergeben sich die folgenden Schlußfolgerungen:

- Die Gesamtaktivitäten der Partikel liegen im Bereich zwischen mehreren tausend bis einigen zehntausend Becquerel. Bei Partikeln von geringerer Aktivität ist die Entdeckung unwahrscheinlicher. Die radiologische Relevanz kann aber größer sein.
- Der hohe Zr-95-Gehalt von Partikel „KWG a“ weist auf eine Herkunft aus dem Bereich der Brennstabhüllrohre hin. Entsprechend niedrig sind bei diesem Partikel die Aktivitäten an Co-60 und Mn-54.
- Bei den Partikeln „KWG b“ und „KWB 1 bis 3“ liegen Anlagerungen typischer Korrosionsprodukte an Eisenkolloide vor, da Kobalt und Mangan in ähnlicher Größenordnung festgestellt wurden und einen hohen Aktivitätsanteil der Gesamtaktivität ausmachen. Im Falle der Biblis-Partikel ist durch metallographische Untersuchungen und über Elektronenmikroskopie nachgewiesen, daß die Grundstruktur aus Eisen und Nickel (im Massenverhältnis von ca. 2:1) besteht <RWE 1998>.
- Aus den Ergebnissen der Aktivitäts- und Strukturanalyse wurde für die drei Biblis-Partikel abgeleitet, daß diese ursprünglich aus einem einzigen Teil bestanden und aufgrund des technischen Vorgehens bei der Bergung in die drei identifizierten Teile zerbrochen sind. Ursprünglich könnte daher ein Partikel mit einer Gesamtaktivität von ca. 100.000 Bq vorgelegen haben.

- Im Fall des Partikels „DA“ ist im Vergleich zu den anderen Partikeln ein ungewöhnlich hoher Aktivitätsanteil durch Sb-125 verursacht. Als mögliche Ursache wird in <GRS 1998a> die Aktivierung von Sn-124 in Zirkaloy diskutiert. Diesem Verursachungsmechanismus widerspricht jedoch der Befund, daß trotz langer Meßzeit kein begleitendes Zr-95 erkannt wurde. Bei einer Herkunft des Partikels aus einem Legierungsbestandteil zusammen mit Zirkon würde sich Zr-95 stets mit ablösen, in ähnlicher Größenordnung wie Sb-125 zur Gesamtaktivität des Partikels beitragen (ähnlich wie z.B. beim KWGa-Partikel) und könnte sich auf chemischem Wege nicht so vollständig aus dem Partikel herauslösen, daß es nicht mehr detektiert wird. Eine naheliegende Erklärung hierfür ist nicht erkennbar.
- Im Vergleich zu anderen Nukliden und zu ihrem Aktivitätsanteil im Beckenwasser sind Cäsium-Isotope bei diesen Partikeln deutlich unterrepräsentiert. Dies kann an der geringeren Tendenz zur Anreicherung an den Oberflächen von Kolloid- und Korrosionspartikeloberflächen liegen, die mit theoretischen Überlegungen und mit anderen Erfahrungen durchaus im Einklang steht. Dies kann sich jedoch bei flächig verteilter Oberflächenkontamination anders darstellen und kann nicht verallgemeinert werden.

Systematische und vollständige Untersuchungen der Anteile an Alpha-Strahlern liegen für diese Partikel nicht vor. In <GRS 1998a, S. 214> werden zwei Fälle mit Alpha-Kontaminationen von maximal 13 Bq genannt. In der Datenbank der GRS-Begutachtung finden sich bei folgenden Transporten Anmerkungen zur Alpha-Kontamination:

- BRU III/4 85/3: 1 Bq/cm² Alpha (bei max. 16,7 Bq/cm² Gamma-Kontamination),
- GRO VI/2 97/2: 13,3 Bq Alpha (bei 13.400 Bq-Partikel auf dem Wagen).

In diesen beiden Fällen liegt die Alpha-Aktivität etwa eine bzw. drei Größenordnungen unterhalb der Gamma-Aktivität. Zwar ist aus zahlreichen Analysen bekannt, daß normalerweise die Alpha-Aktivität im Beckenwasser um etwa 5 bis 6 Größenordnungen unterhalb der Gamma-Aktivität liegt. Da der Alpha-Anteil aber sehr eng mit dem Zustand und Anteil der defekten Brennelemente zusammenhängt und die meisten Aktiniden für ihre hohe Sorptionsfreudigkeit gegenüber Kolloiden bekannt sind, ist nicht auszuschließen, daß die Anreicherung an den gelösten Kolloiden vergleichsweise hohe Werte annehmen könnte. Die beiden vorliegenden Meßwerte sind ein Indiz für eine solche verstärkte Anreicherung von Alpha-Strahlern. Eine systematische Untersuchung steht jedoch aus.

Insgesamt ist aus diesen wenigen dokumentierten Beispielen kein allgemeiner Trend ablesbar. Es können weder abgegrenzte Bandbreiten von Nuklidzusammensetzungen noch

deren Alpha-Anteile zuverlässig abgeschätzt werden. Aufgrund der sehr geringen Anzahl von detaillierter untersuchten Kontaminationen können ferner auch keine Wahrscheinlichkeiten für das Auftreten bestimmter Arten und nuklidspezifischer Zusammensetzung von Partikeln angegeben werden. Hierzu wären weitere meßtechnische Untersuchungen erforderlich.

2.3 Ausgangsgrößen für die Berechnung der potentiellen Strahlenexposition

Aus den Untersuchungen in den Kapiteln 2.1 und 2.2 resultieren folgende Ausgangsgrößen für die hier vorzunehmenden Untersuchungen radiologischer Konsequenzen:

- Flächenhafte oder punktförmige Kontaminationen sind aufgrund mangelnder Messung, Erfassung und Dokumentation nicht zu unterscheiden. Je nach untersuchtem Pfad muß daher vom jeweils ungünstigsten Fall ausgegangen werden.
- Als Fundorte und damit hinsichtlich des Umganges mit potentiell kontaminierten Gegenständen sind relevant:
 - Leertransporte von Behältern und Wagen von den Wiederaufarbeitungsanlagen zu den Kunden; dabei sind Behälterkontaminationen im Bereich bis 100 Bq/cm^2 , entsprechend einem 1.000 Bq Punktstrahler, als häufig zu bewerten, Wagenkontaminationen bis 500 Bq/cm^2 , entsprechend einem Punktstrahler von bis zu 5.000 Bq traten gelegentlich bis häufig auf.
 - Behältertransporte von den Kernkraftwerken zur Wiederaufarbeitung waren gelegentlich mit Flächenaktivitäten bis 500 Bq/cm^2 , entsprechend einem Punktstrahler von bis zu 5.000 Bq , auffällig.
 - Beladene Wagen wiesen gelegentlich Kontaminationen im Bereich zwischen 100 bis 2.500 Bq/cm^2 , entsprechend Punktstrahlern zwischen 1.000 und 25.000 Bq , auf, in wenigen Fällen lagen diese auch noch um eine Größenordnung darüber.
- Bei gelösten Kolloidteilchen als Verursacher ist von spezifischen Aktivitäten im Bereich von $0,08$ bis 80 Bq Co-60 bei Teilchengrößen von $10 \mu\text{m}$ Durchmesser auszugehen. Eine auf empirische Untersuchungen gegründete und auf die Teilchengröße bezogene Verteilung ist nicht verfügbar.
- Bei CRUD der Brennstabhüllrohre als verursachendes Material ist von einer spezifischen Aktivität von bis zu 20 GBq Co-60/g und Teilchengrößen $> 50 \mu\text{m}$ auszugehen. Eine aus ausreichend empirischer Beobachtung resultierende Größenverteilung liegt nicht vor.

- Über den Anteil an Alpha-Aktivität und dessen Bandbreite liegen noch sehr wenige Untersuchungen vor. Angaben der Bandbreite von Aktivitäten und Wahrscheinlichkeitsaussagen sind daraus nicht ableitbar.
- Eine quantitative Ermittlung von Wahrscheinlichkeiten und Häufigkeiten für das Auftreten von Kontaminationen ist nicht möglich, da die hierzu erforderlichen Messungen (umfassendere Messungen und Identifizierung von Partikeln) in der Vergangenheit nicht vorgenommen wurden.

3. Szenarien zur Ermittlung der potentiellen Strahlenexposition

Im vorliegenden Kapitel werden Szenarien abgeleitet und beschrieben, die zur Ermittlung der Bandbreite möglicher potentieller Strahlenexpositionen durch Kontaminationen bei Transporten für verschiedene Personengruppen in Kapitel 4 herangezogen werden.

In Kapitel 3.1 werden Daten der Eigenschaften der Partikel definiert, die auf der Auswertung des Kapitels 2, insbesondere Kapitel 2.2.3, beruhen. Szenarien der Freisetzung von Partikeln und der Belastungspfade für die betroffenen Personen werden in Kapitel 3.2 behandelt.

3.1 Auswahl von Referenzpartikeln für die radiologischen Berechnungen

Im Hinblick auf die Strahlenexposition bei unterschiedlicher Nuklidzusammensetzung von kontaminierenden Partikeln wird zunächst anhand von Dosisfaktoren die radiologische Relevanz für

- Inhalation,
- Ingestion, und
- Hautkontakt

untersucht.

Dazu wurde für die sechs in Kapitel 2.2.3 (Tabelle 2.5) aufgeführten Partikel anhand des Nuklidvektors mit den Dosisfaktoren der Strahlenschutzverordnung <BMU 1989> die Dosis für ein Kleinkind (Alter 1 Jahr) und einen Erwachsenen bei Inhalation und Ingestion berechnet. Es wurde bei Unterscheidung der chemischen Form des jeweiligen Nuklids für den Dosisfaktor von der ungünstigsten Form ausgegangen. Berechnet wurde die Effektive Äquivalentdosis.

Außerdem wurde die Dosisleistung bei Hautkontakt durch Beta-Strahler berechnet. Diese überwiegt die Hautdosis durch Gamma-Strahlung deutlich; beim maßgeblichen Radionuklid Kobalt-60 trägt die Gamma-Strahlung zur Hautdosis beispielsweise 3,4% des Beitrags der Beta-Strahlung bei). Auf eine zusätzliche Berechnung der Gamma-Dosis durch äußere Bestrahlung für alle Partikel wurde daher verzichtet.

Da bei Kontamination auch Alpha-Aktivität in Höhe von 13 Bq gefunden wurde, wurde ebenfalls die Dosis durch Inhalation und Ingestion für ein Partikel mit Alpha-Aktivität berechnet, wobei - da keine nuklidspezifische Bestimmung der Alpha-Strahler erfolgte -

die Aktivität in drei unterschiedenen Fällen jeweils Uran-238, Plutonium-239 bzw. Curium-242 zugeschrieben wird. Uran-238 ist dabei charakteristisch für die Herkunft der Kontamination aus einer Freisetzung von unbestrahltem Brennstoff. Das Nuklid Pu-239 repräsentiert ein radiologisch sehr wirksames Isotop in bestrahltem Brennstoff, das Nuklid Cm-242 ein radiologisch weniger wirksames Isotop, das aber einen großen Teil der Alpha-Aktivität in bestrahltem Brennstoff darstellt. Auf diese Weise wird die mögliche Bandbreite der Dosis erfaßt.

Die Ergebnisse der Berechnungen sind in Tabelle 3.1 zusammengestellt. Dabei wird die Gesamtdosis für ein Partikel sowie die Gesamtdosis pro Bq (also der gewichtete Dosisfaktor des Gemischs) angegeben. Es wird an dieser Stelle noch nicht differenziert, ob ein Partikel von seiner Größe (aerodynamischer Durchmesser AMAD) her inhalierbar bzw. luftgetragen transportfähig ist oder nicht.

Als Dosisfaktoren werden die Dosisfaktoren der Strahlenschutzverordnung <BMU 1989> verwendet. Es ist anzumerken, daß in <BMU 1997> auch spezielle Dosisfaktoren für Partikel mit AMAD 10 µm angegeben werden. Je nach Radionuklid kann sich ein günstigerer, ungünstigerer oder der gleiche Dosisfaktor ergeben. Bei Mangan-54 ergibt sich z.B. keine Änderung, wenn der spezielle Dosisfaktor für AMAD 10 µm herangezogen wird, für Plutonium-239 ein etwas höherer Dosisfaktor und damit eine etwas höhere Strahlenexposition. Für das - hier dosisrelevante - Kobalt-60 ist der Dosisfaktor nach <BMU 1997> um den Faktor 4,2 geringer als der Dosisfaktor nach <BMU 1989>. Für das Partikel mit Beta/Gamma-Aktivität sind daher die hier verwendeten Dosisfaktoren konservativ.

Nach Tabelle 3.1 ergibt sich die größte Strahlenexposition bei Inhalation der Aktivität des Partikels „KWB 1“, nämlich 11,5 mSv beim Kleinkind und 2,6 mSv beim Erwachsenen. Der gewichtete Dosisfaktor ist ebenfalls bei diesem Partikel am größten. Je nach Radionuklid liegt die Dosis bei Inhalation des Partikels mit 13 Bq Alpha-Aktivität zwischen 0,442 und 4,55 mSv beim Kleinkind sowie zwischen 0,0611 und 1,56 mSv beim Erwachsenen.

Die Ingestionsdosen sind geringer, aber ebenfalls beim Partikel „KWB 1“ am größten. Sie erreichen beim Kleinkind 3,74 mSv und beim Erwachsenen 0,328 mSv. Die Ingestionsdosen für einen Partikel mit 13 Bq Alpha-Aktivität betragen zwischen 0,00299 und 0,0377 mSv beim Kleinkind sowie zwischen 0,000897 und 0,0124 mSv beim Erwachsenen.

Die Dosisleistung bei Hautkontakt (Hautdosis) durch Beta-Strahlung ist beim in Darmstadt gefundenen Partikel „DA“ am größten. Sie erreicht dort 54,3 mSv pro Stunde.

Tabelle 3.1: Strahlenexposition von Kleinkindern und Erwachsenen bei Inhalation und Ingestion der Aktivität identifizierter Partikel sowie bei Hautkontakt (ohne Berücksichtigung der Transportfähigkeit und Inhalierbarkeit)

	Partikel						Partikel mit 13 Bq Alpha-Aktivität		
	KWG a	KWG b	DA	KWB 1	KWB 2	KWB 3	U-238	Pu-239	Cm-242
Effektive Dosis Kleinkind bei Inhalation (mSv)									
Dosis	2,51E-01	2,73E+00	4,37E+00	1,15E+01	6,99E+00	2,28E+00	1,95E+00	4,55E+00	4,42E-01
mSv/Bq	2,85E-05	1,21E-04	8,04E-05	2,14E-04	2,13E-04	2,04E-04	1,50E-01	3,50E-01	3,40E-02
Effektive Dosis Kleinkind bei Ingestion (mSv)									
Dosis	1,22E-01	9,02E-01	2,08E+00	3,74E+00	2,27E+00	7,42E-01	3,64E-03	3,77E-02	2,99E-03
mSv/Bq	1,38E-05	3,99E-05	3,83E-05	6,94E-05	6,90E-05	6,61E-05	2,80E-04	2,90E-03	2,30E-04
Effektive Dosis Erwachsener bei Inhalation (mSv)									
Dosis	3,70E-02	6,07E-01	8,34E-01	2,60E+00	1,58E+00	5,14E-01	4,16E-01	1,56E+00	6,11E-02
mSv/Bq	4,19E-06	2,69E-05	1,53E-05	4,83E-05	4,80E-05	4,59E-05	3,20E-02	1,20E-01	4,70E-03
Effektive Dosis Erwachsener bei Ingestion (mSv)									
Dosis	8,19E-03	8,20E-02	1,18E-01	3,28E-01	1,99E-01	6,52E-02	8,97E-04	1,24E-02	4,03E-04
mSv/Bq	9,28E-07	3,63E-06	2,18E-06	6,09E-06	6,05E-06	5,81E-06	6,90E-05	9,50E-04	3,10E-05
Dosisleistung der Haut bei Hautkontakt (mSv/h)									
Dosisleistung	6,21E+00	1,00E+01	5,43E+01	4,24E+01	2,57E+01	8,40E+00	entfällt	entfällt	entfällt
mSv/(h*Bq)	7,04E-04	1,14E-03	6,16E-03	4,80E-03	2,91E-03	9,52E-04	entfällt	entfällt	entfällt

Bei Inhalation ist der aerodynamische Durchmesser AMAD eines Partikels entscheidend für dessen Inhalierbarkeit. Partikel mit einem AMAD von 10 µm sind noch so inhalierbar, daß sie sich in Lungenbereichen ablagern können. Erst bei Partikeln eines AMAD von mehreren 10 µm kann davon ausgegangen werden, daß sie mit großer Wahrscheinlichkeit z.B. ausgehustet werden, so daß sie für die Inhalationsdosis nicht relevant sind.

Bei solchen Partikeln ist gemäß Kapitel 2.2.2 ein Ablösen beim Transport möglich. Ein solcher Partikel kann in der Folge auch durch die Lüftungsschlitze der Schutzhaube während des Transports gelangen. Diese Schlitze lassen beim Transport beladener Behälter eine Luftströmung zu, die zur Kühlung des Behälters erforderlich ist. Eine Ablagerung innerhalb der Schutzhaube ist zwar möglich, ebenso ist aber eine Freisetzung aus der

Schutzhaube möglich. Quantitative Aussagen zum Verhältnis rückgehaltener und freigesetzter Aktivität sind nicht möglich, da hierzu keine Untersuchungen vorliegen.

Bei Handhabung am Kernkraftwerk, der Umladung in Valognes oder bei der Handhabung bei Annahme in der Wiederaufarbeitungsanlage ist die Inhalation durch dort beschäftigtes Personal möglich. Dabei kann einerseits sich vom Behälter ablösende Aktivität inhaliert werden. Andererseits kann bereits während des vorherigen Transports abgelöste Aktivität, die sich noch am Wagen befindet, remobilisiert und inhaliert werden.

Als Partikel mit höchster spezifischer Aktivität wird ein Partikel gewählt, das auf kolloidal gelöster Aktivität beruht und eine Co-60-Aktivität von 80 Bq aufweist. Zur Umrechnung vom geometrischen Durchmesser auf den aerodynamischen Durchmesser wird diese Aktivität auf 40 Bq halbiert, was einer realistischen Dichte von etwa 3 bis 4 g/cm³ für das Partikel entspricht. Da weitere Radionuklide zu berücksichtigen sind, wird für die Berechnungen die Aktivität des Partikels „KWB 1“ auf die Aktivität eines noch inhalierbaren Partikels angepaßt. Daraus ergibt sich als Nuklidspektrum:

- 7,59 Bq Mn-54,
- 0,14 Bq Co-57,
- 1,10 Bq Co-58,
- 40 Bq Co-60,
- 0,28 Bq Zn-65,
- 0,02 Bq Sn-113, und
- 0,15 Bq Sb-125.

Aufgrund der geringen Zahl an isolierten und nuklidspezifisch vermessenen Partikeln läßt sich die Konservativität dieses Referenzpartikels nicht belegen. Durch weitere im Einzelfall vorhandene Radionuklide könnte die spezifische Aktivität bzw. der gewichtete Dosisfaktor auch größer sein. Insofern stellen die in Kapitel 4 errechneten Strahlenexpositionen auch nicht die absolute Obergrenze dar. Um diese festlegen zu können, wären meßtechnische Untersuchungen in weit größerem Umfang erforderlich gewesen.

Als weiteres Partikel ist beim Belastungspfad Inhalation ein Partikel mit Alpha-Aktivität zu betrachten. Unbestrahlter Brennstoff hat eine spezifische Aktivität des Urans in der Größenordnung von 10.000 Bq/g. Nach Bestrahlung kann die spezifische Aktivität um vier Größenordnungen höher sein. Eine Alpha-Aktivität von 13 Bq entspricht demnach etwa 1 mg unbestrahltem Uran oder - bezogen auf die Aktivität von Alpha-Plutonium oder Curium-244 - einer Masse von weniger als 1 µg. Das Partikel aus unbestrahltem Brennstoff ist von seinem sich aus der Masse ergebenden Durchmesser nicht inhalierbar. Nach Bestrahlung, wenn Alpha-Plutonium und Curium die Alpha-Aktivität bestimmen,

kann ein Partikel mit AMAD $10\ \mu\text{m}$ dagegen eine Aktivität von 13 Bq aufweisen. Für ein solches Partikel wird daher zusätzlich die Strahlenexposition bei Inhalation berechnet. Es sei aber darauf hingewiesen, daß aufgrund der vorliegenden Erkenntnisse unklar ist, woher dieses Teilchen hätte stammen können, insbesondere da keine so hohe Gamma-Aktivität gleichzeitig festgestellt wurde, daß sich ein Hinweis auf bestrahlten Brennstoff ergeben würde.

Beim Belastungspfad Ingestion ist die Partikelgröße nur insofern von Bedeutung, als die luftgetragene Ausbreitung prinzipiell möglich sein muß. Der Belastungspfad Ingestion spielt bei beruflich strahlenexponierten Personen im Kernkraftwerk und in Valognes insofern eine Rolle, als ein Partikel nach Inhalation oder Anhaften auf der Hautoberfläche auch verschluckt werden kann. Der zweite Fall, das Verschlucken nach Hautkontakt, ist aber als deutlich weniger wahrscheinlich anzunehmen, wenn in Kontrollbereichen übliche Vorsichtsmaßnahmen getroffen sind. Damit ist für die Ingestion die luftgetragene Transportierbarkeit des Partikels über einen kurzen Weg erforderlich. Im Hinblick auf Personen der Bevölkerung ist die Transportierbarkeit in einem Bereich der Größenordnung von 10 bis 100 m erforderlich, da dann bereits eine Ablagerung beispielsweise in einem Kleingarten in der Nähe des Gleiskörpers erfolgen kann. Diese Bedingungen sind für das als in radiologischer Hinsicht bestimmende Partikel „KWB 1“ der Fall, da dieser plättchenförmige Partikel Abmessungen von $(500\text{ bis }600\ \mu\text{m}) * (300\text{ bis }400\ \mu\text{m})$ bei geringer (aber nicht gemessener) Dicke aufwies. Gemäß Kapitel 2.2.3 besteht die Wahrscheinlichkeit, daß die Partikel „KWB 1“, „KWB 2“ und „KWB 3“ vor ihrer Ausmessung als ein einziges Partikel vorlagen. Sie hätten daher auch gemeinsam einwirken können. Als Referenzpartikel für den Belastungspfad Verschlucken bzw. Ingestion wird daher die Summe der Partikel „KWB 1“, „KWB 2“ und „KWB 3“ herangezogen.

Beim Belastungspfad Ingestion würde das Partikel mit Alpha-Aktivität zu einer deutlich geringeren Strahlenexposition führen als das Referenzpartikel mit Beta/Gamma-Aktivität. Die Ingestion des Partikels mit Alpha-Aktivität wird - auch wegen der bestehenden Unsicherheit seiner Herkunft und Zusammensetzung - daher im Folgenden nicht weiter untersucht.

Beim Belastungspfad Hautkontakt kommt es im wesentlichen darauf an, daß ein Partikel so beschaffen ist, daß er bis zu einer gezielten Reinigung an der Körperoberfläche haften bleiben kann. Szenarien, die nur auf einem Berühren der Behälteroberfläche und einem Verbleib des Partikels auf dem Behälter beruhen (betrachtet in <GRS 1998a> und <GRS 1998b>) führen zu deutlich geringeren Strahlenexpositionen, da dann die Zeitdauer des

Hautkontakts in unrealistischer Weise eingeschränkt wird. Als Referenzpartikel für den Belastungspfad Hautkontamination wird die Summe der Partikel „KWB 1“, „KWB 2“ und „KWB 3“ herangezogen. Zur Begründung siehe die obigen Ausführungen zum Referenzpartikel für Ingestion.

3.2 Auswahl und Beschreibung der Expositionsszenarien

Im folgenden Abschnitt werden Expositionsszenarien definiert, für die die potentiellen Strahlenexpositionen berechnet werden. Die Szenarien werden unter dem Gesichtspunkt ausgewählt, daß eine Strahlenexposition über sie prinzipiell nicht sicher ausgeschlossen werden kann. Es kann keine Aussage darüber getroffen werden, ob diese Szenarien tatsächlich eingetreten sind.

Für den genehmigten Anlagenbetrieb sind in der Strahlenschutzverordnung und der Allgemeinen Verwaltungsvorschrift zu § 45 StrlSchV Lebensgewohnheiten einer Referenzperson definiert. Diese Lebensgewohnheiten sind teils sehr konservativ gewählt (z.B. Aufenthalt im Freien am Ort höchster Strahlenexposition über das ganze Jahr, alleiniger Verzehr von Nahrungsmitteln vom Ort deren höchster Kontamination). In den hier zugrunde gelegten Szenarien wird nicht das gleiche Maß an Konservativität angewandt, da ansonsten bei der Hautdosis von einer sehr langen Kontaktzeit hätte ausgegangen werden müssen. Bei der Berechnung der potentiellen Strahlenexposition durch Inhalation und Ingestion ist dagegen die Inhalation bzw. Ingestion zu unterstellen; weitere Parameter wie Inhalationsraten, Aufenthaltszeiten im Freien, Verzehrsmengen etc. spielen in diesen Szenarien keine Rolle.

Die Wahrscheinlichkeitsaussagen im folgenden Abschnitt beziehen sich alleine auf die Notwendigkeit, gegebenenfalls Mehrfachexpositionen zu unterstellen. Diese würde voraussetzen, daß eine mehrfache Exposition einer einzelnen Person innerhalb eines Jahres als plausibel möglich erachtet würde. Unter in diesem Sinne geringen Wahrscheinlichkeiten sind daher bereits solche zu verstehen, die - bezogen auf eine bestimmte Person - beispielsweise kleiner als 10^{-3} pro Jahr sind.

3.2.1 Beruflich strahlenexponierte Personen

3.2.1.1 Belastungspfad Inhalation

Ein Teil der beim Inhalationspfad zu berücksichtigenden Personen muß als beruflich strahlenexponiert gelten. Darunter werden hier diejenigen Personen verstanden, die be-

beruflich strahlenexponierte Personen im Sinne der Strahlenschutzverordnung sind. Diese Unterscheidung ist deshalb wichtig, weil gegenüber den nicht beruflich strahlenexponierten Personen andere Dosisgrenzwerte anzusetzen sind und eine andere Qualität der Überwachung im Hinblick auf Dosis und Gesundheitszustand erfolgt.

Als beruflich strahlenexponierte Personen könnten die folgenden Personenkreise exponiert werden:

- Beschäftigte im Kernkraftwerk.

Personen, die im Kernkraftwerk mit der Transportabwicklung befaßt sind, könnten prinzipiell radioaktive Partikel durch Inhalation inkorporieren. Die Inhalation des gamma-strahlenden Referenzpartikels könnte beim Verlassen des Kontrollbereichs detektiert werden.

Aufgrund der technischen Abläufe bei der Hantierung im Kernkraftwerk (Restfeuchte, geringere Aufheizung des Behälters, fehlenden Einflüsse der Fahrt) ist es eher als unwahrscheinlich anzusehen, daß dort die Inhalation eines stärker strahlenden Partikels erfolgt. Von einer Mehrfachexposition der gleichen Person in einem Zeitraum von einem Jahr wird daher nicht ausgegangen.

- Beschäftigte bei der Umladung in Valognes.

Personen, die bei der Umladung von Transportbehältern und mit deren Eingangskontrolle in Valognes befaßt sind, können radioaktive Partikel inhalieren. Dies ist als deutlich wahrscheinlicher anzusehen als bei der Hantierung im Kernkraftwerk, da dort die Haube entfernt wird und die offenbar auf Kontamination mobilisierend wirkenden Transporteinflüsse zwischenzeitlich vorgelegen haben.

In Anbetracht des hohen Anteils kontaminierter Transporte an der Gesamtzahl und der Menge der in Valognes abgewickelten Transporte können Mehrfachbelastungen bei Einzelpersonen unterstellt werden. Allerdings ist nicht davon auszugehen, daß jeweils vom radiologischen Standpunkt her relativ ungünstige Partikel inhaliert werden. Es ist davon auszugehen, daß die Strahlenexposition bei Inhalation des Referenzpartikels mit sehr hoher Aktivität abdeckend ist für die Strahlenexposition, die sich durch die mehrfache Inhalation von Partikeln mit im Schnitt aber deutlich niedrigerer Aktivität ergeben würde.

3.2.1.2 Belastungspfad Verschlucken (Ingestion)

Der Belastungspfad Ingestion spielt bei beruflich strahlenexponierten Personen insofern eine Rolle, als ein Partikel nach Inhalation oder Anhaften auf der Hautoberfläche auch

verschluckt werden kann. Wie weiter oben begründet ist von der Ingestion des Partikels „KWB 1“ als Referenzpartikel für dieses Szenario auszugehen.

Es kann als unwahrscheinlicher gegenüber der Inhalation gelten, daß eine Inkorporation nach Hautkontakt oder Inhalation erfolgt. Eine solche Mehrfachbelastung ist zwar prinzipiell möglich, wird aber hier - da bereits das Verschlucken des Referenzpartikels mit vergleichsweise sehr hoher Aktivität unterstellt wird - nicht betrachtet.

3.2.1.3 Belastungspfad Hautkontakt

Ein gelegentlicher Hautkontakt mit Partikeln ist bei den beruflich strahlenexponierten Personen als durchaus wahrscheinlich anzusehen. Bei der Hantierung der Behälter und der Ausmessung in senkrechter Stellung ist es oft schon aus Gründen der Arbeitssicherheit angebracht, sich am Behälter abzustützen. Aufgrund anderer Begutachtungen ist den Gutachtern bekannt geworden, daß die Hantierung auch ohne das Tragen von Handschuhen erfolgt. Aber auch dann, wenn von den Beschäftigten Handschuhe getragen werden, können an diesen Partikel haften bleiben, die an andere Körperstellen, die nicht durch Schutzkleidung bedeckt sind, weitergetragen werden können.

Bei einer Kontamination der Haut im Kontrollbereich würde dies beim Verlassen des Kontrollbereichs und Benutzung eines Kontaminationsmonitors festgestellt werden, sofern die Kontamination fortbesteht. Daraufhin wäre von einer gezielten Reinigung der betreffenden Hautfläche auszugehen. Erfolgt aber die Reinigung - wie in der Praxis verbreitet - bereits vor Durchgang durch die Schwelle, würde die zuvor stattgefunden Hautexposition nicht detektiert. Bei der Reinigung würde möglicherweise ein Bruchteil der Aktivität (0,1% oder mehr) eines Partikels an der Haut verbleiben und zu einer Kontaminationsmeldung führen. Dies ist aber abhängig von den Materialeigenschaften des Partikels, so daß dies nicht mit Sicherheit angenommen werden kann.

Für die Berechnung der möglichen Hautdosen sind Szenarien mit unterschiedlicher Verweilzeit des Partikels auf der Haut zu betrachten. Für Beschäftigte im Kernkraftwerk und in Valognes wird von einem Hautkontakt über 4 Stunden (d.h. Verlassen des Kontrollbereichs nach maximal 4 Stunden) ausgegangen; nach dieser Zeit soll ein Händewaschen oder sonstige Reinigung erfolgen.

In Anbetracht der relativen Häufigkeit von Kontaminationen ist die Mehrfachbelastung durch den Hautkontakt möglich. Es ist davon auszugehen, daß in der Regel die Aktivität der kontaminierenden Partikel deutlich (mindestens eine Größenordnung) unterhalb der Aktivität des Referenzpartikels liegt. Für die Berechnung der Strahlenexposition wird daher keine Mehrfachkontamination in einem Jahr unterstellt. Es ist aber darauf hinzuweisen, daß sich für diesen Expositionspfad eine gegenüber den übrigen Expositionspfa-

den höhere Wahrscheinlichkeit ergibt, daß eine tatsächliche Strahlenexposition im Bereich der errechneten Dosis stattgefunden hat.

3.2.2 Nicht beruflich strahlenexponierte Personen, die aber beruflich in die Transportabwicklung involviert sind

Neben den „beruflich strahlenexponierten Personen“ gibt es „nicht beruflich strahlenexponierte Personen“ (jeweils im Sinne der Definition der Strahlenschutzverordnung), die aber beruflich in die Abwicklung der Transporte involviert sind. Dies sind vor allem Bedienstete der Bahn, insbesondere in Form von Rangierern oder Meßpersonal.

3.2.2.1 Belastungspfad Inhalation

Der hier zu betrachtende Personenkreis hat im wesentlichen dann mit der Abwicklung der Transporte zu tun, wenn die Behälter durch die Schutzhaube abgedeckt sind. Bei Transportgestellen können Kontaminationen aber auch außerhalb einer Schutzhaube vorliegen. Zum anderen stellen die Schutzhauben aufgrund ihrer Kühlschlitze keine wirksame Barriere gegen die Freisetzung mobilisierter Partikel dar.

Eine Inhalation oder Ingestion (Verschlucken) eines Partikels ist bei diesem Personenkreis daher prinzipiell möglich. Hinsichtlich von Mehrfachbelastungen ist dagegen davon auszugehen, daß diese aufgrund der technischen Randbedingungen und aufgrund der für ein Individuum eher geringen Häufigkeit des Kontakts mit den Transporten so unwahrscheinlich sind, daß sie hier nicht unterstellt werden müssen.

Die Strahlenexposition wird daher für ein einmaliges Inhalieren des Referenzpartikels ermittelt, ohne daß eine Mehrfachbelastung durch weitere inhalierte Partikel, eine Ingestion oder einen Hautkontakt zu unterstellen ist.

3.2.2.2 Belastungspfad Verschlucken (Ingestion)

Bei dem Personenkreis der nicht beruflich strahlenexponierten Beschäftigten bei der Transportabwicklung ist es gegenüber den beruflich strahlenexponierten Personen wesentlich unwahrscheinlicher, daß ein Partikel verschluckt wird. Der wesentliche Grund ist in der Abdeckung während des Transports zu sehen, durch die ein direkter Hautkontakt mit der Behälteroberfläche nicht möglich ist. Da eine Ingestion nach Inhalation aber prinzipiell möglich wäre, wird dieser Belastungspfad dennoch berücksichtigt. Eine Mehrfachbelastung wird wegen zu geringer Wahrscheinlichkeit nicht betrachtet.

3.2.2.3 Belastungspfad Hautkontakt

Der Hautkontakt mit einem radioaktiven Partikel ist beim hier betrachteten Personenkreis wesentlich unwahrscheinlicher als beim Personal im Kernkraftwerk oder in Valognes. Der Grund ist vor allem in der Benutzung der Schutzhaube beim Transport zu sehen. Allerdings kann durch Kontamination von Wagen und Transportgestellen auch bei diesem Personenkreis prinzipiell ein Hautkontakt mit anschließendem Haftenbleiben eines Partikels erfolgen.

Es ist wegen der geringen Wahrscheinlichkeit von keiner Mehrfachkontamination für die gleiche Person in einem Jahr auszugehen. Die Zeitdauer der Einwirkung kann größer sein als bei beruflich strahlenexponierten Personen in Kontrollbereichen, da keine Ausmessung nach Arbeitsende erfolgt. Es werden daher zwei Fälle mit unterschiedlicher Einwirkungszeit unterschieden:

- Die Kontamination wird nach 4 Stunden von der Hautoberfläche entfernt. Dies ist plausibel, wenn häufiger gewaschene Körperstellen, insbesondere Hände betroffen sind.
- Die Kontamination wird nach 1 Tag entfernt. Dieser Fall ist dann plausibel, wenn die Kontamination, beispielsweise durch Abwischen von Schweiß etc., auf Hautflächen verbracht wird, die maximal einmal täglich gereinigt werden. Die Beseitigung der Kontamination erfolgt dann erst beim nächsten Vollbad oder Duschen. Es können aber auch mehrere Tage bis zur Reinigung vergehen, so daß sich für dieses Szenario keine obere Grenze der potentiellen Strahlenexposition ergibt.

Ein radioaktiver Partikel kann in diesem Szenario auch in einen Wohnraum verschleppt werden. Es könnte dann ein wiederholter Kontakt stattfinden, beispielsweise für 10 Minuten pro Tag über einen Zeitraum von einem Monat oder länger. Nach etwa fünf Monaten ergäbe sich in etwa die gleiche Kontaktzeit wie im Szenario des Anhaftens über einen Tag. Auf eine gesonderte Betrachtung dieses Falls wurde daher verzichtet.

3.2.3 Personen der allgemeinen Bevölkerung

Unter Personen der allgemeinen Bevölkerung werden hier solche Personen verstanden, die nicht mit der Abwicklung eines Transports aus beruflichen Gründen zu tun haben. Dies können Bahnreisende, sonstige Verkehrsteilnehmer, Anwohner entlang der Transportstrecken etc. sein. Bei diesem Personenkreis sind neben Erwachsenen auch Kleinkinder zu betrachten.

gestell aufgefunden wurde, ist von Wohnbebauung umgeben. Außerdem konnte das Transportgestell auch für andere Transporte als die abgebrannter Brennelemente genutzt werden. Das Transportgestell befuhr also auch öffentliche Wege, ohne daß eine Kennzeichnung oder gar Bewachung wie bei den Brennelement-Transporten erfolgt wäre. Aufgrund dessen ist es keinesfalls auszuschließen, daß z.B. spielende Kinder mit einem solchen Transportgestell in Berührung kommen konnten. Das Partikel befand sich zwar an einer nicht leicht zugänglichen Stelle, das Transportgestell soll aber zuvor einer gründlichen Reinigung und Ausmessung unterzogen worden sein. Grundsätzlich ist davon auszugehen, daß ein solches Partikel auch an einer leicht zugänglichen Stellen vorliegen kann.

Aufgrund der eher geringen Wahrscheinlichkeit wird von keiner Mehrfachkontamination für gleiche Personen ausgegangen. Für die Zeitdauer der Einwirkung werden wiederum zwei Fälle unterschieden, nämlich eine Einwirkung über 4 Stunden und eine Einwirkung über 1 Tag.

4. Potentielle Strahlenexposition in den einzelnen Szenarien

4.1 Überblick über die Szenarien und ihre Randbedingungen

4.1.1 Referenzpartikel

Es ergeben sich aus Kapitel 3.1 zwei Referenzpartikel:

- ein Partikel mit Co-60 und anderen Radionukliden, das für die Berechnung der Inhalationsdosis zugrunde gelegt wird,
- ein Partikel mit Co-60 und anderen Radionukliden, das für die Berechnung der Dosis durch Verschlucken bzw. Ingestion und Hautkontakt herangezogen wird.

Die Berechnung der Hautdosis erfolgte anhand von <SSK 1986>. Dort ist für die Abschätzung der Hautdosis bei Kontamination der Hautoberfläche für eine kreisförmige Flächenquelle hinter 7 mg/cm² Gewebe als Hautdosisleistung durch einen Gamma-Strahler die folgende Formel angegeben (hier korrigiert durch Nichtberücksichtigung des offenbar irrtümlich in der Literaturstelle eingeführten Faktors 10³):

$$dH_{\gamma}/dt = \Gamma_H \cdot \pi \cdot (A/F) \cdot (\ln r^2 + 19,13)$$

Mit dH_{γ}/dt = Hautdosisleistung in mSv/h

Γ_H = Gamma-Äquivalentdosisleistungskonstante in (mSv · m²)/(h · GBq)

A = Aktivität der Flächenquelle in GBq

F = Fläche der Flächenquelle in m²

r = Radius der Flächenquelle in m

Bei kleinflächigen Kontaminationen (F kleiner 1 cm²) kann nach <SSK 1986> die Aktivität auf die Fläche von 1 cm² verteilt angenommen werden.

Die Gamma-Äquivalentdosisleistungskonstante beträgt beispielsweise für Co-60 0,351 mSv·m²·h⁻¹·GBq⁻¹. Bei 10.000 Bq auf einem cm² ergibt sich dann eine Dosisleistung von 0,325 mSv/h für die Haut.

Zur Abschätzung der Körperdosis bei Kontamination der Hautoberfläche durch einen Beta-Strahler für eine kreisförmige Flächenquelle hinter 7 mg/cm² Gewebe wird in <SSK 1986> die folgende Formel zur Errechnung der Hautdosisleistung angegeben:

$$dH_0/dt = h_a \cdot (A/F)$$

Mit dH_0/dt = Äquivalentdosisleistung in einer Gewebetiefe von 0,07 mm

h_a = Äquivalentdosisleistung geteilt durch die flächenbezogene Aktivität in einer Gewebetiefe von 0,07 mm bei einer Hautkontamination (tabellierte Werte)

A/F = flächenbezogene Aktivität

Bei kleinflächigen Kontaminationen (F kleiner 1 cm^2) kann laut <SSK 1986> die Aktivität auf die Fläche von 1 cm^2 verteilt angenommen werden.

Für Co-60 beträgt h_a $9,6 \cdot 10^{-7} \text{ Sv} \cdot \text{cm}^2 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{Bq}^{-1}$. Als Dosisleistung für die Haut ergeben sich dann 9,6 mSv/h für eine Aktivität von 10.000 Bq Co-60. Dies zeigt, daß die Dosisleistung durch Beta-Strahlung maßgeblich für die Hautdosis ist.

Die Nuklidzusammensetzung, die nuklidspezifische Dosis und die Gesamtdosis bei Inhalation, Ingestion oder Hautkontakt sind in den Tabellen 4.1 bis 4.3 im Überblick dargestellt. Neben der effektiven Äquivalentdosis werden auch Dosen von Organen aufgeführt, sofern bei diesen das Verhältnis der Dosis zum jeweiligen Dosisgrenzwert der Strahlenschutzverordnung höher ist.

Tabelle 4.1: Nuklidzusammensetzung und Inhalationsdosis beim Referenzpartikel für die Inhalationsszenarien (Partikel mit Co-60 u.a.)

Nuklid	Aktivität (in Bq)	Inhalationsdosis Kleinkind (in mSv)		Inhalationsdosis Erwachsener (in mSv)	
		Effektive Dosis	Lungendosis	Effektive Dosis	Lungendosis
Mn-54	7,59	9,87E-05	2,13E-04	1,37E-05	5,09E-05
Co-57	0,14	3,78E-06	2,80E-05	3,50E-07	2,38E-06
Co-58	1,10	1,65E-05	9,13E-05	3,19E-06	1,76E-05
Co-60	40,00	1,04E-02	6,40E-02	2,36E-03	1,40E-02
Zn-65	0,28	1,82E-05	9,24E-05	1,54E-06	5,88E-06
Sn-113	0,02	4,60E-07	3,00E-06	5,80E-08	3,60E-07
Sb-125	0,15	4,65E-06	2,85E-05	4,95E-07	3,30E-06
Summe	49,28	1,05E-02	6,45E-02	2,38E-03	1,41E-02

Tabelle 4.2: Nuklidzusammensetzung und Ingestionsdosis beim Referenzpartikel für die Ingestionsszenarien (Partikel mit Co-60 u.a.)

Nuklid	Aktivität (in Bq)	Ingestionsdosis Kleinkind (in mSv)		Ingestionsdosis Erwachsener Effektive Dosis (in mSv) (kein kritisches Organ ausgeprägt)
		Effektive Dosis	Dosis rotes Knochenmark	
Mn-54	15.660	7,36E-02	6,58E-02	1,17E-02
Co-57	301	7,53E-04	1,44E-03	9,63E-05
Co-58	2.228	2,21E-02	2,18E-02	2,16E-03
Co-60	78.830	6,62E+00	8,67E+00	5,75E-01
Zn-65	542	2,17E-02	4,55E-02	2,11E-03
Sn-113	34	1,94E-04	4,76E-05	2,82E-05
Sb-125	323	8,40E-03	7,11E-04	2,45E-04
Summe	97.918	6,75E+00	8,81E+00	5,92E-01

Tabelle 4.3: Nuklidzusammensetzung und Hautdosis beim Referenzpartikel für die Hautdosis (Partikel mit Co-60 u.a.)

Nuklid	Aktivität (in Bq)	Hautdosis (in mSv/h bei Kontakt)
Mn-54	15.660	vernachlässigbar
Co-57	301	vernachlässigbar
Co-58	2.228	0,43
Co-60	78.830	75,68
Zn-65	542	0,01
Sn-113	34	vernachlässigbar
Sb-125	323	0,33
Summe	97.918	76,45

Die Inhalationsdosis für ein Partikel mit 13 Bq Alpha-Aktivität beträgt 4,55 mSv effektive Dosis beim Kleinkind und 1,56 mSv effektive Dosis beim Erwachsenen, wenn Plutonium-239 als Alpha-Strahler zugrunde gelegt wird. Bei Curium-242 würde die effektive Dosis durch Inhalation beispielsweise 0,44 mSv (Kleinkind) bzw. 0,061 mSv (Erwachsener) betragen. Die Einbeziehung des Partikels mit 13 Bq Alpha-Aktivität geschieht hier lediglich zu Vergleichszwecken. Es zeigt sich, daß bei diesem Partikel eine

deutlich höhere Strahlenexposition möglich wäre als beim Partikel mit Beta/Gamma-Aktivität (Tabelle 4.1). Wegen der unzureichenden Informationen zu Herkunft und Eigenschaften der gemessenen Alpha-Aktivität kann diese Strahlenexposition hier aber nicht gleichwertig beurteilt werden.

4.1.2 Expositionsszenarien

Im folgenden sind die einzelnen Expositionsszenarien für die vier unterschiedenen Gruppen von Personen im Überblick dargestellt.

1. Beruflich strahlenexponierte Person (Kernkraftwerkspersonal und Personal in der Verladestation Valognes):
 - Szenario 1.1: Inhalation eines Referenzpartikels,
 - Szenario 1.2: Verschlucken eines Referenzpartikels,
 - Szenario 1.3: Hautkontakt mit dem Referenzpartikel über 4 Stunden.
2. Nicht beruflich strahlenexponierte Personen (insbesondere Beschäftigte der Bahn)
 - Szenario 2.1: Inhalation eines Referenzpartikels,
 - Szenario 2.2: Verschlucken eines Referenzpartikels,
 - Szenario 2.3: Hautkontakt mit dem Referenzpartikel über 4 Stunden,
 - Szenario 2.4: Hautkontakt mit dem Referenzpartikel über 1 Tag.
3. Erwachsene Personen der allgemeinen Bevölkerung
 - Szenario 3.1: Inhalation eines Referenzpartikels,
 - Szenario 3.2: Verschlucken eines Referenzpartikels,
 - Szenario 3.3: Hautkontakt mit dem Referenzpartikel über 4 Stunden,
 - Szenario 3.4: Hautkontakt mit dem Referenzpartikel über 1 Tag.
4. Kleinkinder der allgemeinen Bevölkerung
 - Szenario 4.1: Inhalation eines Referenzpartikels,
 - Szenario 4.2: Verschlucken eines Referenzpartikels,
 - Szenario 4.3: Hautkontakt mit dem Referenzpartikel über 4 Stunden,
 - Szenario 4.4: Hautkontakt mit dem Referenzpartikel über 1 Tag.

4.2 Berechnung der potentiellen Strahlenexposition in den einzelnen Szenarien

Anhand der oben begründeten und beschriebenen möglichen Szenarien wurden die resultierenden möglichen Strahlenexpositionen berechnet.

Das Berechnungsverfahren der Dosen über die Pfade Inhalation und Ingestion wurde bereits weiter oben beschrieben. Die Dosis wird mit den Dosisfaktoren für Inhalation und Ingestion aus <BMU 1989> errechnet. Dabei werden die Dosisfaktoren für die ungünstigsten chemischen Verbindungen herangezogen, sofern eine solche Unterscheidung der Dosisfaktoren beim jeweiligen Nuklid erfolgt. Bei der Hautdosis wird die Dosisleistung anhand der ebenfalls weiter oben beschriebenen Formel aus <SSK 1986> ermittelt.

Die Ergebnisse der Dosisberechnungen sind in Tabelle 4.4 zusammengestellt.

Tabelle 4.4: Errechnete Strahlenexposition in den unterschiedenen Szenarien (in mSv)

Szenario	Effektive Äquivalent-dosis	Dosis der Haut	Dosis der Lunge	Dosis des roten Knochenmarks
Beruflich Strahlenexponierte im Kernkraftwerk und in der Verladestation Valognes				
1.1 (Inhalation)	0,0024	-	0,014	-
1.2 (Verschlucken)	0,592	-	-	-
1.3 (Hautkontakt 4 h)	-	306	-	-
Nicht beruflich strahlenexponierte Beschäftigte (insbesondere bei der Bahn)				
2.1 (Inhalation)	0,0024	-	0,014	-
2.2 (Verschlucken)	0,592	-	-	-
2.3 (Hautkontakt 4 h)	-	306	-	-
2.4 (Hautkontakt 1 d)	-	1835	-	-
Erwachsene der allgemeinen Bevölkerung				
3.1 (Inhalation)	0,0024	-	0,014	-
3.2 (Ingestion)	0,592	-	-	-
3.3 (Hautkontakt 4 h)	-	306	-	-
3.4 (Hautkontakt 1 d)	-	1835	-	-
Kleinkinder der allgemeinen Bevölkerung				
4.1 (Inhalation)	0,0105	-	0,0645	-
4.2 (Ingestion)	6,75	-	-	8,81
4.3 (Hautkontakt 4 h)	-	306	-	-
4.4 (Hautkontakt 1 d)	-	1835	-	-

Aus den in Tabelle 4.4 aufgelisteten Berechnungsergebnissen ergeben sich die folgenden maximalen Strahlenexposition aus den Szenarien bei den vier unterschiedenen Personengruppen:

- Beruflich strahlenexponierte Personen im Kernkraftwerk und in der Verladestation Valognes:
 - maximale Effektive Dosis: 0,592 mSv,
 - maximale Hautdosis: 306 mSv.
- Nicht beruflich strahlenexponierte Personen (insbesondere bei der Bahn):
 - maximale Effektive Dosis: 0,592 mSv,
 - maximale Hautdosis: 1835 mSv.
- Erwachsene Personen der allgemeinen Bevölkerung:
 - maximale Effektive Dosis: 0,592 mSv,
 - maximale Hautdosis: 1835 mSv.
- Kleinkinder der allgemeinen Bevölkerung:
 - maximale Effektive Dosis: 6,75 mSv,
 - maximale Hautdosis: 1835 mSv,
 - maximale Dosis des roten Knochenmarks: 8,81 mSv.

5. Bewertungsmaßstab für die Höhe der potentiellen Strahlenexposition

5.1 Dosis beruflich strahlenexponierter Personen

Die höchstzulässigen Dosen für beruflich strahlenexponierte Personen sind in § 49 StrlSchV festgelegt. Die in § 49 Abs. 1 festgelegten Dosisgrenzwerte pro Kalenderjahr sind in Tabelle 5.1 zusammengestellt.

Tabelle 5.1: Dosisgrenzwerte für beruflich strahlenexponierte Personen nach § 49 StrlSchV

Körperbereich	Beruflich Strahlenexponierte	
	Kategorie A (mSv/a)	Kategorie B (mSv/a)
1. Effektive Dosis, Keimdrüsen, Gebärmutter, rotes Knochenmark	50	15
2. Alle Organe und Gewebe, soweit nicht unter 1., 3. oder 4. Genannt.	150	45
3. Schilddrüse, Knochenoberfläche, Haut, soweit nicht unter 4. Genannt	300	90
4. Hände, Unterarme, Füße, Unterschenkel, Knöchel einschließlich der dazugehörigen Haut	500	150

In drei aufeinanderfolgenden Monaten darf höchstens die Hälfte der Jahresgrenzwerte erreicht werden.

Als weiterer Bewertungsmaßstab ist das „Minimierungsgebot“ der Strahlenschutzverordnung nach § 28 Abs. 1 einzubeziehen. Dieses lautet:

„Wer eine Tätigkeit nach § 1 dieser Verordnung ausübt oder plant, ist verpflichtet,

- 1. jede unnötige Strahlenexposition oder Kontamination von Personen, Sachgütern oder der Umwelt zu vermeiden,*
- 2. jede Strahlenexposition oder Kontamination von Personen, Sachgütern oder der Umwelt unter Beachtung des Standes von Wissenschaft und Technik und unter Berücksichtigung aller Umstände des Einzelfalles auch unterhalb der in dieser Verordnung festgesetzten Grenzwerte so gering wie möglich zu halten.“*

Unter Tätigkeiten nach § 1 StrlSchV fällt auch der Transport abgebrannter Brennelemente außerhalb kerntechnischer Anlagen.

5.2 Dosis für nicht beruflich strahlenexponierte Personen außerhalb von Überwachungsbereichen und Einzelpersonen der Bevölkerung

Für Personen innerhalb von Bereichen, die keine Strahlenschutzbereiche sind, sind in § 45 StrlSchV Dosisgrenzwerte festgelegt. Diese sind allerdings bezogen auf den Betrieb von Anlagen und den Umgang mit radioaktiven Stoffen, nicht aber auf den Transport radioaktiver Stoffe. Da in der deutschen Strahlenschutzverordnung kein Grenzwert explizit auf den Transport bezogen ist, werden diese hier als ein Bewertungsmaßstab herangezogen.

Die Dosisgrenzwerte des § 45 sind in Tabelle 5.2 zusammengestellt.

Tabelle 5.2: Dosisgrenzwerte für Bereiche, die nicht Strahlenschutzbereiche sind, nach § 45 StrlSchV

Körperbereich	Grenzwert (mSv/a)
Effektive Dosis, Keimdrüsen, Gebärmutter, rotes Knochenmark	0,3
Teilkörperdosis für alle Organe und Gewebe außer Keimdrüsen, Gebärmutter, rotes Knochenmark, Knochenoberfläche und Haut	0,9
Knochenoberfläche und Haut	1,8
Die Grenzwerte gelten jeweils für Ableitungen über Abluft und Abwasser.	

Die Dosisgrenzwerte für außerbetriebliche Überwachungsbereiche nach § 44 StrlSchV sind hier als Bewertungsmaßstab nicht relevant, da sie sich ausschließlich auf die Direktstrahlung aus Anlagen oder Einrichtungen beziehen. Die hier errechneten Strahlenexpositionen gehen aber nicht auf eine Direktstrahlung zurück, sondern auf Inkorporation und Hautkontamination.

In der Richtlinie 96/29/Euratom <EURATOM 1996> sind in Artikel 13 Grenzwerte für die Strahlenexposition von Einzelpersonen der Bevölkerung festgelegt, die auch für transportbedingte Expositionen anzuwenden wären. Danach beträgt der Grenzwert der effektiven Dosis 1 mSv pro Jahr. Allerdings kann unter besonderen Umständen ein höherer Wert der effektiven Dosis pro Jahr zugelassen werden, sofern der Mittelwert über

fünf aufeinanderfolgende Jahre 1 mSv pro Jahr nicht überschreitet. Zusätzlich ist die Dosis der Augenlinse auf 15 mSv pro Jahr und die Dosis der Haut, gemittelt über jede beliebige Hautfläche von 1 cm² unabhängig von der exponierten Fläche, auf 50 mSv pro Jahr begrenzt.

Das Minimierungsgebot der Strahlenschutzverordnung (siehe oben in Kapitel 5.1) ist auch im Hinblick auf den Strahlenschutz von Einzelpersonen der Bevölkerung zu beachten.

Da die Strahlenschutzverordnung keinen expliziten Grenzwert für die Dosis der Bevölkerung bei Transporten radioaktiver Stoffe enthält, ist als weiterer Bewertungsmaßstab die „Geringfügigkeit“ einer Dosis relevant.

International ist es üblich, Dosen deutlich unterhalb zugelassener Grenzwerte zu definieren, bei deren Unterschreitung keine weiteren Betrachtungen und Regulierungen erforderlich werden. Als geringfügige Dosis wird international eine Dosis von einigen 10 µSv pro Jahr - bezogen auf eine „practice“ (Tätigkeit, Abfallfreigabe etc.) - verstanden. Dieses auch als „10 µSv-Konzept“ bezeichnete Vorgehen wird in <IAEA 1988> anhand von Überlegungen zum Risiko und dem Verhältnis zur natürlichen Strahlenexposition abgeleitet. Es ist auch in verschiedenen Empfehlungen der Strahlenschutzkommission zur Freigabe von Abfällen, Komponenten, Gelände, Gebäuden etc. zugrunde gelegt, zuletzt in <SSK 1998a>. Ebenfalls enthalten ist das 10 µSv-Konzept in der EU-Richtlinie <EURATOM 1996>. In die Strahlenschutzverordnung wurde es bisher nicht aufgenommen; die Aufnahme ist aber geplant.

Bei der Bewertung der Dosis von Einzelpersonen der Bevölkerung sind mehrere Schritte erforderlich:

- Im ersten Schritt ist zu prüfen, ob die Dosis unterhalb von „einigen 10 µSv pro Jahr“ liegt. Ist dies der Fall, so kann die Dosis als „geringfügig“ gelten. Es ist dann nicht zu unterstellen, daß relevante Risiken von einer solchen Dosis bzw. ihrer Ursache ausgehen.
- Überschreitet die Dosis „einige 10 µSv pro Jahr“, so ist zu prüfen, ob die Dosisgrenzwerte des § 45 StrlSchV eingehalten sind. Diese müssen bei Emissionen aus kerntechnischen Anlagen unter konservativen Bedingungen an der Einwirkungsstelle mit der höchsten Dosis unterschritten sein. Randbedingungen sind beispielsweise der ganzjährige Aufenthalt an der Stelle maximaler Luftaktivität und Bodenkontamination. Dies zeigt, daß zur Gewährleistung eines mit dem Betrieb von Anlagen ver-

gleichbaren Strahlenschutzes der Bevölkerung bei den Szenarien für die Dosismittlung durch Transporte ebenfalls konservative - nicht aber unrealistische - Randbedingungen zu wählen sind. Dies wurde hier durch die Auswahl der Szenarien erreicht.

Auf den Bereich zwischen einigen $10 \mu\text{Sv}$ und den Grenzwerten nach § 45 StrlSchV wird hier besonders hingewiesen, da dieser auch bei Meldekriterien eine Rolle spielt. So verlangt das Kriterium E1.1.1 der Anlage 1 zur Atomrechtlichen Sicherheitsbeauftragten- und Meldeverordnung (AtSMV) die Meldung der „Ableitung radioaktiver Stoffe mit Luft oder Wasser, bei der die abgeleitete Aktivität die von der zuständigen Behörde festgelegten, maximal zulässigen Aktivitätsabgaben überschreitet.“ Die maximal zulässigen Aktivitätsabgaben sind für viele Nuklidgruppen in der Regel so festgelegt, daß auch bei ihrer Überschreitung, berechnet anhand der AVV zu § 45, nur ein Bruchteil der Dosisgrenzwerte des § 45 StrlSchV erreicht werden könnte.

Wird ein Grenzwert nach § 45 StrlSchV überschritten, so ist dies als besonders gravierend zu bewerten, unabhängig davon, daß § 45 StrlSchV nicht auf den Transport radioaktiver Stoffe abhebt. Denn nur in § 45 StrlSchV wird im deutschen Strahlenschutzrecht der Schutz von Personen der Bevölkerung vor Strahlenexpositionen durch freigesetzte radioaktive Stoffe begrenzt. Insofern definiert § 45 StrlSchV eine bestimmte Dosis, die auf diese Weise für Personen der Bevölkerung nicht überschritten werden sollte. Sinngemäß kann dies auf durch Transportvorgänge freigesetzte radioaktive Stoffe übertragen werden.

- Im dritten Schritt wird geprüft, ob die Dosisgrenzwerte nach Artikel 13 der EU-Richtlinie 96/29/Euratom überschritten werden. Ist dies der Fall, so wären auch nach dem - bislang in Deutschland nicht umgesetzten - EU-Recht Grenzwerte verletzt.

6. Bewertung der potentiellen Strahlenexpositionen

6.1 Bewertung der potentiellen Strahlenexposition beruflich strahlenexponierter Personen

In den Szenarien zur Berechnung potentieller Strahlenexpositionen wurden beruflich strahlenexponierte Personen im Kernkraftwerk und in der französischen Verladestation Valognes betrachtet. Die Bewertung anhand der in Kapitel 5.1 genannten Dosisgrenzwerte ergibt:

- Der Grenzwert der Effektiven Äquivalentdosis nach § 49 StrlSchV für beruflich strahlenexponierte Personen der Kategorie A wird deutlich unterschritten. Er würde auch dann unterschritten, wenn der Grenzwert von 50 mSv auf 20 mSv im Jahr abgesenkt wird (wie in Deutschland geplant).
- Die Grenzwerte der Hautdosis für beruflich Strahlenexponierte der Kategorie A werden überschritten, wenn berücksichtigt wird, daß die Exposition in drei aufeinanderfolgenden Kalendermonaten auf die Hälfte des Jahresgrenzwerts limitiert ist. Dabei ist zu unterscheiden, ob es sich um die Haut der Hände, Unterarme, Füße, Unterschenkel oder Knöchel handelt, oder die Haut anderer Körperteile. Der Grenzwert für Haut der Hände etc. wird etwa um 20% überschritten, der Grenzwert für Haut anderer Körperteile als Hände etc. etwa um den Faktor 2. Wahrscheinlicher ist die Kontamination der Hände etc., die Kontamination anderer Körperteile durch Verschleppung ist aber ebenfalls möglich.

Insgesamt ergibt sich daher, daß für die Gruppe der beruflich strahlenexponierten Personen die Inhalation und das Verschlucken von kontaminierenden Partikeln von untergeordneter Rolle gegenüber der Hautkontamination ist. Über die Hautkontamination sind Strahlenexpositionen möglich, durch die auch die Grenzwerte des § 49 StrlSchV überschritten werden können.

6.2 Bewertung der potentiellen Strahlenexposition nicht beruflich strahlenexponierter Personen (insbesondere bei der Bahn)

Die Bewertung anhand der in Kapitel 5.2 genannten Maßstäbe ergibt:

- Eine Effektive Äquivalentdosis von 10 μSv wird im Szenario mit Verschlucken des Referenzpartikels um etwa das 60fache überschritten. Dies zeigt, daß die potentielle Strahlenexposition nicht geringfügig im Sinne des 10 μSv -Konzepts sind.
- Der Grenzwert der Effektiven Äquivalentdosis nach § 45 StrlSchV wird im Szenario 2.2 (Verschlucken des Referenzpartikels) um etwa einen Faktor 2 überschritten. Die Dosis ist also höher, als sie für Personen außerhalb der Strahlenschutzbereiche kerntechnischer Anlagen sein darf.
- Der Grenzwert der Hautdosis nach § 45 StrlSchV wird nach Hautkontakt über 4 Stunden bereits um den Faktor 170 überschritten, bei Hautkontakt über einen Tag um etwa den 1000. Dies zeigt, daß auch Partikel mit 0,1% der Aktivität des Referenzpartikels bei Kontamination der Haut bereits zu Strahlenexpositionen führen können, die den Grenzwert für die Haut nach § 45 StrlSchV überschreiten.
- Der Grenzwert des § 45 StrlSchV für die Lungendosis wird in den untersuchten Szenarien nicht überschritten.
- Der Grenzwert der Effektiven Äquivalentdosis nach Artikel 13 der Richtlinie 96/29/Euratom wird in keinem der Szenarien überschritten.
- Bei den Szenarien mit Hautkontamination wird der Grenzwert nach Artikel 13 der Richtlinie 96/29/Euratom um etwa einen Faktor 6 (Entfernung von der Haut nach 4 Stunden) bis 37 (Entfernung von der Haut nach einem Tag) überschritten.

Insgesamt ergibt sich daher, daß für die Gruppe der Beschäftigten insbesondere bei der Bahn, die nicht beruflich strahlenexponierte Personen sind, Überschreitungen von Grenzwerten des § 45 StrlSchV und auch der Richtlinie 96/29/Euratom um bis zu einem Faktor 37 möglich sind. Die größten potentiellen Strahlenexpositionen ergeben sich bei Hautkontakt mit radioaktiven Partikeln. Es wurde in den Szenarien von einem Hautkontakt von bis zu einem Tag ausgegangen. Je nachdem, wann insbesondere durch Körperpflege, die Kontamination beseitigt wird, kann die Strahlung auch länger einwirken. Pro Tag Verzögerung bis zur Reinigung kommt es zu einer zusätzlichen Hautdosis von 1835 mSv, was dem 37fachen des Grenzwerts der Richtlinie 96/29/Euratom entspricht.

6.3 Bewertung der potentiellen Strahlenexposition erwachsener Personen der allgemeinen Bevölkerung

Bedingt durch die Auswahl der Szenarien ergeben sich für erwachsene Personen der allgemeinen Bevölkerung die gleichen potentiellen Strahlenexpositionen wie für die Beschäftigten der Bahn.

Insgesamt folgt für die Gruppe der erwachsenen Personen der Bevölkerung, die nicht beruflich in die Abwicklung der Transporte eingebunden sind (unbeteiligte Reisende, Anwohner etc.), daß Überschreitungen von Grenzwerten des § 45 StrlSchV und der Richtlinie 96/29/Euratom um bis zu einem Faktor 37 möglich sind. Die größten Überschreitungen von Grenzwerten liegen für die Kontamination der Haut vor. Es wurde in den Szenarien von einem Hautkontakt von bis zu einem Tag ausgegangen. Je nachdem, wann insbesondere durch Körperpflege, die Kontamination beseitigt wird, kann die Strahlung auch länger einwirken. Pro Tag Verzögerung bis zur Reinigung kommt es zu einer zusätzlichen Hautdosis von 1835 mSv, was dem 37fachen des Grenzwerts der Richtlinie 96/29/Euratom entspricht.

6.4 Bewertung der potentiellen Strahlenexposition von Kleinkindern der allgemeinen Bevölkerung

Die Bewertung anhand der in Kapitel 5.2 genannten Maßstäbe ergibt:

- Eine Effektive Äquivalentdosis von 10 μ Sv wird im Ingestionsszenario um etwa das 670fache überschritten. Die potentiellen Strahlenexpositionen sind deutlich höher als bei erwachsenen Personen. Die potentiellen Strahlenexpositionen sind demnach nicht geringfügig im Sinne des 10 μ Sv-Konzepts.
- Der Grenzwert der Effektiven Äquivalentdosis nach § 45 StrlSchV wird im Ingestionsszenario etwa um den Faktor 22 überschritten. Die ermittelten potentiellen Dosen sind also höher, als sie für Personen außerhalb der Strahlenschutzbereiche kerntechnischer Anlagen zugelassen sind.
- Die Hautdosis beim Kleinkind ist die gleiche wie bei Erwachsenen. Die Grenzwerte der Hautdosis nach § 45 StrlSchV sind beim Anhaften des Partikels über 4 Stunden etwa um den Faktor 170 überschritten und im Szenario mit Anhaften des Partikels über 1 Tage etwa um den Faktor 1000.
- Der Grenzwert des § 45 StrlSchV für die Lungendosis wird nicht überschritten.
- Der Grenzwert für die Dosis des roten Knochenmarks nach § 45 StrlSchV wird beim Ingestionsszenario etwa um den Faktor 29 überschritten.

- Der Grenzwert der Effektiven Äquivalentdosis nach Artikel 13 der Richtlinie 96/29/Euratom wird im Ingestionsszenario etwa um den Faktor 6,8 überschritten.
- Bei den Szenarien mit Hautkontamination wird der Grenzwert nach Artikel 13 der Richtlinie 96/29/Euratom um etwa einen Faktor 6 (Entfernung von der Haut nach 4 Stunden) bis 37 (Entfernung von der Haut nach einem Tag) überschritten.

Insgesamt ergibt sich daher, daß die untersuchte Personengruppe der Kleinkinder den größten Expositionen ausgesetzt sein kann. Gegenüber Erwachsenen ergeben sich höhere Dosen bei Inhalation und Ingestion. Wie bereits bei den erwachsenen Personen ausgeführt, stellt die Entfernung des radioaktiven Partikels von der Haut nach einem Tag keine konservative Randbedingung dar, so daß auch höhere Expositionen der Haut prinzipiell möglich sind.

6.5 Anmerkungen zur Empfehlung „Bewertung der Kontamination beim Transport abgebrannter Brennelemente“ durch die Strahlenschutzkommission

Aufgrund der im Frühjahr 1998 bekannt gewordenen Überschreitungen von Kontaminationsgrenzwerten bei Transporten hat sich auch die deutsche Strahlenschutzkommission mit dieser Problematik befaßt. In ihrer „Bewertung der Kontamination beim Transport abgebrannter Brennelemente“, verabschiedet in der 154. Sitzung am 3.6.1998, kommt die Strahlenschutzkommission zur folgenden Schlußfolgerung:

„Die Strahlenschutzkommission stellt deshalb fest:

- 1. Die Kontaminationen, die bei diesen Transporten festgestellt wurden, verursachen keine Erhöhung der Strahlenbelastung für die Bevölkerung und damit auch keine Gesundheitsgefährdung.*
- 2. Diese Kontaminationen stellen ebenso keine Erhöhung der Strahlenbelastung für das Begleitpersonal der Transporte dar, eine Gesundheitsgefährdung ist damit ausgeschlossen.“ <SSK 1998b>*

Die Bewertung der Strahlenschutzkommission weicht von der hier in den Kapiteln 6.1 bis 6.4 getroffenen Bewertung deutlich ab. Daher sollen die Ursachen, die offenbar zu diesen unterschiedlichen Bewertungen geführt haben, kurz dargestellt werden:

- Die von der SSK errechnete maximale Dosis beträgt 0,5 mSv (Inhalation von 13.400 Bq Cäsium-137). Das von der SSK gewählte Szenario ist aber nicht abdeckend für die tatsächlich detektierten Partikel.

- Eine Hautkontamination wird von der SSK nicht diskutiert. Ein Grund für dieses Vorgehen wird in der Empfehlung nicht genannt.
- Eine Inkorporation von Aktivität wurde von der SSK „praktisch ausgeschlossen“. Offenbar schließt die SSK dies aus folgenden Feststellungen: *„Die kontaminierten Oberflächen waren während des Transports nicht zugänglich. An den Außenflächen der Schutzhauben und außen am Waggon wurden keine unzulässigen Kontaminationen festgestellt.“*

Insgesamt ist daher festzustellen, daß die SSK viele hier als relevant erkannte Sachverhalte, deren Berücksichtigung in den Szenarien zu erheblichen potentiellen Strahlenexpositionen sowohl bei Beschäftigten wie auch bei Personen der allgemeinen Bevölkerung führen können, nicht beachtet hat.

7. Zusammenfassung

Im Frühjahr 1998 wurde öffentlich bekannt, daß bei Transporten in Zusammenhang mit der Wiederaufarbeitung abgebrannter Brennelemente in erheblichem Umfang äußere Kontaminationen von Behältern und an Wagen oberhalb der zulässigen Grenzwerte aufgetreten sind. Betroffen von Grenzwertüberschreitungen waren auch Transporte aus dem hessischen Kernkraftwerk Biblis. Das Hessische Ministerium für Umwelt, Energie, Jugend, Familie und Gesundheit beauftragte das Öko-Institut mit einer Untersuchung der Risiken für Personal und Bevölkerung, die sich aus diesen Kontaminationen ergeben konnten.

Die Untersuchungen und die Diskussion in einem vom Auftraggeber einberufenen Beirat ergaben, daß sich das Risiko als Produkt aus Eintrittswahrscheinlichkeit und Schadensausmaß auf der Basis der verfügbaren Daten nicht ermitteln läßt. Der Auftrag wurde daraufhin insofern geändert, als die potentielle Strahlenexposition deterministisch unter ungünstigen Umständen, ausgehend von den verfügbaren Daten, berechnet werden sollte. Die Berechnungen erfolgten analog zur Allgemeinen Verwaltungsvorschrift zu § 45 StrlSchV (Ermittlung der potentiellen Strahlenexposition durch die Ableitung radioaktiver Stoffe aus kerntechnischen Anlagen oder Einrichtungen), indem Expositionsszenarien für verschiedene Referenzpersonen festgelegt wurden, wobei keine Aussage darüber getroffen werden kann, ob diese Szenarien tatsächlich eingetreten sind. Dieses Vorgehen wurde auch im Beirat empfohlen.

Zur Untersuchung der potentiellen Strahlenexposition wurden zunächst die vorliegenden Erkenntnisse über aufgetretene Kontaminationen und deren Eigenschaften ausgewertet. Aus dieser Auswertung wurden Referenzpartikel für die radiologischen Betrachtungen abgeleitet. Außerdem diente diese Auswertung der Einschätzung der Möglichkeit von Mehrfachexpositionen einzelner Personen. Die Fälle sehr hoher Kontaminationen (insbesondere die hier im Gutachten für die Berechnung der potentiellen Strahlenexpositionen zugrunde gelegten Partikel) traten in Zusammenhang mit Transporten abgebrannter Brennelemente zur Wiederaufarbeitung auf.

Es wurden eine Reihe von Szenarien für die radiologischen Berechnungen entwickelt, die Strahlenexpositionen für Beschäftigte des Kernkraftwerks und der Wiederaufarbeitung, Beschäftigte bei der Bahn sowie Personen der Bevölkerung umfaßten. Dazu wurde auch jeweils bewertet, ob von möglichen Mehrfachexpositionen ausgegangen werden muß. Die in den Szenarien jeweils zugrunde gelegte Aktivität bezog sich auf wenige Partikel, die bislang identifiziert, isoliert und ausgemessen wurden. Insofern ist das hier gewählte Vorgehen zur Berechnung der potentiellen Strahlenexposition - ohne Berücksichtigung einer Eintrittswahrscheinlichkeit - angebracht.

Im Hinblick auf die Frage von Mehrfachexpositionen ergaben die Untersuchungen, daß Mehrfachexpositionen durch die Referenzpartikel relativ hoher Aktivität nicht zu unterstellen sind. Prinzipiell wären zwar bei Beschäftigten im Kernkraftwerk und bei der Annahme an der Wiederaufarbeitung Mehrfachexpositionen möglich, dann aber durch Partikel mit im allgemeinen deutlich niedrigerer Aktivität als beim ausgewählten Referenzpartikel. Bei Beschäftigten der Bahn sowie bei Personen der allgemeinen Bevölkerung ist die Wahrscheinlichkeit einer Exposition einer einzelnen Person auf mehreren Belastungspfaden oder mehrfach über den selben Belastungspfad so gering, daß dies ebenfalls nicht zu unterstellen war.

Für beruflich Strahlenexponierte im Kernkraftwerk und bei der Annahme an der Wiederaufarbeitungsanlage ergab sich, daß Überschreitungen von Dosisgrenzwerten der Haut für beruflich Strahlenexponierte um bis zu etwa einem Faktor 2 möglich waren. Expositionen über Inhalation und Verschlucken erwiesen sich dagegen als von untergeordneter Bedeutung für diesen Personenkreis.

Für Beschäftigte der Bahn ergaben sich die gleichen potentiellen Strahlenexpositionen wie bei erwachsenen Personen der allgemeinen Bevölkerung. Dies ist darin begründet, daß für beide Personenkreise nicht von Mehrfachexpositionen auszugehen war; die im Einzelfall mögliche Maximalexposition in den Szenarien ist gleich hoch. Für die Beschäftigten der Bahn ist aber von einer größeren Wahrscheinlichkeit auszugehen, daß es zu einer Exposition kommt. Die Berechnung der möglichen Expositionen ergab:

- Eine Effektive Äquivalentdosis von 10 μ Sv konnte überschritten werden, so daß die potentiellen Strahlenexpositionen nicht als „geringfügig“ im Sinne des 10 μ Sv-Konzepts anzusehen sind.
- Die Grenzwerte nach § 45 StrlSchV, die für den Betrieb von Anlagen gelten, hätten durch Inkorporation um bis zu etwa einen Faktor 2 und durch Hautkontakt mit radioaktiven Partikeln um einen Faktor 1000 und mehr überschritten werden können. Im Vergleich mit Strahlenexpositionen, die für den Betrieb von kerntechnischen Anlagen außerhalb von Strahlenschutzbereichen zugelassen sind, sind die errechneten potentiellen Strahlenexpositionen daher beträchtlich.
- Die Grenzwerte für die Dosis der Bevölkerung nach der EU-Richtlinie 96/29/Euratom hätten durch Hautkontakt mit radioaktiven Partikeln um einen Faktor 37 und mehr überschritten werden können. Diese Grenzwerte müssen bei Umsetzung der Richtlinie in die Strahlenschutzverordnung aufgenommen werden und gelten dann auch für Transporte.

Für Kleinkinder ergaben sich in den Expositionsszenarien mit Hautkontakt die gleichen potentiellen Strahlenexpositionen wie bei Erwachsenen der allgemeinen Bevölkerung.

Bei den Szenarien mit Inkorporation ergab sich, daß Grenzwerte nach § 45 StrlSchV für den Betrieb von Anlagen um bis zu einen Faktor 29 und der Dosisgrenzwert von 1 mSv der EU-Richtlinie 96/29/Euratom um bis zu einem Faktor von etwa 6,8 hätten überschritten werden können.

Die Berechnung der potentiellen Strahlenexposition durch die bei Transporten in Zusammenhang mit der Wiederaufarbeitung abgebrannter Brennelemente festgestellten äußeren Kontaminationen an den Transportbehältern ergibt also, daß die Kontaminationen wegen ihrer erheblichen radiologischen Relevanz nicht vernachlässigt werden können.

Auf Transporte von abgebrannten Brennelementen zur trockenen Zwischenlagerung (z.B. in Castor-Behältern) sind die Ergebnisse des vorliegenden Gutachtens nicht übertragbar.

Literaturverzeichnis

- BMU 1989: Der Bundesminister für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit: Bekanntmachung der Dosisfaktoren, Äußere Exposition - Erwachsene und Kleinkinder (1 Jahr), Ingestion und Inhalation - Kleinkinder (1 Jahr), Ingestion und Inhalation - Erwachsene. - Bundesanzeiger Nr. 185a vom 30.9.1989
- BMU 1997: Der Bundesminister für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit: Bekanntmachung zur Durchführung der Strahlenschutzverordnung - Richtlinie für die Ermittlung der Körperdosen bei innerer Strahlenexposition gemäß den §§ 63 und 63a der Strahlenschutzverordnung (Berechnungsgrundlage) vom 13.3.1997. - Bundesanzeiger Nr. 122a vom 5.7.1997
- EURATOM 1996: Richtlinie 96/29/Euratom des Rates vom 13. Mai 1996 zur Festlegung der grundlegenden Sicherheitsnormen für den Schutz der Gesundheit der Arbeitskräfte und der Bevölkerung gegen die Gefahren durch ionisierende Strahlungen. - Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften, L 159, 39. Jahrgang, 29.6.1996
- GRS 1998a: Gesellschaft für Anlagen- und Reaktorsicherheit: Gutachterliche Stellungnahme zu aufgetretenen Kontaminationen bei der Beförderung von Behältern mit abgebrannten Brennelementen von deutschen Kernkraftwerken zur Wiederaufarbeitung im Ausland. - Endbericht, Stand 17.9.98
- GRS 1998b: Gesellschaft für Anlagen- und Reaktorsicherheit: Gutachterliche Stellungnahme zu aufgetretenen Kontaminationen bei der Beförderung von Behältern mit abgebrannten Brennelementen von deutschen Kernkraftwerken zur Wiederaufarbeitung im Ausland. - 3. Zwischenbericht, Stand 17.7.98
- HLfU 1998: Hessische Landesanstalt für Umwelt (HLfU)/Dr. Ilmstätter: Persönliche Mitteilung, 18.11.98
- IAEA 1988: International Atomic Energy Agency: Principles for the Exemption of Radiation Sources and Practices from Regulatory Control. - Safety Series No. 89, Wien 1988
- RWE 1998: RWE Energie AG: Kontamination am leeren Brennelement-Transportbehälter NTL 10/01. - Schreiben Hp-ni vom 11.9.98 an das HMUEJFG (mit Daten-Anhängen), Biblis 1998
- SSK 1986: Strahlenschutzkommission: Berechnungsgrundlage für die Ermittlung von Körperdosen bei äußerer Strahlenexposition durch Photonenstrahlen und Berechnungsgrundlage für die Ermittlung von Körperdosen bei äußerer Strahlenexposition durch Elektronen, insbesondere durch β -Strahlung. - Veröffentlichungen der Strahlenschutzkommission, Band 3, Stuttgart 1986
- SSK 1998a: Strahlenschutzkommission: Freigabe von Materialien, Gebäuden und Bodenflächen mit geringfügiger Radioaktivität aus anzeige- und genehmigungspflichtigem Umgang. - Empfehlung der Strahlenschutzkommission, verabschiedet auf der 151. Sitzung am 11./12.2.1998
- SSK 1998b: Strahlenschutzkommission: Bewertung der Kontamination beim Transport abgebrannter Brennelemente. - Stellungnahme der Strahlenschutzkommission, verabschiedet auf der 154. Sitzung am 3.6.1998
- Zech 1999: Dr. Zech, TÜV Bau und Betrieb GmbH, Unternehmensbereich Energie und Technologie, München. - Mitteilung, 24.3.1999