

stigen Zuverlässigkeit und Sicherheit der Anlage anmelden. Fraglos sind technische Ausrüstungen und Daten vorhanden, um die Anlage tatsächlich zu bauen -das ist auch gemeint, wenn Gruppen wie die der APS aussagen, die "technischen Grundlagen" zur Konstruktion seien vorhanden- zumindest, was angereicherte Uranbrennstoffe aus Leichtwasserreaktoren betrifft. Keines falls ist jedoch sicher, daß die Anlage auch nur annähernd zu den Kosten erstellt werden kann, die im Kostenvoranschlag errechnet wurden, daß sie angemessen und zuverlässig arbeitet und daß nur eine minimale -wenn nötig auch über die gesetzliche Forderung, so niedrig wie möglich, hinaus- Strahlenbelastung für Beschäftigte und Öffentlichkeit entsteht. Sogar noch weniger sicher ist, daß die technische Grundlage für die Wiederaufarbeitung der Mischoxidbrennstoffe vorhanden ist, die ebenfalls anfallen würden und "Entsorgung" fordern.

- (5) Abschließend möchten wir daher sagen, daß das DWK-Konzept für TP2 nicht als "realisierbar" bezeichnet werden kann mit dem hohen Grad wissenschaftlicher und technischer Absicherung, der erforderlich wäre, um den öffentlich genannten Zielsetzungen des Landes Niedersachsen und der Grundlage des Atomgesetzes der Bundesrepublik Deutschland zu genügen.

BERICHT DER
GORLEBEN INTERNATIONAL REVIEW

Kapitel 6: Technische Fragen der Abfallbehandlung

Autoren: D. Abrahamson
T.B. Johansson
Y. Lenoir
G.I. Rochlin

Hannover, Februar 1979

Inhaltsverzeichnis

- 6.0 Einführung
- 6.1 Allgemeine Schlußfolgerungen
- 6.2 Die Notwendigkeit einer Risikoanalyse für das Gorleben - Projekt
- 6.3 Wiederaufbereitung ist vom Standpunkt der Abfallbehandlung aus nicht notwendig
- 6.4 Transuran - Abfälle
- 6.5 Verglasung

6.0 - Einleitung

Jede einzelne der vielen zur Abfallbehandlung erforderlichen Maßnahmen ist kompliziert, technisch unsicher und potentiell für die am Standort Gorleben Beschäftigten und die Allgemeinheit gefährlich. Manche dieser Maßnahmen, z. B. die Sicherheitskontrollen im Zusammenhang mit der Plutoniumbehandlung werden an anderer Stelle des GIR-Berichts abgehandelt. Es war weder die Aufgabe, eine vollständige Risikoanalyse zu erstellen, noch eine technische Auswertung der vorgeschlagenen Anlagen durchzuführen, und außerdem sind mit den gegebenen verfügbaren Informationen derartige Analysen gar nicht möglich. Vielmehr wurden wesentliche Gesichtspunkte, die für die Demonstration der Durchführbarkeit des Gorleben-Entwurfes wesentlich sind, untersucht. Diese Gesichtspunkte enthalten:

- 1) Die Notwendigkeit von detaillierten Kriterien, mit deren Hilfe das geplante Abfallbehandlungsprojekt angemessen beurteilt werden kann.
- 2) Die Notwendigkeit einer umfassenden Risikoanalyse von oberirdischen wie auch unterirdischen Aktivitäten.
- 3) Die Angemessenheit der geplanten Methode zur Beseitigung der großen Mengen von α -strahlendem Abfall, der bei der Wiederaufbereitung und Herstellung von Mischoxydbrennelementen anfällt.
- 4) Die Beherrschung der Verglasung von hochaktivem, flüssigem Abfall, der bei der Wiederaufbereitung anfällt, im industriellen Ausmaß.

Bei der Auswertung eines jeden Projektvorschlages sind Normen zur Beurteilung notwendig. Neben den allgemeinen Erfordernissen, die sich im deutschen Recht niederschlagen, hat man uns keine speziellen Kriterien vorgelegt, die die Wiederaufbereitung und Abfallbehandlung im all-

gemeinen, oder das Gorleben-Projekt im einzelnen betreffen.

Die allgemeine Frage, ob die Wiederaufbereitung für die sichere Behandlung von radioaktiven Abfällen notwendig ist, wurde untersucht. An einigen Beispielen wurde ein Vergleich angestellt zwischen den Risiken, die bei der Aufbereitung und Rückgewinnung entstehen und denen, die ohne Brennstoffwiederaufbereitung entstehen.

6.1 - Allgemeine Schlußfolgerungen

Wir stellen fest, daß die Angemessenheit des Projektvorschlages zur Abfallbehandlung nicht demonstriert wurde. Die Hauptgründe für diese Schlußfolgerung sind:

1. Weder für die oberirdischen, noch die unterirdischen Vorhaben, deren Durchführung bei Gorleben geplant ist, wurden detaillierte Risikoanalysen oder Modelle für Störabläufe erstellt.
2. Sowohl für die ober- als auch die unterirdischen bei Gorleben geplanten Vorhaben wurden keine Leistungskriterien festgelegt.
3. Die erforderlichen Eigenschaften der verfestigten Abfälle wurden nicht festgelegt.
4. Es wurde nicht aufgezeigt, daß das Verfestigen von hochaktivem, flüssigen Abfall im industriellen Maßstab, mit einem Endprodukt mit akzeptablen Eigenschaften, durchführbar ist.
5. Es wurde kein Beweismaterial dafür vorgelegt, daß die sehr großen Mengen von α -emittierenden Abfällen in eine Form mit akzeptabler Langzeitstabilität gebracht werden können.

Wir sind der Meinung, daß die wirtschaftlichen Kosten für eine sichere Lagerung der großen Mengen von α -emittierenden Abfällen sehr hoch sein werden und daß die Behandlung dieser Abfälle nur unzulänglich untersucht worden ist. Sobald mehr Information zur Verfügung steht, könnte geprüft werden, ob die sichere Lagerung der α -emittierenden Abfälle in dem vom Projektvorschlag Gorleben dafür vorgesehenen Rahmen durchführbar ist.

Außerdem stellen wir fest, daß die Wiederaufbereitung aus Gründen der sicheren Behandlung des radioaktiven Abfalls nicht erforderlich ist. Weiterhin ist es unsere Meinung, daß Wiederaufbereitung die Abfallbehandlung komplizierter macht und eine größere Gefahr hervorruft, als der Verzicht auf die Wiederaufbereitung.

6.2 - Die Notwendigkeit einer Risikoanalyse für das GORleben-Projekt

Allgemeine Schlußfolgerungen

Uns ist von der RSK/SSK oder DWK/PTB keine Risikoanalyse oder Analyse von Störfallabläufen vorgelegt worden.

Es sind keine Kriterien benannt worden, denen das vorgeschlagene ESZ-Konzept genügen muß.

In Ermangelung dieser Angaben ist es nicht möglich, die Durchführbarkeit des vorgelegten Entwurfes zu beurteilen. Fragen von derartiger Wichtigkeit bleiben unbeantwortet, daß entscheidende Veränderungen oder selbst das Aufgeben des Konzepts aus einem verbesserten Verständnis des Projektvorschlages resultieren könnte. Deshalb muß eine solche Risikoanalyse der Entscheidung über die Durchführbarkeit des Konzepts vorausgehen.

Welche Kriterien sind zu setzen?

Die schädlichen Auswirkungen der ionisierenden Strahlung sind vor vielen Jahren erkannt worden. Nationale und internationale Normen und Richtlinien wurden in der Absicht entwickelt, die steigende Strahlenbelastung für den Menschen zu begrenzen. Ein grundlegendes Merkmal dieser Normen ist die Annahme, daß ohne Rücksicht auf die Stärke der Strahlung ein Schaden entstehen kann. Es wird angenommen, daß der Schaden direkt proportional zur Größe der Strahlenbelastung ist, der ein Individuum oder die Bevölkerung unterliegen.

Es gibt bis jetzt keine spezifischen Normen für die Handhabung von radioaktivem Abfall irgendwo auf der Welt. Normen und Kriterien der Handhabung von radioaktivem Abfall, einschließlich der Kriterien für die Standorte von Abfalllagerplätzen, werden derzeit entwickelt. In einigen Fällen sind die Entwürfe für Normen und Kriterien bereits veröffentlicht worden.

Diese Richtlinien sollen aufgestellt werden, um jeden Einzelnen vor exzessiven Strahlendosen zu schützen. Trotzdem können in der Gesamtbevölkerung niedrige Dosen Störungen hervorrufen, wie Krebs oder genetische Schäden, ohne daß ein außergewöhnlich hohes persönliches Risiko für jeden Einzelnen besteht. Um die Allgemeinheit bestmöglich zu schützen, sind kollektive Dosen betrachtet worden. Sie unterliegen bestimmten Vorschriften in den einzelnen Ländern. Diese kollektiven Dosen sind die individuellen Dosen, summiert über die ganze Bevölkerung. Sie werden gemessen in "man-rem", d.h. die Anzahl der Leute (man) multipliziert mit der Dosis (rem).

Die schwedische Gesellschaft für Strahlenschutz hat z.B. als Richtlinie eine maximale Dosisrate von 10 millirem/Person/Jahr für die Mitglieder der Öffentlichkeit aus der Operation eines Gesamtkernenergieprogramms angenommen. Die maximale zukünftige Jahresstrahldosis für jeden Einzelnen einer gefährdeten Gruppe sollte 50 mrem nicht überschreiten und sollte möglichst nicht mehr als ungefähr 10 mrem über der Strahldosis liegen, die für die Umgebung der Kernenergieanlage festgesetzt wurde. Die allgemeine Richtlinie für die maximale kumulative Kollektivdosis setzt einen Wert von 1,0 man-rem/MW(e) - Jahr für den gesamten Brennstoffkreis fest. Die Hälfte davon oder 0,5 man-rem/MW - Jahr sind dem Reaktor selbst

zugeteilt worden. Die verbleibende Rate muß auf alle anderen Abschnitte des Brennstoffkreislaufs verteilt werden. Abfallbehandlung ist nur einer dieser Abschnitte. Wenn die 0,5 man-rem/MW - Jahr auf die verbleibenden Abschnitte des Brennstoffkreislaufs verteilt werden, so ist es wahrscheinlich, daß nur ein kleiner Teil auf die Endlagerung des radioaktiven Abfalls entfällt. Dieser Teil wird weit weniger als 0,5 man-rem/MW - Jahr ausmachen, da die gegenwärtigen Experimente mit der Wiederaufbereitung darauf hinweisen, daß die Belastungen durch die Wiederaufbereitung relativ groß sein werden.

Es ist erwähnenswert, daß die Gestaltung von Strahlenschutzvorschriften in der letzten Zeit immer restriktiver wurde. Dies ist auf zwei Faktoren zurückzuführen: Veränderungen öffentlicher Wertvorstellungen haben nachdrücklich eine verstärkte Sicherheit bewirkt und neue wissenschaftliche Beweise haben gezeigt, daß die schädlichen Effekte im Zusammenhang mit der ionisierenden Strahlung größer sind als früher angenommen wurde. Diese beiden Faktoren hängen eng miteinander zusammen. Frühere Erfahrungen zeigen, daß der Trend zu niedrigeren zulässigen Radioaktivitätswerten wohl anhalten wird.

Anwendbarkeit der heutigen Strahlenschutznormen auf die Endlagerung von radioaktivem Abfall

Zwingend für eine Endlagerung ist die außergewöhnliche Behandlung der radioaktiven Abfälle für einen Zeitraum von Tausenden bis Millionen von Jahren. Die Diskussion beinhaltet drei Aspekte: einen technischen, einen verwaltungsmäßigen und einen, der sich mit den Wertvorstellungen befaßt.

Können wir heute zuverlässige Vorhersagen darüber machen, wie es sich mit den verschiedenen technischen Entwürfen in Tausenden von Jahren verhält? Vielleicht, aber das Thema muß angesprochen werden und die Meinungen gehen auseinander. Es reicht nicht aus, daß eine Mehrheit von Experten derselben Meinung ist, weil wir nicht die wahrscheinlichste Antwort suchen, sondern die richtigste von denen, die im Moment bekannt sind. Der Mangel an Wissen wirft die Frage auf, wie in einem Entscheidungsprozess Unsicherheiten in Aufzeichnungen behandelt werden sollten.

Das Verwaltungsproblem besteht darin, daß die als sicher vorgeschlagenen und akzeptierten technischen Lösungen auch wirklich ausgeführt werden.

Kommen wir nun auf die Frage der Wertvorstellungen: Was bedeutet eine akzeptable Freisetzung von Radioaktivität aus einem Endlager in ferner Zukunft? Müssen wir an die Menschen auf der Erde in einem Zeitraum von bis zu einer Million von Jahren denken? Sollten wir sie so bewerten, als ob die Dosen durch freigesetzte Radioaktivität innerhalb einiger oder weniger Generationen vorkommen? In welchem Umfang sollte unsere Generation die Strahlendosen für die zukünftigen Generationen bestimmen?

Dies ist kein technischer Gesichtspunkt, und es muß erkannt werden, daß es ein ethisches und politisches Problem ist, das eindeutig im politischen Bereich und nicht innerhalb der Naturwissenschaften behandelt werden sollte. Die Beantwortung dieser Frage sollte basieren auf Informationen, die so vollständig wie möglich, vom wissenschaftlichen Standpunkt aus gesehen, Auskunft darüber geben, was zur

Klärung der Frage gesagt werden kann und was nicht gesagt werden kann.

Es sind zwei deutlich verschiedene Schritte notwendig für eine Einschätzung des Risikos der Strahlenbelastung. Der erste ist eine quantitative Abschätzung der radioaktiven Strahlung, mit der Menschen durch eine Abfallbehandlung belastet werden könnten. Der zweite ist eine Abschätzung der quantitativen Beziehung zwischen Strahlenbelastung auf der einen Seite und beobachteter Schädigung des Menschen auf der anderen Seite, wie z.B. Lebensverkürzung, Krebs und genetische Schäden. Es gibt eine große Ungewißheit in der Abschätzung von biologischen Schäden, die von der Strahlung verursacht werden. Das Risiko könnte viel kleiner sein, oder sogar fehlen, bei sehr niedrigen Dosen, obgleich dies momentan als sehr unwahrscheinlich beurteilt wird. Das Risiko könnte auch größer sein, aber nicht sehr viel größer, weil es dann bei den vielen epidemiologischen Untersuchungen, die bereits durchgeführt worden sind, hätte offensichtlich werden müssen.

Die Strahlenschutznormen gehen von der vom Menschen absorbierten Dosis aus. Um Berechnungen anstellen zu können, muß man die Aufnahme verschiedener Radionuklide kennen. Diese Aufnahme wird beeinflusst durch die Konzentration der verschiedenen Nuklide in Nahrung, Wasser und Luft. Ein Teil der absorbierten Radionuklide verläßt den Körper bald wieder, andere werden für einen langen Zeitraum zurückgehalten. Um den Zusammenhang zwischen einer bestimmten, in die Biosphäre gelangten Menge von radioaktiven Substanzen und den bestehenden Strahlennormen zu beurteilen, müssen alle Faktoren, welche die Bewegungen der Nuklide beeinflussen, berücksichtigt werden.

0.2 = 0

Angesichts der Unsicherheiten und der begrenzt verfügbaren Informationen über viele wichtige Faktoren, die die Wege der Transurane in der Natur beeinflussen, stellt sich die Frage, wie dem Langzeitcharakter der Abfallbehandlung Rechnung getragen werden könnte? Sollten die jetzt bestehenden Grenzwerte um eine Sicherheitsmarge reduziert werden, um die Unsicherheiten, die über das begrenzte Wissen von den Auswirkungen der Endlagerung bestehen, zu überdecken?

Ein möglicher Weg, um mit diesen Ungewißheiten umgehen zu können, wäre, nach einer großen Spanne zwischen dem kalkulierten "schlimmsten Fall", der unseres Wissens gegenwärtig möglich ist und den Dosen, die akzeptiert werden könnten, zu fragen. Die Größe der Spanne muß in Beziehung gesetzt werden zum Grad der Ungewißheit. Letzterer ist in vielen Fällen nicht bekannt, so daß eine Abschätzung schwierig ist. Die Beurteilung muß deshalb im politischen Entscheidungsprozess getroffen werden. Ein anderer möglicher Weg wäre, zu verlangen, daß jede "Barriere" zwischen Abfall und Mensch der allgemeingültigen Strahlenschutznorm entsprechen soll. Auch in diesem Fall meinen wir, daß eine politische Entscheidung notwendig ist.

Eine andere Methode, um nach einer Norm für den Strahlenschutz zu suchen, wurde von Cochran und Rotow¹ vorgeschlagen:

Nukleare Operationen jeder Art (z.B. Bergbau, Erzaufarbeitung, Brennstoffherstellung, Stilllegung und Abfallisolation oder -endlagerung) sollten kontrolliert werden, so daß die zukünftigen Generationen die gleichen Gefahren vorfinden können, die bestehen würden, wenn die Erzkörper nicht für derartige Unternehmen nutzbar gemacht worden wären. Die zukünftigen

0.2 = 0

Generationen sollten großes Vertrauen darin haben können, daß das Gesamtrisiko durch radioaktiven Abfall geringer als oder (in Anbetracht der Ungewißheiten in der Berechnung) vergleichbar ist mit dem Gesamtrisiko für alle Generationen durch die natürlichen Uranvorkommen, denen die radioaktiven Abfälle entstammen, vorausgesetzt diese Uranvorkommen wären unberührt geblieben.

Die Diskussion um Vorteile, die kommenden Generationen zuteil werden, sind nicht klar umrissen. Es könnte so argumentiert werden, daß die Bedingungen für zukünftige Generationen durch den Gebrauch der Kernenergie in dem Sinn beeinflußt werden, daß die Freisetzung von Kohlendioxyd durch Abbrennen von fossilen Brennstoffen reduziert wird, daß sich nicht erneuernde Rohstoffe in langsamerem Tempo verbraucht werden, usw. Dennoch, ein Abwägen dieser Vorteile untereinander ist gegenwärtig nicht möglich. Die Vorteile können bestenfalls qualitativ umschrieben werden. Die von Cochran und Rotow vorgeschlagenen Kriterien haben den Vorteil, daß zukünftige Generationen, auch wenn sie ihre Situation nicht verbessern, keinen ungerechtfertigten Überbleibseln unserer Aktivitäten ausgesetzt sind. Weiterhin sind die Kriterien quantitativ und können somit angewendet werden. Unglücklicherweise ist dies bis jetzt nicht geschehen. Cochran und Rotow argumentieren weiter, daß andere vorgeschlagene Kriterien ernste Mängel aufweisen; z. B. würde vorgeschlagen, daß Risiken durch Endlagerung verglichen mit Risiken durch Hintergrundstrahlung klein sein sollten.

Diese Forderung basiert auf einem Vergleich eines Nachteils mit

einem dazu beziehungslosen Nachteil. Ein anderes vorgeschlagenes Kriterium ist, daß das Risiko einer Endlagerung verglichen mit anderen Risiken im nuklearen Brennstoffkreislauf klein sein sollte. Dies ist ein Nutzen-Schaden-Vergleich, wobei die Nutzen die gleichen für alle Komponenten sind. Der Vergleich begünstigt jene, die vom Gebrauch der Kernenergie profitieren, und zwar auf Kosten der zukünftigen Generationen, welche diesen Nutzen nicht haben.

Risikoanalysen

In der Absicht, die Durchführbarkeit einer noch zu entwickelnden und kommerziell zu nutzenden Technologie zu beurteilen, müssen viele Annahmen gemacht werden. Verfahren müssen entwickelt und ausgewertet werden. Doch dies ist nur das halbe Problem. Es muß auch eine Auswertung der gesamten Situation - im Gegensatz zu den verfahrenstechnischen Analysen - geben. Darum ist es notwendig, einen Versuch durchzuführen, der allgemein als Risikoanalyse bekannt ist, bei dem die wesentlichen Einwirkungen durch den Gebrauch der Technologie, sowie die Nach- und Vorteile, durch Vergrößern oder Verkleinern des Risikos, deutlich genug erkannt werden können. Die Anwendung derartiger Analysen muß behutsam und mit intensiver Nachprüfung und Kritik erfolgen.

Entsprechend dem deutschen Recht müssen Vorsichtsmaßnahmen getroffen werden, die die Allgemeinheit vor Strahlungseinflüssen schützen.

Eine derartige Analyse ist für das Gorleben - Projekt bis jetzt noch nicht durchgeführt worden. Deshalb können wir nicht versuchen, sie nachzuprüfen. Stattdessen präsentieren wir in Abschnitt 4 verschiedene wichtige Komponenten; Vorschläge, in welchem Umfang Themen eigentlich betrachtet werden sollten, und der Allgemeinheit, als Teil einer umfassenden Analyse, vorgestellt werden sollten, wenn diese Analyse durchgeführt worden ist.

Es ist der Zweck einer Risikoanalyse, nachzuweisen, ob die anzuwendenden Normen wahrscheinlich erfüllt werden oder nicht. Dies liegt in der Verantwortung der Genehmigungsbehörden. Nach unserer Meinung gibt es keine wissenschaftliche Basis für den Anspruch, daß die Antragstellerin die Strahlenschutzvorschriften erfüllt hat oder in der Lage sein wird, sie zu erfüllen. Die verfügbaren Materialien und Analysen für die Untersuchungskommission sind einfach zu dürftig, um einen solchen Anspruch zu unterstützen.

Die Durchführbarkeit kann momentan nicht nachgewiesen werden. Um das deutsche Recht zu erfüllen, muß gezeigt werden, daß anwendbare Strahlungsgrenzwerte nicht überschritten werden. Es gab keine detaillierte Diskussion über diese Dinge in den uns zur Verfügung gestellten Materialien. Es gab Aussagen über Ziele, Hoffnungen, Behauptungen, aber keine Demonstrationen und wenig Beweise. Unsere Sorge ist, ob die vollständige Kette von Maßnahmen, welche zur Endlagerung führen, zeigen wird, daß die angewendeten deutschen Strahlenschutznormen erfüllt werden oder nicht.

Nach unserer Meinung muß eine Risikoanalyse für alle geplanten überirdischen Aktivitäten erstellt werden, die für Gorleben vorgeschlagen worden sind, ebenso wie für das Endlager im Salz,

und zwar sowohl während des Betriebs als auch nach Betriebseinstellung. Nur durch eine derartige Risikoanalyse wäre es möglich, das Konzept klar abzuschätzen. Es wäre dann möglich, die wichtigsten Parameter zu erkennen und verschiedene Variable in Beziehung zu bringen mit Erhöhungen der Sicherheit. Eine derartige Analyse ist notwendig, da es, genau wie bei den Reaktorstörfallanalysen, eine große Anzahl von Parametern gibt, die die Risiken beeinflussen. Modellrechnungen sind der einzige Weg, um eine erste Annäherung an die Gesamtsituation zu machen. Die Analysen müssen eine gründliche Diskussion von allen möglichen Versagensbedingungen einschließen.

Eine solche Risikoanalyse, welche fortlaufend Nachforschungen in Deutschland und anderswo erfordert, sollte während der nächsten Jahre durchgeführt werden. Mit den verfügbaren Ergebnissen wäre es dann möglich, die Durchführbarkeit des Projektes zu beurteilen.

Wir sind versorgt worden mit Informationen, welche die in Gang befindlichen, zur Unterstützung des Gorleben-Entwurfs geplanten Untersuchungen beschreiben. Eingeschlossen sind mehrere Themen, welche wir als fundamental für den Erfolg des vorgeschlagenen Planes ansehen. Es ist einfach unmöglich, mit wissenschaftlicher Glaubwürdigkeit zu behaupten, daß das Projekt grundsätzlich durchführbar ist, bevor in einigen Fällen die Untersuchungsergebnisse verfügbar sind und in anderen Fällen Erfahrungen halbindustrielles Ausmaß erreicht haben.

Einige dieser Kernfragen (z.B. die grundsätzliche Durchführbarkeit des vorgeschlagenen Verglasungsprozesses) sind an anderer Stelle in diesem Bericht diskutiert. Es ist offensichtlich, daß Kriterien für die Glasparameter, z.B. Auslaugungsraten, welche notwendig sind für die Sicherstellung von Langzeitsicherheit, nicht aufgestellt werden können ohne Risikoanalyse mit einem durchdachten Endlagermodell. Ein anderes Problem sind die hohen wirtschaftlichen Kosten, die für einen sicheren Abschluß für die großen Mengen von Abfall mit α -Strahlern erforderlich sind. Daß dies ein herausragendes Problem ist, wurde in verschiedenen neueren Studien betont, z.B. in dem Bericht der American Physical Society und in den detaillierten Untersuchungen der schwedischen "KBS", welche Lagerung in kristallinem Gestein für hochaktiven Abfall vorschlägt. Die schwedische Arbeit gibt zu bedenken, daß langlebige α -Strahler, wie Plutonium - 239 und Neptunium - 237, bei Langzeitdosen vorherrschend sind. Der größte Teil des Plutoniumsabfalls des Gorleben - Projekts wird nicht in dem verglasten Abfall, sondern in anderem verfestigten und halb-verfestigten Abfall enthalten sein. Diese Abfälle müssen verschlossen werden, nicht durch Verglasung, sondern durch bis jetzt kaum berechnete Methoden wie den Einschluß in Zement oder Bitumen.

Als wir begannen, den Vorschlag für das Gorleben -Projekt kritisch zu untersuchen, waren wir sicher, daß es eine detaillierte Risikoanalyse gibt, um sie einer wissenschaftlichen Untersuchung zu unterziehen. Wir fanden eine solche Analyse nicht. Weil eine Risikoanalyse fehlt, wollen wir ein wenig darüber berichten, wie eine solche analytische Methode annähernd aussehen könnte, indem wir die Untersuchung

6.2 - 12

beschreiben, die von der schwedischen Industrie bei dem KBS - Projekt vorgenommen wurde.

Wie vorher schon ausgeführt, sind die grundlegenden Kriterien für die Arbeiten im Rahmen der Endlagerung Strahlenschutzkriterien. Durch Aufstellung bestimmter Kriterien wird festgesetzt, daß gewisse Strahlungswerte nicht verändert werden. Der erste Zweck der Risikoanalyse ist, alle Fakten und Annahmen über die Durchführung der zu benutzenden Techniken und Verfahren in einem Rahmen zusammenzufassen. Dies ist möglich, um einen solchen Vergleich zu erleichtern.

Ein zweiter wichtiger Zweck der Risikoanalyse ist, die kritischen Schritte im Verfahren festzustellen.

Mit der Risikoanalyse in der Hand, wird es möglich sein, mit der Auswertung darüber zu beginnen, welche Leistungskriterien für alle Schritte des Verfahrens erfüllt werden müssen. Gegenwärtig sind wir über das Verglasungsverfahren und die Eigenschaften des Glases, wie z.B. die Homogenität, die Auslaugungsraten der Oberfläche, beunruhigt. Aber ohne Risikoanalyse besteht keine Möglichkeit zu beurteilen, ob dies die wichtigsten Bedenken sind. Welche Auslaugungsraten werden vereinbar sein mit der gesamten Berechnung und wie werden die Auswirkungen erhöhter Auslaugungsraten aussehen? Werden sie größer sein, aber noch innerhalb der wissenschaftlichen Ungewißheit der Parameter liegen?

Sehen wir uns z.B. die Auslaugungsraten von Borsilikatglas an. Aus der Analyse des vorgelegten Entwurfes in Schweden wird deutlich, daß die Auslaugungsraten und vor allem die Lebensdauer

6.2 - 13

der Glaszylinder letztlich auf die Dosen für den Menschen großen Einfluß hat. Die Auslaugungsrate, die von der schwedischen Industrie zugrunde gelegt wird, beträgt $2 \cdot 10^{-7}$ g/cm²/d. Einige der technischen Berichtersteller gehen davon aus, daß der Wert 10^{-6} angemessener ist. In Experimenten, die jener Diskussion zugrunde liegen, ist gewöhnlich Wasser das Auslaugungsmittel. In einem technischen Bericht aus Karlsruhe werden die Auslaugungsraten von Wasser mit denen von gesättigten Carnallitlösungen verglichen, einem Auslaugungsmittel, mit dem im Salzstock zu rechnen ist. Die Ergebnisse verdeutlichen, daß jene Auslaugungsraten bis zu 50 mal größer sein können. Ist das wirklich schlimm? Wir können es nicht sagen. Um diesen Erkenntnissen eine Perspektive zu geben, sollte eine Risikoanalyse erstellt werden.

Die von der KBS angewandte Methode

Von der KBS wurde verlangt, zwischen unterschiedlichen Wegen zu wählen und etwas absolut sicheres aufzuzeigen. In Wynne - Edwards Bericht hat die KBS folgende Methode ausgewählt:

1. Definiere das Problem präzise und knapp.
2. Unterteile und verdeutliche seine Teile.
3. Analysiere diese Teile und bestimme die darin enthaltenen Faktoren.
4. Entwerfe ein Modell für jedes Teil des Problems.
5. Schätze die Faktoren mit Hilfe dieser Modelle ein und bestimme die Wahrscheinlichkeiten.
6. Kontrolliere den Strukturentwurf, um den sich erweiternden Voraussetzungen zu genügen.
7. Sammel die Teile der vorgeschlagenen Lösung².

Um die Auswirkungen der Endlagerung, die durch die Strahlendosen auf den Menschen verdeutlicht werden, abzuschätzen, sind mathematische

Modelle benutzt worden. Es gibt drei Modelle: ORIGIN kalkuliert die Ansammlung der verschiedenen Nuklide im Abfall, GETOUT kalkuliert den Wert, der durch die Auslaugung des Glases und den Transport durch das Gestein nach dem Zerbrecen der Kapsel entsteht, BIOPATH kalkuliert die Bewegungen der Nuklide in der Biosphäre. Die Modelle sind, wie in Abbildung I gezeigt, miteinander verbunden.

Einer der kritischen Gutachter des KBS-Schemas, Dr. Wynne-Edwards, stellt zur Analyse der KBS folgendes fest:

... wichtig ist auf jeden Fall, daß ihre gleichgroße, wenn nicht sogar größere Bedeutung für die bereits beantworteten Punkte anerkannt wird. Sonst besteht die Gefahr, daß nur Faktoren berücksichtigt werden, die der ingenieurtechnischen Lösung dienen.

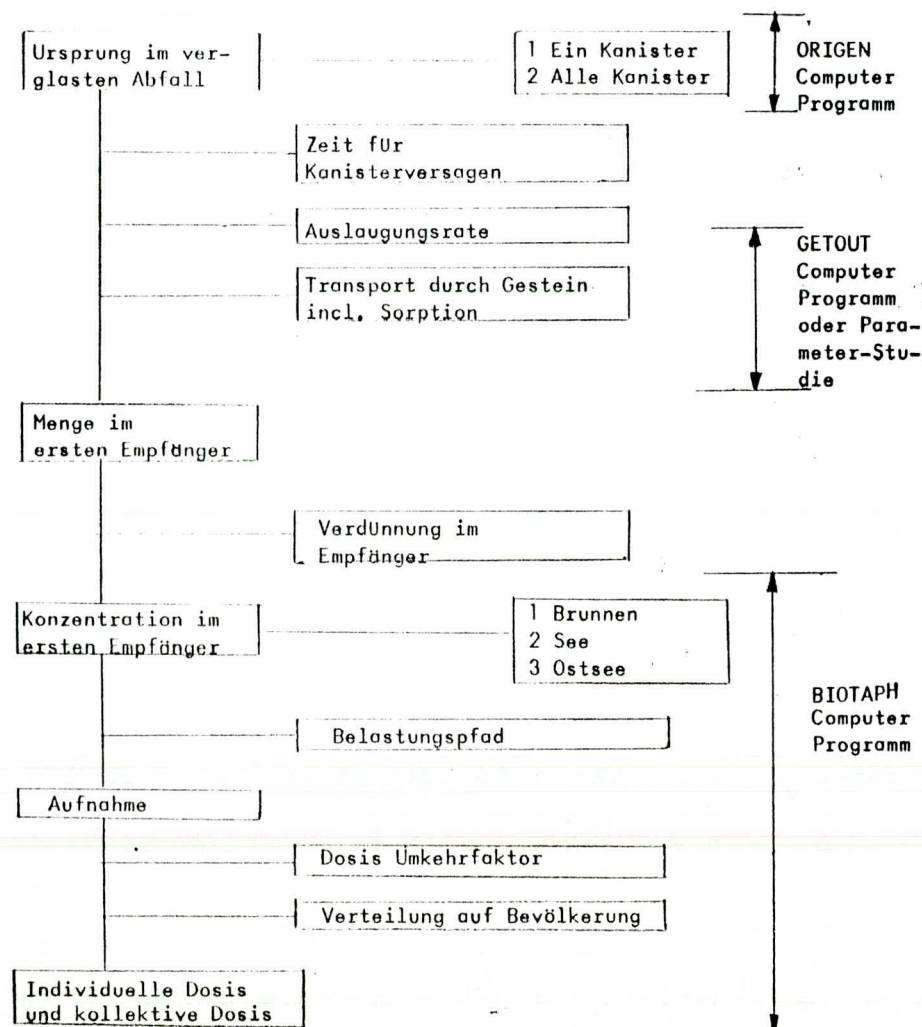
Mit dem ORIGIN Computer - Code wurden die Mengen des radioaktiven Materials im Endlager kalkuliert. Unter Beachtung der Eigenschaften des Borsilikatglases, der Einkapselung, usw., kalkuliert das GETOUT Modell die Rate von radioaktiven Elementen, die die Biosphäre erreichen werden. Dann schätzt der BIOPATH - Code die Strahlendosis ab, die aus dem Durchlaufen der Radionuklide durch die Nahrungskette entsteht, usw. Die sich ergebenden Strahlendosen können mit den entsprechenden aufgestellten Kriterien verglichen werden, um auszuwerten, ob die Dosen akzeptiert werden können.

Bei den Berechnungsmodellen muß beachtet werden, bis zu welchem Grad die Modelle überprüft sind und in welchem Umfang die wichtigen Verfahren bekannt sind.

Nicht überprüfte Modelle müssen sehr vorsichtig behandelt werden. Geologische Kenntnisse, die die Aufstellung von Voraussage-Modellen unterstützen, sind nur in geringem Umfang vorhanden.^{4,5}

Abbildung I: Schematische Darstellung der Berechnung von Strahlendosen von radioaktiven Elementen, die bei der Endlagerung von hochaktivem Abfall freigesetzt werden können.

(Aus KBS - I, Bd.IV, S. 85, Abbildung 6 - 5)



Literaturverzeichnis

- (1) T.B. Cochran and D. Rotow, "Radioactive Waste Management Criteria," paper prepared for USDOE Contract ER-78-C-01-6596 with Natural Resources Defense Council (NRDC), 917 15th Street, NW, Washington, D.C. 20005.
- (2) Swedish Industridepartementet, "Redogörelse för granskning genom utländsk expertis av rapporten kärnbränslecykelns slutsteg, förglasat avfall från upparbetning" (Bericht von einem ausländischen Gutachten über einen Bericht, der die Kernbrennstofflagerung und Endlagerung von verglastem, hochaktivem, wiederaufbereitetem Abfall untersucht), 1978.
- (3) ebenda
- (4) E-an Zen, Statement before the Advisory Board of the Office of Earth Sciences, Assembly of Mathematical and Physical Sciences, National Academy of Sciences, on Radioactive Waste Disposal, January 19, 1979.
- (5) Professor John Winchester, Department of Oceanography, Florida State University, in testimony before U.S. Congress, 1978.

6.3

Wiederaufbereitung ist vom Standpunkt der Abfallbehandlung aus nicht notwendig.

Die vorgebrachten ökonomischen Rechtfertigungen für die Wiederaufbereitung abgebrannten Brennstoffs sind oben im Abschnitt 5.2.1 diskutiert worden. Ob Wiederaufbereitung vom Standpunkt der sicheren Handhabung des radioaktiven Mülls, enthalten im abgebrannten Brennstoff, aus notwendig ist, muß auch untersucht werden.

Bis vor kurzem basierte eigentlich jeder Plan für die Handhabung und Endlagerung abgebrannten Leichtwasserreaktor-Brennstoffs auf der Annahme, daß der Brennstoff wiederaufbereitet würde. Erst seit kurzer Zeit wird diese seit langem bestehende Annahme angezweifelt und systematisch erforcht. Die Schlüsselfaktoren sind die präzisen technischen Kriterien bezüglich verkleinerten Müllvolumens, reduzierter potentieller Gefahr oder besserer Charakteristika für Handhabung und Einlagerung.¹ Weil weder Langzeitlagerung noch Endlagerung bis jetzt systematisch untersucht worden sind, ist es schwierig, den detaillierten numerischen Vergleich zwischen Wiederaufbereitung und HAW-Endlagerung überzeugend zu erörtern. Die Alternativen^{sind aber} ausreichend bekannt, um wenigstens einen ungefähren Vergleich zu erlauben.

Jene, die für unverzügliche Wiederaufbereitung argumentieren, berufen sich darauf, daß Methoden für Verfestigung und Endlagerung bereits genügend bekannt seien, um dann Erfolg zu garantieren, wenn diese Anlagen gebraucht werden. Jedenfalls gibt es ernsthafte Zweifel an der Effizienz und Realisierbarkeit gegenwärtig vorhandener Programme. Darüber hinaus - wie in Abb. 6.3.1 gezeigt - werden für die Wiederaufbereitung die verschiedenen Formen radioaktiven Abfalls, die in den

Zircalloy-Hüllrohren des abgebrannten Brennstoffs eingeschlossen sind, genommen und über viele verschiedene Abfallströme verteilt, von denen jeder Einzelne die Entwicklung von sicheren Verfahren für Handhabung und Endlagerung erfordert. Verkapselung von abgebranntem Brennstoff dagegen hat nie die Entfernung irgendeines der Abfallprodukte von den abgebrannten Brennstoffbündeln zur Folge und ruft deswegen keine neuen radioaktiven Abfallströme hervor.

Verfechter der Wiederaufbereitung führen oft Zahlen an wie 99%ige Gewinnung von Plutonium aus dem abgebrannten Brennstoff und behaupten, daß dies ein reduziertes Risiko zur Folge habe. Manche behaupten sogar, daß das extrahierte Plutonium in Reaktoren "verbrannt" würde.² Es ist auch darauf hingewiesen worden, daß die Dichte der Anordnung des Abfalls in einer geologischen Endlagerstätte von der Wärmeabgabe des Abfalls bestimmt werde, und daß die Entfernung des Plutoniums das erforderliche Volumen des Endlagers vermindere. Weiter wird manchmal angegeben, daß die Entfernung der 96% des Brennstoffs, die das nichtspaltbare U-238 ausmachen, das Volumen des Abfalls signifikant vermindere. Jedes dieser Argumente ist jedoch entweder übertrieben oder teilweise oder vollständig falsch.

Hinsichtlich des Abfallvolumens haben viele Berichte darauf hingewiesen, daß das Gesamtvolumen der durch die chemische Wiederaufbereitung produzierten Abfälle das Volumen des abgebrannten Brennstoffs selbst beträchtlich übertrifft.³ Tabelle 6.3.1 zeigt die Volumina entsprechend verschiedenen Berichten von Industrie und Kernenergiebehörden, einschließlich dessen der DWK für die Anlage in Gorleben (geschätzt). Aus diesen Zahlen kann ersehen werden, daß, obwohl die hochaktiven Spaltprodukte

in verglasten, hochaktiven Abfällen (high level wastes, HLW)* um einen Faktor von ungefähr 5 bis 10 höher konzentriert sind als sie in abgebranntem Brennstoff sein würden, das Gesamtvolumen kontaminierter Transuran(TRU)-Abfälle, die genauso sicher wie abgebrannter Brennstoff gelagert werden müssen (in Folge der hohen Gefährlichkeit und langen Lebensdauer), beträchtlich größer ist als das ursprüngliche Volumen des abgebrannten Brennstoffs, auch wenn es verkapselt wäre. Darüber hinaus ist die Konzentration von Spaltprodukten nicht notwendigerweise ein Vorteil, weil der Inhalt des Endlagers in seiner Gesamtheit von Hitze bestimmt wird und die Abfälle verteilt werden müssen. Die größere Punkt-Quellen Wärmedichte, verursacht durch die Konzentration von Abfallprodukten, kann Probleme durch Anhebung der Wärmebelastung der Nahzone erzeugen. Zur Erfordernis für ein vergrößertes Endlagervolumen aufgrund der langfristigen integrierten Wärmebelastung sind einige Daten in Tabelle 6.3² angeführt. Obwohl ein etwas größeres Volumen für die Endlagerung abgebrannten Uranbrennstoffs erforderlich ist, verglichen mit verglasten HLW (infolge des Wachstums der thermischen Langzeitenergie der Transurane), ist sichtbar, daß die Unterschiede bei Salz (bei dem der Bergbau einfach ist) größer sind als bei Granit (bei dem der Unterschied einen ernsthaften ökonomischen Unterschied ausmachen würde).

* Anmerkung: HLW= Verfestigtes Produkt der ersten Wiederaufbereitungsstufen. Nicht zu verwechseln mit HAW (high active wastes, hochaktiver Abfall) (gemessen in Ci/m³). Einige Transurane sind auch HAW.

Darüberhinaus sind zwei Faktoren nicht in Rechnung gestellt worden. Erstens wird die Anordnung der Behälter eher durch die Kurzzeitwärmelastung bestimmt als durch die integrierte Leistung, in einem Medium wie Salz, wo Kurzzeit-Wärmelastungseffekte Probleme wie Auftrieb, Bewegung oder die Ansammlung von Wasser hervorrufen können. Aber die Kurzzeitwärmelastung von HLW ist fast genau die gleiche wie bei dem abgebrannten Brennstoff, ^{von dem} er stammt, weil die Spaltprodukte in den ersten einigen hundert Jahren absolut beherrschend sind. Zweitens muß bedacht werden, daß das extrahierte Plutonium irgendwohin kommen muß. In Deutschland wird es für frischen LWR - MOX-(Mischoxid) -Brennstoff verwandt. Aber die thermische Energie von abgebranntem MOX-Brennstoff ist beträchtlich höher als von abgebranntem Uranbrennstoff, infolge der Erzeugung von erhöhten Mengen der Transurane Americium und Curium, und infolge des größeren Anteils an übrigbleibendem Plutonium. Dies vermindert den Unterschied der Langzeitwärmelastung zwischen den beiden Optionen, z. B. HLW aus wiederaufbereitetem und zurückgeführten MOX-Brennstoff im Gegensatz zu dem abgebrannten angereicherten Uran, wenn es nicht wiederaufbereitet ist. Wie in Tabelle 6.3³ gezeigt, vermindert das den Unterschied der benötigten Endlagervolumina beträchtlich. Aber vielleicht ist das wichtigste Argument die Gewinnung von Plutonium und seine erwartete "Vernichtung", verglichen mit seiner Einlagerung als Abfall. Der vermutete Vorteil ist die Verminderung von Langzeitgefahren. Aber diese Vorteile sind oft mißdeutet und häufig übertrieben worden. Oberflächlich gesehen, reduziert Wiedererlangung von 98% des Plutoniums die Menge im HLW um einen Faktor von 50. Aber eine solche

Berechnung ignoriert das Curium und Americium, die beide (im allgemeinen) zu Plutoniumisotopen zerfallen. Somit wächst mit der Zeit die Menge des Plutoniums, das aus dem Zerfall von Curium und Americium entsteht. Wenn die Quellterme genau in Rechnung gestellt werden, ist die Langzeit-Ingestionsgefahr des gesamten Abfalls (HLW + TRU) nur um einen Faktor von 20 oder 30 geringer.⁴

Aber einmal mehr wird in solchen Argumenten die Disposition des separierten Plutoniums vernachlässigt. Wenn das Plutonium auf oder nahe der Erdoberfläche als Metall, Oxid oder Flüssigkeit aufbewahrt wird, ist das Nettoinventar an Plutonium in der Welt damit durchaus nicht verringert worden.

Im Gegenteil, das Plutonium ist weit zugänglicher für und empfindlicher gegen zufällige oder vorsätzliche Freisetzung und Wiedereintritt in die Biosphäre als dann, wenn es im abgebrannten Brennstoff eingeschlossen wäre.

Wenn das Plutonium als getrennter Müll endgelagert wird, bleibt das Gesamtinventar das gleiche, und das Risiko kann größer sein als in dem Fall, daß der abgebrannte Brennstoff eingelagert worden wäre. Obwohl die Quellterme nun aufgespalten sind, haben sie den selben Umfang wie vorher.

Wenn das Plutonium als MOX-Brennstoff in LWRen zurückgeführt wird oder als SBR-Brennstoff verwendet wird, ist eine geringere Menge von spaltbarem Plutonium vorhanden. Jedoch wird dies durch die vermehrte Produktion von Transuranen ausgeglichen:

Die Produktion von Pu, Am und Cu ist stark erhöht. Insbesondere die Am- und Cu-Produktion steigt um eine Größenordnung an. Am und Cu sind in ihrer Gefährlichkeit nicht nur vergleichbar mit Pu,

sondern zerfallen auch zu Pu, so daß man Gefähr^{dinge}Indices (wie ungenau sie auch sein mögen) benötigt, um einen annehmbaren Vergleich anstellen zu können. Wichtig ist, im Fall der Pu-Rückführung, daß der genaue Vergleich zwischen der Summe aus HLW und TRU aus den MOX-Elementen (die Rückführungsoption) und dem ursprünglichen, nichtaufbereiteten, abgebrannten Brennstoff^{aus} durchgeführt wird.

Dieser letzte Punkt, der so oft von Verfechtern der Wiederaufbereitung des Abfalls übersehen wird, ist ein entscheidender Punkt.

^{6.3.} Tabelle 4 und ^{6.3.} Abbildung 2 zeigen, auf verschiedene Arten, zwei verschiedene Berechnungen der vergleichbaren Gefahren durch HLW aus MOX und dem ursprünglichen abgebrannten U-Brennstoff. Ob mit Quellterm oder Nettogefährlichkeit gemessen, ist sichtbar, daß der letztendliche Netto-Effekt von Wiederaufbereitung und Rückführung der ist, daß die Langzeitgefährlichkeit um erheblich weniger als eine Größenordnung verringert wird. Darüberhinaus zieht diese Analyse weder die Mengen von Pu in Betracht, die als ein Ergebnis von Wiederaufbereitung und Brennstoffherstellung im LAW mit weniger sicheren Methoden endgelagert werden werden, noch die Probleme, sichere Abfallformen für TRU zu erhalten. Bei Berücksichtigung der tatsächlichen Wahrscheinlichkeiten ^{und Ausbreitungswege} kann dieser Anteil (von der Größenordnung einiger Prozent des gesamten Pu) der wichtigste sein, wegen seiner relativ hohen Zugänglichkeit zur Biosphäre. Selbstverständlich ist dieser Anteil genau Null, wenn der abgebrannte Brennstoff gelagert wird und nicht wiederaufbereitet.

Aus diesen Gründen sind Gutachter in den Vereinigten Staaten, sowohl auf Regierung^{weite} als auch Unabhängige, die in keiner Weise als Gegner oder Kritiker der Atomenergienutzung bezeichnet werden können, wiederholt zu dem Schluß gekommen, daß:

" Die Entscheidung, Kernbrennstoffe wiederaufzubereiten, nicht wesentlich von Überlegungen der Abfallbehandlung abhängen (sollte), sondern von rohstoffpolitischen und ökonomischen Anreizen und Sicherungserfordernissen." ⁵

Der neue OECD/NEA Expert's report über die Behandlung von Atom-
müll kam zu genau dem gleichen Schluß. ⁶

Steigert Wiederaufbereitung die Sicherheit bei der Abfallbehandlung?

Obwohl, wie oben aufgezeigt, eine Wiederaufbereitung für die sichere Handhabung der radioaktiven Abfälle nicht notwendig ist - könnte sie die Abfallbehandlung nicht irgendwie vereinfachen oder auf andere Weise verbessern? Einige zusätzliche Faktoren kommen potentiell in Frage: Berufliche Gesundheit und Sicherheit, Freisetzung radioaktiven Material in die Umgebung, Vereinfachung des Arbeitsvorganges, Reduzierung der Möglichkeit einer größeren Freisetzung radioaktiver Stoffe an die Umgebung durch Unfall oder vorsätzliche Handlungen.

Berufliche Gesundheit und Sicherheit

Zugängliche Beweise demonstrieren ausführlich die Ernsthaftigkeit der beruflichen Gefahren, die mit der Wiederaufbereitung verbunden sind. Wie es noch keine Erfahrungen mit der kommerziellen Verfestigung von HLLW gibt, so gibt es auch keinen direkten Nachweis der damit verbundenen beruflichen Gefahren. Aus Mangel an Erfahrung^{mit} der Hand-

habung von abgebranntem Brennstoff als der letztlichen Abfallform, ist es unmöglich, einen quantitativen Vergleich mit der von der Wiederaufbereitung ausgehenden Gefahr anzustellen. Es ist jedoch die Meinung dieser Gruppe, daß die berufliche Gefährdung, die mit der Wiederaufbereitung und der späteren Behandlung der verschiedenen Abfallströme aus der Wiederaufbereitung verbunden ist, die bei der Behandlung der abgebrannten Brennstoffe ohne Wiederaufbereitung bei weitem übertrifft.

"Normale" Freisetzung von radioaktiven Material an die Umgebung

Geschichtlich gesehen hat die Freisetzung von radioaktivem Material bei Wiederaufbereitungsanlagen die Freisetzung durch einzelne Reaktoren überstiegen. Genau wie bei der beruflich bedingten Strahlenbelastung verhindert der Mangel an Erfahrung mit der Handhabung von ausgebranntem Brennstoff als Abfall einen quantitativen Vergleich. Der Gorleben-Antrag bringt überdies in mancher Hinsicht einige Neuerungen, nämlich den Vorschlag, das radioaktive Gas Kr-85 und das radioaktive Isotop von Wasserstoff, Tritium, vollständig aufzufangen und zurückzuhalten. Sollten die angegebenen Ziele der Antragstellerin erreicht werden, würde die sich ergebende Strahlenbelastung der Allgemeinheit durch diese Isotope außerordentlich gering sein. Ob die Anlage Gorleben in der Lage sein wird, die nicht registrierten Abgaben, die schon anderswo Wiederaufbereitungsanlagen, z. B. West Valley, Windscale und La Hague, zu schaffen gemacht haben, zu vermeiden oder nicht, bleibt abzuwarten.

Ein wesentlicher Fehler des Gorleben-Antrags ist jedoch, daß das radioaktive Isotop Kohlenstoff-14 im Normalbetrieb in die Umgebung abgeben würde. Normen für die ^{maximal zulässigen} Dosisraten für die Allgemeinheit sind in Deutschland vorhanden, jedoch nicht für das gesamte "dose commitment" Kohlenstoff-14 Freisetzungen werden vorausgesagt, weil, obwohl das gesamte sich ergebende dose commitment

hoch ist, die jährliche Dosisrate sich innerhalb der deutschen Vorschriften bewegt. Wir halten dies für einen ernsthaften Mangel. Die zusätzlichen Strahlendosen, die von ¹⁴C herrühren, nachdem dieses Nuklid gleichmäßig über die Erde verteilt worden ist, sind auf ~~bis zu~~ 0,07 mrem/Jahr in einer LWR-Wiederaufbereitungsanlage mit einer Kapazität entsprechend 56 GW(e) x Jahr/Jahr (ungefähr 1400 t/Jahr) veranschlagt worden.⁷ Bei einer angenommenen Weltbevölkerung von 5 Milliarden, würde dies eine Strahlenbelastung von $3,5 \times 10^5$ Mannxrem/Jahr bedeuten. Bei 2×10^{-4} Krebstoten/Mannxrem würden diese ¹⁴C-Abgaben von einer solchen Wiederaufbereitungsanlage annähernd 70 zusätzliche Todesfälle pro Jahr verursachen. Die Technologie, um ¹⁴C-Freisetzungen bei der Wiederaufbereitung zu verhindern, ist verfügbar. Das Risiko kann vermindert werden. Die ¹⁴C-Freisetzungen würden die allgemeinen dose-commitment Normen in manchen Ländern überschreiten. Ob diese zusätzlichen 70 Krebstoten (und unbekannte genetische Schäden) als schwerwiegend eingeschätzt werden, ist abhängig von der Höhe des Ehrgeizes zum Schutz der öffentlichen Gesundheit und Wohlfahrt. (vgl. Kapitel 2)

Wenn abgebrannter Brennstoff nicht wiederaufbereitet würde, würden nur viel kleinere Abgaben von Kr-85, C-14 oder Tritium vorkommen,

denn der größte Teil dieser Stoffe würde sich entweder gar nicht bilden, oder er würde im verkapselten abgebrannten Brennstoff verbleiben.

Wiederaufbereitung kompliziert die Handhabung von Abfall

Wie oben und im folgenden Abschnitt über TRU erörtert worden ist, werden durch die Wiederaufbereitung die radioaktiven Abfälle (die im relativ unlöslichen, festen abgebrannten Brennstoff vollständig enthalten gewesen waren) in verschiedene Abfallströme aufgespalten - gasförmige, flüssige, halbfeste und feste. Jeder davon erfordert eigene Behandlungsmethoden, die zum Ziel haben, sie wieder fest und relativ unlöslich zu machen - nämlich, sie in den Zustand zurückzusetzen, die der abgebrannte Brennstoff vor der Wiederaufbereitung hatte.

Vergleich des Potentials für große Freisetzungen

Bei der Wiederaufbereitung treten große Mengen radioaktiven Mülls und Kernbrennstoffs in flüssiger oder anderer Form auf, die das Potential der Verbreitung in die Umgebung unter gestörten Betriebsumständen haben, sei es durch Unfall oder durch vorsätzliche Handlung. Es gäbe keine vergleichbare Situation, wenn keine Wiederaufbereitung stattfände, und der abgebrannte Brennstoff selbst als die endgültige Abfallform behandelt würde. Man kann nicht sagen, daß nicht möglicherweise schwere Unfälle ~~in~~, zum Beispiel, großen zentralen Lagerbecken vorkommen. Solange eine umfassende Sicherheits-

analyse fehlt, ist es unmöglich, das Potential für massive Freisetzungen in die Umgebung bei beiden Möglichkeiten quantitativ zu vergleichen; aber die Meinung der Berichtsgruppe ist, daß dieses Potential für den Fall der Wiederaufbereitung beträchtlich größer ist.

Schlußfolgerung

Wiederaufbereitung und Rückführung würden auf eine gewisse Reduzierung der Transurane hinauslaufen. Hinsichtlich dieser Reduzierung folgert der neue Ford/MITRE-Report, mit wir einverstanden sind:

"Wiederaufbereitung und Rückführung liefern eine Möglichkeit, die Langzeitriskien durch Verminderung der Mengen von transuranischen Elementen in Abfällen zu reduzieren. Die Größe dieses Effekts ist jedoch nicht bedeutend." ⁸

In jeder andern Hinsicht bedeuten Wiederaufbereitung und Rückführung entweder Komplizierung der Handhabung des Abfalls oder Anstieg des Risikos. Die Verringerung des Risikos, *die* durch die teilweise Entfernung von Transuranen hervorgerufen wird, muß gegen den Anstieg anderer Risiken abgewogen werden, hauptsächlich derer durch die Wiederaufbereitung selbst. Unsere Schlußfolgerung ist, daß, nach Abwägung aller Faktoren, Wiederaufbereitung und Rückführung die gesamten Einwirkungen auf die Sicherheit und die Umwelt verstärken.

Literaturnachweis für Abschnitt 6.3

- (1) G.I. Rochlin, Plutonium, Power, and Politics (Berkeley: California Press, 1979), Kapitel 4
- (2) C. Starr und E. Zebroski, "Nuklear Power and Weapons Proliferation," (Palo Alto California: EPRI, 1977). Siehe auch BNFL-Dokument Nr. 232 für die Windscale Untersuchung.
- (3) Zum Beispiel der aktuelle Report to the President by the Interagency Review Group on Nuclear Waste Management (U.S.) (Washington, D.C.: DOE, 1978); Berichte Nr. TID-28817 und TID-28818
- (4) Report to the American Physical Society by the Study Group on Nuclear Fuel Cycles and Waste Management, Rev. Mod. Phys., 50, Nr. 1, Teil II, Jan. 1978. Auf Seite S110, für Quellterme.
- (5) APS, Seite S6. Für gleiche Schlußfolgerungen des U. S. Nuclear Regulatory Commission unmittelbar vor der Neuentscheidung Präsident Carter, die US Wiederaufbereitung zu verschieben, siehe Environmental Survey of the Reprocessing and Waste Management Portions of the LWR Fuel Cycle, Bericht Nr. NUREG-0116 (Washington D.C., US NRC, 1976).
- (6) OECD/NEA Expert's Report on Reprocessing of Spent Nuclear Fuels in OECD Countries (Paris:OECD/NEA, 1977), Seite 20
- (7) Wallace Davis, Jr., Carbon-14 Production in Nuclear Reactors, Oak Ridge National Laboratory Bericht Nr. ORNL/NUREG/TH-12
- (8) S.M. Keeney, et al, Nuclear Power Issues and Choices, Ballinger Pub. Cambridge, Massachusetts, 1977

Tabelle 6.3.1

Zusammenfassung des Anfalls an festen Abfällen aus der Wiederaufbereitung abgebrannten Brennstoffs

[m³ / Gw(e) x Jahr]

Quelle der Daten	Nichtwiederaufbereiteter abgebrannter Brennstoff	Wiederaufbereitungsabfälle ^a , konditioniert	HLW Anteil	Ges. HLW + TRU Feststoffe; konditioniert	Ges. anfallender Abfall; verpackt
ERDA 76-43 (US)	14	53	3	YZ ^e	(184) ^e
NUREG-0116 (US)	30 ^b	40	4	33 ^e	—
GESMO (US)	—	39	2	32 ^e	—
BNFL (UK)	—	17	4	16,5 ^e	—
IAEA, RFCC Study 11-15 ^c	—	40-60	4	10-40 ^e	—
DWK	16	90-120 ^d	3	70 ^{d,f,g}	1.200 ^{d,f}

Anmerkungen:

- Wiederaufbereitungsabfälle fallen nur von TP2 oder entsprechendem an.
- Inklusive der Übersichtung für Lagerung oder Endlagerung.
- 11 für DWR, 15 für SWR.
- Schließt Volumen für Bitumen, Lagerungsbehälter etc. mit ein.
- Nur Wiederaufbereitungsanteil (TP2 entsprechend)
- Für Entsorgungszentrum gesamt
- Enthält $\approx 21 \text{ m}^3 / \text{Gw(e)} \times \text{Jahr}$ HAW. Stellt wahrscheinliche Anstiege des TRU-Volumens, abhängig vom erhöhten Plutoniumanteil während des Zeitraums nach der Rückführung des Plutoniums, nicht in Rechnung.

Tabelle 6.3.2.

Vergleich der Endlagerkapazitäten in großzügiger Anordnung auf 650 m Tiefe

Mögliche Rückholbarkeits-Periode	Art des Wirtsgesteins	Abfallform	Thermische Belastung ^a (kW/Endlager-acre*)	
			Kurzzeit ^b	Langzeit ^{c,d}
5 Jahre	Salz	abgebr. Brennst.	150 (V)	60 (A)
5 Jahre	Salz	HAW (UO ₂)	150 (V)	150 (A)
25 Jahre	Salz	abg. Br.	36 (V)	60 (A)
25 Jahre	Granit	abg. Br.	100 (G)	190 (G)
—	Granit	HAW (UO ₂)	100 (G)	190 (G)

Anmerkungen:

- Bestimmender Auslegungskapazitätsfaktor: V = Verschluß; A = Aufwärtsbewegung; G = Stärke der Gesteinsmassen, die an den Raum anstoßen.
- Diese Zahlen geben die kW/tatsächliche Lagerraum-acre* an.
- Diese Zahlen geben die kW/Brutto-Endlager-acre*, einschließ-Gängen, Schächten etc. an.
- Thermische Belastungen, basierend auf 10 Jahre altem Material zur Zeit der Einlagerung; HAW oder abgebrannter Brennstoff

Quelle: Report of Task Force for Review of Nuclear Waste Management (an den Präsidenten der USA), DOE-ER-0004/D (Washington, D.C.: U.S. DOE, 1978).

* 1 acre = 4046,9 m²

Tabelle 6.3.3.

Thermische Leistung und integrierte Wärmeabgabe für verschiedene

Abfälle aus dem Betrieb von LWR

Zeit seit Entladung	Thermische Leistung (Watt/GW(e) x Jahr)*			Integrierte Wärmeabgabe (Joules x 10 ⁶ /GW(e) x Jahr)**		
	Fall A	Fall B	Fall C	Fall A	Fall b	Fall C
10	36.000	30.000	68.000	-	-	-
100	8.700	3.330	5.600	4,5	3,6	6,6
1000	1.650	100	480	13,0	4,5	9,0
10.000	420	15	17	30,0	5,4	17,0
100.000	33	3	10	66,0	6,9	30,0

Anmerkungen: * Bei einer angenommenen Entladung von 30 t pro GW(e) x Jahr

** Integrierte Wärmeangabe von 10 Jahre bis n Jahre nach Einbettung.

Quelle: Subgroup Report on Alternative Technology Strategies for the Isolation of Nuclear Waste (Nachtrag zum Bericht an den Präsidenten der USA der Interagency Review Group on Nuclear Waste Management), Bericht TID-28818 (Springfield, Va.: NTIS, 1978), Abriß.

Fall A: Abgebrannter angereicherter Uranbrennstoff, 33.000 MWd(th)/t

Fall B: HLW aus abgebrannten Brennstoff des Falles A

Fall C: HLW aus der Wiederaufbereitung von abgebrannten MOX-Brennstoff

(nicht aufgeführter abgebrannter MOX-Brennstoff hat zu allen Zeiten ungefähr die doppelte thermische Leistung wie abgebrannter angereicherter U-Brennstoff.)

Tabelle 6.3.4.

Vergleich zwischen der Plutoniumentladung während der Lebensdauer (30 Jahre) des GESMO Bezugsfalles DWR bei Einlagerung abgebrannten, angereicherten Uranbrennstoffs und Wiederaufbereitung, Rückführung und Ablagerung des resultierenden HAW aus U- und MOX-Cores.*

	Abgebr. Brennstoff nur UO ₂ (kg)	Lebensd. HAW aus MOX Brenn- stoff** (kg)	Quotient (Verbraucher U-Brenn- stoff/MOX HAW)
Quellen von Pu-239 ⁺	5277	725	7,3
Quellen von Pu-240 ⁺⁺	2081	396	5,3
(Gesamt)	(7358)	(1121)	(12,6)

Anmerkungen:

* Quelle: Letzte GESMO, und ORNL-5118, nur U cores.

** Quelle: Letzte GESMO, und ORNL-5118; eingebaute Selbst-rückführung, Verzeichnis von Abb. IV-C-26.

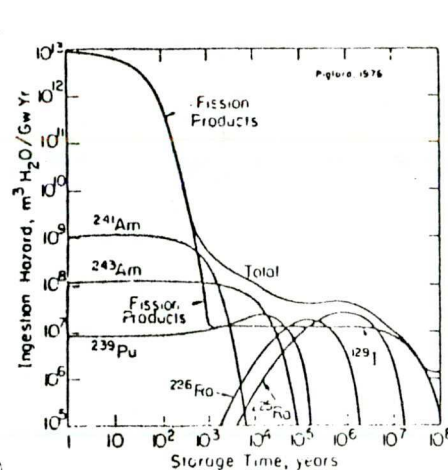
+ Pu-239 + Am-243

++ Pu-240 + Cu-244

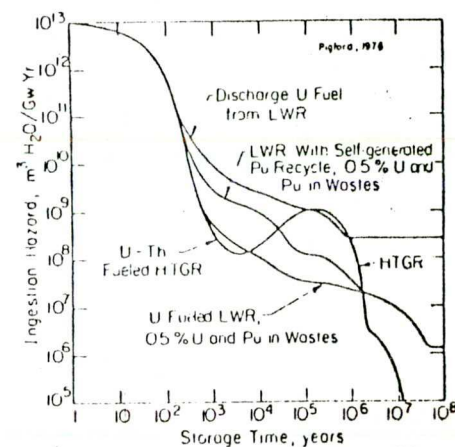
* Bericht ORNL-5118 ist das Quellterm-Dokument für die letzte GESMO.

6.3.
Abbildung V2Ingestionsgefahren für HAW aus verschiedenen Kernbrennstoff-
Zyklen

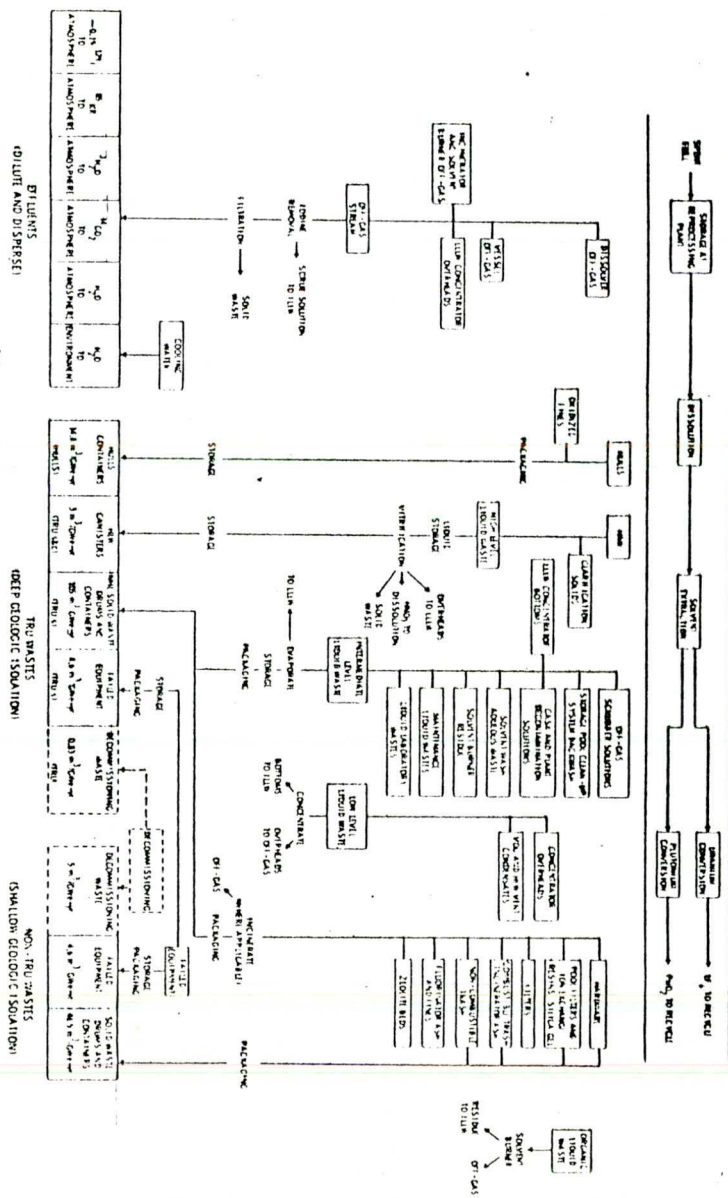
[Quelle: APS Report (bez. 1)]



Hauptsächliche Beiträge zum Index der Ingestionsgefahr bei HLW aus der Wiederaufbereitung eines uranbetriebenen LWR als Funktion der Zeit.



Index der Ingestionsgefahr durch HLW aus LWR, mit und ohne Wiederaufbereitung, und aus HTGR (LWR = Leichtwasserreaktor, HTGR = Hoch-Temperatur Gas-gekühlter Reaktor)



Ursprung, Behandlung und Disposition radioaktiver Abfälle aus einer Wiederaufbereitungsanlage (Bedingung III)

Abbildung V1

Quelle: U.S. ERDA, Report ERDA-76-43, Alternatives for Managing Wastes from Reactors and Post-Fission Operations in the LWR Fuel Cycle (Washington D.C., ERDA, 1976)

6.4 Transuran-Abfall (TRU-Abfall)

6.4.1 Zusammenfassung

Wenn verbrauchter Brennstoff wiederaufgearbeitet werden sollte, wäre die Menge alpha-strahlender Elemente im mit Transuranen verseuchten Müll*, der durch die Wiederaufarbeitung und die Herstellung von Mischoxid-Brennstoff entstehen würde, genau so groß wie die in den verfestigten hochradioaktiven flüssigen Abfällen aus der Wiederaufarbeitung. Dieser Transuran-Müll muß von der Biosphäre genauso lange und mit den gleichen Sicherheitsvorkehrungen wie der verglaste hochaktive Müll ferngehalten werden.

In *seriellen und ausgedehnten* krassem Gegensatz zu den Bemühungen, Prozesse zur Verfestigung des hochaktiven flüssigen Wiederaufarbeitungsmülls zu entwickeln, wurde sehr wenig getan, um angemessen niedrige Auslaugraten und hochstabile Formen für den Transuranmüll zu sichern. Der Transuranmüll umfaßt Brennstabhüllen, feste Stoffe aus der Wiederaufarbeitung und Brennstoffherstellung und Rückstände von mit TRU verseuchten Prozeßflüssigkeiten. Einiges von diesem TRU-Müll wird formal dem hochaktiven Abfall zugerechnet. Der Umfang dieses TRU-Mülls würde mehrere tausendmal größer sein als der des hochaktiven flüssigen Abfalls in Glasblöcken. Tatsächlich würde die Menge um ein vielfaches größer sein als die des verbrauchten Brennstoffs, aus dem der Müll entsteht. In den meisten Fällen wird zur Zeit die Verglasung oder andere Methoden, diesen TRU-Müll einzuschließen, für unmöglich gehalten. Die Vorschläge zur

*manchmal "alpha-enthaltender Müll" oder "Alpha-Müll" genannt

Einschließung beinhalten auch eine mit Beton oder Bitumen gefüllte Stahlummantelung. Die langfristige Haltbarkeit dieser Methoden wurde nie angemessen untersucht oder im Modell erprobt.

Es gibt also fast keine Forschungs- und Entwicklungsarbeit über Lagerformen von TRU-Abfällen, obgleich sehr wohl bekannt ist, daß sie tatsächlich langfristig ebenso stabil sein müssen wie die für den verfestigten hochaktiven Abfall. Ihre Langzeithaltbarkeit und Widerstandsfähigkeit gegen die Einwirkung von Salz und/oder Wasser sind unbekannt. Die Wechselwirkungen zwischen Abfall und dem einschließenden Medium sowie dem Behälter sind nicht in Erfahrung gebracht. Von daher und unabhängig vom Stand der Verglasung hochaktiver Abfallprodukte müssen die von der DWK vorgeschlagenen Aspekte der Abfallhandhabung und -Lagerung als unvollständig und unerprobt angesehen werden.

Diskussion

Die Kategorien HAW, MAW und LAW (hochaktiver, mittelaktiver und leichtaktiver Abfall) beziehen sich auf die Aktivität pro Volumeneinheit (oder Masse) verschiedener Abfallströme und bestimmen weder ihre Herkunft noch ihre charakteristische Strahlung. Andererseits wird HLW auch als HAW-Rückstand der ersten Stufe der chemischen Abtrennung in einer Wiederaufarbeitungsanlage bezeichnet. Die Kategorie TRU wird gewöhnlich so definiert, daß sie alle Abfälle umfaßt, die mit Alpha-Strahlern über eine gewisse Aktivitätsgrenze hinaus (die oft mit 10nCi/gm angenommen wird) kontaminiert ist.

HLW und TRU-Abfälle entstehen bei der Brennstoffstrahlung in einem Kernreaktor oder bei der Wiederaufarbeitung und Brennstoffherstellung. Wenn Uran dem intensiven Neutronenstrom des Kerns ausgesetzt ist, läßt die Uranspaltung zur Freisetzung von Energie einen Rückstand leichterer Elemente zurück, die meistens radioaktiv sind.

Ein zweiter wichtiger Prozeß ist der Einfang von Neutronen durch das Uran. Z.B. entsteht Pu-239, indem U-238 Neutronen einfängt. Diese schwereren Isotope (Transurane) zerfallen entweder wieder oder verbleiben im Brennstoffelement oder fangen ein anderes Neutron ein und spalten oder verwandeln sich ihrerseits wieder. Diese komplexe Serie von Zerfällen und Umwandlungen schafft schließlich eine Reihe schwerer Elemente, je nach Reaktortyp und spezifischen Betriebsbedingungen.

Die Prozesse, die im Uran-Plutonium-(Mischoxid)Brennstoff ablaufen, sind ähnlich, obwohl die anfänglich andere Zusammensetzung eine ganz andere Reihe von Endprodukten, besonders im Hinblick auf die Mischung schwerer Elemente zum Ergebnis hat.

Meistens zerfallen die Rückstände aus leichteren Elementen (Spaltprodukte) durch Beta-Gamma-Strahlung. Mit einigen bemerkenswerten Ausnahmen (I-129, Tc-99, Cs-135) haben Spaltprodukte Halbwertszeiten radioaktiven Zerfalls von einigen Jahrzehnten oder weniger. Ihre Radioaktivität nimmt innerhalb einiger hundert Jahre nach ihrer Produktion ungefähr bis zu der der langlebigen Alpha-strahlenden schwereren Elemente im Brennstoff ab (Abb. 2, Abschnitt 6.3).

Die schwereren Elemente, die durch Umwandlungen und Zerfallsprozesse entstehen, sind gewöhnlich Alpha-Strahler. Sie schließen die Transurane Plutonium, Americium und Curium mit ein sowie ihre Tochternuklide - am bedeutendsten sind Neptunium und Radium. Die Spanne der Halbwertszeiten für Alpha-Strahler ist ungefähr die gleiche wie für Beta-Gamma-Strahler. Jedoch haben viele Alpha-Strahler ziemlich lange Halbwertszeiten zwischen ein paar tausend bis zu vielen zehntausenden von Jahren. Da die Zerfallskette von einem schweren Element zum anderen fortschreitet, häufen sich die langlebigen Produkte tendenziell an.

Diese langfristige Ansammlung von Alpha-strahlenden Tochternukliden ist sehr wichtig, weil sie die Hauptträger des Gefahrenpotentials in vielerlei Hinsicht sind. Von besonderem Interesse sind die Ketten, die entweder bei Pu-239 oder bei Pu-240 enden, denn diese Isotope sind bei der Lagerung der Hauptanteil am Plutonium im verbrauchten Brennstoff. Wichtig ist auch die Ansammlung von Np-237 und Ra-226, denn unter bestimmten Bedingungen stellen diese Isotope die Hauptgefahr für Zehntausende von Jahren nach ihrer Ablagerung dar.

Nicht aufgearbeiteter verbrauchter Brennstoff enthält alle die Spaltprodukte und schweren Alpha-strahlenden Elemente, die während des Reaktorbetriebs produziert werden. Daher gibt es keine Abfallströme, die Transurane enthalten, oder HAW-Abfall außer dem verbrauchten Brennstoff selbst, wenn verbrauchter Brennstoff nicht wiederaufgearbeitet wird (hierbei wurde Abfall beim Uranbergbau und bei der Urangewinnung nicht berücksichtigt).

Durch die Wiederaufarbeitung des verbrauchten Brennstoffs werden diese Produkte aus ihrer Umhüllung in den Brennstäben freigesetzt und auf verschiedene Abfallströme verteilt.

Diese Ströme umfassen:

- (a) das verglaste HLW-Produkt aus der ersten Stufe der chemischen Abtrennung, das fast alle Spaltprodukte und ungefähr 0,5% des Plutonium und Urans im verbrauchten Brennstoff umfaßt. Die DWK nennt die Zahl von 0,5%, die wir für Analysezwecke hier akzeptieren, obwohl sie bei der begrenzten Anzahl von umfassenden Experimenten mit der Wiederaufarbeitung von stark abgebrannten Oxid-Brennstoffen ^{selten} verrichtet wurde.
- (b) Die Rückstände von zerschnittenen und ausgelaugten Brennstoffhüllen, die Spuren von ungelöstem Brennstoff enthalten. Diese werden als HAW klassifiziert, und sollen laut DWK ungefähr so viel Rest-Uran und Plutonium wie der HLW-Strom enthalten. Sie sollten jedoch als TRU klassifiziert werden.
- (c) Andere HAW-Feststoffe, in erster Linie Schlamm aus der Zentrifuge und anderen Prozeßschritten in der Wiederaufarbeitung. Diese sind auch TRU und HAW.
- (d) Brennbare und nicht-brennbare TRU-Feststoffe aus der Umwandlung von Plutoniumnitraten in Oxide und aus der Mischoxid-Brennstoffherstellung, klassifiziert als MAW.
- (e) Flüssiger mit TRU verseuchter MAW aus der Wiederaufarbeitung und Plutoniumhandhabung, der konzentriert, verdampft und in Bitumen festgehalten werden soll.
- (f) Andere mittelaktive und leichtaktive Abfallströme, die nicht mit TRU kontaminiert sind und anderenorts in diesem Bericht diskutiert werden.

Einige Verwirrung ist durch die DWK-Diskussion der Lagerung von hochaktivem Müll durch Verfestigung und Verglasung geschaffen worden, da nur der HLW-Anteil des hochaktiven Mülls so behandelt werden soll. Der TRU-Anteil des HAW jedoch ist nicht genau so wie der mittel- und leichtaktive TRU-Abfall Gegenstand der gleichen Prüfung, Forschung, Entwicklung und Untersuchung zur Sicherstellung kompakter, verlässlicher, auslaugresistenter und transportabler Abfallformen gewesen.

Wegen des Gehalts an langlebigen schweren alpha-strahlenden Elementen kümmerte man sich sehr darum, daß die Abfallform und -Lagerung der langen Zeit angemessen ist (gewöhnlich angenommen mit einigen hundert oder tausend Jahren), da diese Isotope bis auf einen relativ harmlosen Strahlenpegel abklingen müssen. Jedoch wurde die meiste Aufmerksamkeit auf die Verglasung von HLW konzentriert und das Problem des TRU-Abfalls, dessen Gehalt an schweren Elementen vergleichbar ist, wurde vernachlässigt.

Ohne hier in die Debatte einzutreten darüber, welche Modelle benutzt werden sollten, um einen biologisch sinnvollen Index zur Abschätzung des potentiellen lebensbedrohlichen Risikos zu bestimmen und anzuwenden, legen wir die folgende Beziehung fest zwischen den "mass source terms" (Massen-Quell-Terms oder auch kurz "Ausgangsmengen", Anm. d. Übers.) (Die "mass source terms" in kg eines gegebenen Isotops, das im Abfall aus der Wiederaufarbeitung von verbrauchtem Brennstoff aus einem Jahr Reaktorbetrieb enthalten ist, ist äquivalent dem Massenanteil, der in den verschiedenen Abfallströmen aus dem Betrieb des Wiederaufarbeitungs- und Brennstoffherstellungs-Zentrums enthalten ist).

Für angereicherten Uranbrennstoff:

- (a) Die Massenquellen von Pu-239 (Am-243 und Pu-239) in TRU-Abfallströmen sind ungefähr gleich denen in dem HLW-Produkt.
- (b) Die Massenquellen von Pu-240 (Cm-244 und Pu-240) in TRU-Abfallströmen sind ungefähr gleich denen im HLW-Produkt.
- (c) Die Massenquellen von Ra-226 (Cm-242, Pu-238, U-234) im TRU-Abfallstrom sind größer als die im HLW-Produkt.
- (d) Die Massenquellen von Np-237 (Pu-241 und Am-241) im TRU-Abfallstrom ist ungefähr 10% der im HLW-Produkt, wenn man ungefähr 3 Jahre Abkühlung vor der Wiederaufarbeitung annimmt.

Für Minioxidbrennstoffe steigen die Quellterme für HLW wegen des Produktionsanstiegs von Transuranen weit mehr an als die für TRU. Jedenfalls steigt der absolute Umfang der Quellterme in den HLW- und TRU-Strömen an. Insbesondere erhöhen sich die Pu-239- und Pu-240-Quellterme im HLW um eine Größenordnung, die für TRU-Abfall ungefähr um den Faktor zwei.

Die Erfordernisse, die an die Abfallagerung von TRU gestellt werden müssen, können deshalb nicht als weniger wichtig angesehen werden als die, die an HLW-Feststoffe gestellt werden. Wie jedoch nicht nur in der DWK-Information, sondern in verschiedenen Berichten aus anderen Ländern und internationalen Organisationen (siehe Anhang) klar wird, gibt es keine Garantie dafür, daß die TRU-Abfallagerung genau so widerstandsfähig gegenüber Auslaugung und anderen chemischen Reaktionen ist oder sein kann wie die Verglasung von HLW.

Vieles von der Diskussion über die Verglasung von HLW konzentrierte sich auf die Periode einiger hundert Jahre nach der Lagerung, wenn die Aktivität der Spaltprodukte beim Abfallrisiko vorherrscht.

Jedoch ist es weder von der DWK noch von anderen Quellen eine Zusicherung, die garantieren könnte, daß die Auslaugung von alpha-aktiven schweren Isotopen aus dem TRU-Abfall bei Wassereintritt kleiner ist als die Auslaugung der Spaltprodukte aus Glas.

Für die Periode größer als ein paar hundert Jahre wird das Gefahrenpotential von HLW- und TRU-Abfall von den schweren Alpha-Strahlern bestimmt. Es gibt Zweifel über die Haltbarkeit und den Auslaugwiderstand des Glases mangels überzeugender Daten. Noch weniger Daten gibt es über bitumierten und in Beton eingeschlossenen TRU-Abfall. Weiterhin berichten im Fall von Plutonium einige Sachverständige über die Möglichkeit, daß die Bildung von organischen Komplexen seine Beweglichkeit in Wasser durch die Abnahme des Rückhaltefaktors durch Ionenaustausch stark erhöht. Die Wahrscheinlichkeit für die Bildung solcher Komplexe ist fast vollständig unbekannt, aber sie ist natürlich größer für organischen TRU-Abfall, der Plutonium enthält als für Glasblöcke.

Wir haben uns in diesem Bericht auch mit möglichen Umwelt-, Gesundheits- und Sicherheitsmaßnahmen beschäftigt, wenn sich der Salzstock in Gorleben als ungeeignet herausstellt, nachdem die Anlage gebaut ist. Der Abtransport der HLW-Blöcke zu einer entfernten Lagerstätte, so riskant der Transport solchen aktiven Materials auch ist, bezieht sich nur auf relativ kleine Volumina verglichen mit denen des TRU-Abfalls. Laut DWK-Schätzungen ist der Gesamtumfang des zu transportierenden TRU-Abfalls mehrere

hundert mal so groß wie der des Glases. Nach unserer groben Schätzung, wenn wir DWK-Daten benutzen, wird die Anlage bei einem Durchsatz von ca. 800 m³ verbrauchten Brennstoffs ungefähr 136 m³ Glasblöcke, ungefähr 880 m³ mit Transuranen kontaminierten HAW und einige tausend m³ verschiedener TRU-kontaminierten MAW produzieren.

Durch den hohen Grundwasserspiegel und seine relativ hohe Fließgeschwindigkeit in der Umgebung von Gorleben wird es nicht einmal möglich sein, TRU-verseuchten LAW in dem flachen Land unterirdisch zu lagern. Wenn sich demgemäß der Salzstock als untauglich erweist, wäre es notwendig, viele tausende m³ mit TRU verseuchten LAW zur Lagerung fortzuschaffen. Das bedeutet einige Transporte pro Tag von der Anlage zur entfernten unterirdischen Lagerstätte.

6.4.2 Folgerungen

Das Übermaß an Aufmerksamkeit und Detail, das der Verglasung von HLW und den Kriterien und Erfordernissen für das sich ergebende Produkt gewidmet wurde, hat zu einer ernststen Vernachlässigung der Entwicklung ähnlicher Kriterien und Erfordernisse für den TRU-Abfall geführt. Von diesem Standpunkt aus kann das DWK-Konzept zur Abfallagerung nicht einmal als gut entwickelt bezeichnet werden, geschweige denn als begründet. Bevor diese Kriterien nicht festgesetzt und erprobt sind, kann keine Einschätzung der langfristigen Sicherheit der Abfallagerungsmöglichkeiten vorgenommen werden, und erst recht zur Zeit keine Lagerung vorgenommen werden.

Gorleben 1979

ANHANG ZU 6.4.

Plutonium Throughput, Waste Arisings and Actinide Source Terms in HLW and TRU Wastes from Fuel Cycle Center Operation, Including Equilibrium Recycle of Plutonium (Plutoniumdurchsatz, Abfallentstehung und Ausgangsmengen von Aktiniden in HLW und TRU Abfällen beim Betrieb des Entsorgungszentrums, Plutoniumrückführung im Gleichgewichtszustand).

Einleitung

Wie in der Zusammenfassung des 6. Abschnittes dieses Berichtes dargelegt wurde, bringt die Wiederaufarbeitung für die Handhabung der Abfälle keinen merklichen Vorteil. Im Gegenteil, durch die Wiederaufbereitung von verbrauchten Brennstoffen werden potentiell gefährliche radioaktive Stoffe aus der verhältnismäßig stabilen und sicheren Umgebung des verbrauchten Brennstoffs entfernt und auf verschiedene Abfallströme verteilt. Wenn alle Ausgangsmengen im Abfall zusammengefaßt werden, muß die Verwendung des abgetrennten Plutoniums in Betracht gezogen werden. Um ein immer wieder gemachtes Argument zusammenzufassen, ist zu sagen, daß sich die Menge von langlebigen Alphastrahlern, die in geologischen Endlagerstätten gelagert werden soll, um sie für tausende oder zehntausende von Jahren von der Biosphäre zu isolieren, nur um den Faktor fünf bis sieben reduziert, wenn Plutonium wiederaufbereitet und rückgewonnen wird (und überhaupt nicht, wenn das Plutonium endgelagert und nicht rückgeführt wird). Im Austausch zu diesem geringen, wenn auch meßbaren Nutzen, könnte die Anwesenheit großer Mengen von Plutonium in verschiedenen transuran- und schwachaktiven Abfallströmen, deren Unversehrtheit und Widerstandsfähigkeit weit geringer sein dürfte als die von verglasten Abfällen, die Zugangsmöglichkeiten derartig langlebiger Materialien zur Biosphäre erhöhen. Darüber hinaus steigert die erforderliche aufwendige Handhabung und Aufbereitung von plutoniumenthaltendem

Gorleben 1979

Material in großen Mengen fast sicher das Risiko, daß ein Teil davon durch Fehler oder Unfälle an der Oberfläche freigesetzt wird. Obwohl diese Risiken nicht leicht erfaßbar oder meßbar gemacht werden können, kommen wir zu der Schlußfolgerung, daß es keinen Grund dafür gibt anzunehmen, daß die Langzeitriskiken, die eine Folge der Produktion von radioaktiven Abfällen während des Reaktorbetriebes sind, in irgendeiner Weise durch die Wiederaufarbeitung von nuklearem Brennstoff reduziert werden. Bis zu einem gewissen Grad basieren diese Schlußfolgerungen auf ausführlichen Untersuchungen über die unterschiedlichen Mengen von radioaktivem Material, sowohl in verbrauchtem Brennstoff als auch in verschiedenen Abfallströmen, die produziert werden würden, wenn abgebrannte Brennstäbe wiederaufgearbeitet werden würden. Trotzdem sind wir nicht imstande, den von der DWK der GIR zur Verfügung gestellten Unterlagen völlig zu trauen. Nicht nur, daß die Unterlagen in mehrfacher Hinsicht unvollständig sind; ungeachtet der Überprüfung durch Kommissionen wie RSK und SSK enthalten sie mehrere Unterlassungs- und Vernachlässigungsfehler, die sie besonders irreführend machen.

Zum Beispiel versicherte die DWK wiederholt, daß der angestrebte Plutoniumdurchsatz der Anlage etwa 14 Mg/Jahr sei.

Dieser Wert gilt jedoch nur bei der Wiederaufarbeitung von abgebrannten Brennelementen aus angereichertem Uran. Da man uns wiederholt darauf hingewiesen hat, daß in der BRD beabsichtigt ist, das Plutonium in LWR wiederzuverwenden, um jedenfalls die Ansammlung großer Plutonium-Inventare, die gegen Unfälle, Diebstahl, Sabotage oder andere Aktivitäten zu sichern sind, zu vermeiden, wäre es angemessener, wenn DWK dies berücksichtigen würde. Bei Rückführung von Plutonium als frischer LWR-Brennstoff wird das abgebrannte MOX bedeutend mehr Restplutonium als 1 % (der Wert für abgebrannte Brennelemente aus angereichertem Uran) enthalten. In der Analyse der DWK wird dies bei der Diskussion von Abfallfragen nicht gebührend berücksichtigt.

Gorleben 1979

Überdies werden nur die anteiligen Verluste von Plutonium in die verschiedenen Abfallströme veranschlagt, hingegen die Produktion von Americium und Curium, sowie Plutonium, in abgebrannten Mischoxidbrennstäben nicht in Betracht gezogen. Dadurch versucht die DWK die Tatsache herunterzuspielen, daß die Wiedergewinnung von Plutonium viele der angeblichen Vorteile in der Handhabung von Abfällen, die die Wiederaufarbeitung mit sich bringen soll, letztlich aufhebt.

Das Ziel dieses Abschnittes ist es, einige der absichtlich oder unabsichtlich gemachten irreführenden Behauptungen der Befürworter, die Ansicht, daß die Wiederaufarbeitung von Brennstoffen langfristig einen Nutzen für die Handhabung von Abfällen erbringt, richtigzustellen. Dabei versuchen wir nicht, die relative Stabilität von abgebrannten Brennstoffen im Vergleich zu verglasten Abfällen zu untersuchen. Auf dieses Problem wird in Abschnitt 7 dieses Berichtes näher eingegangen. Vielmehr bestimmen wir hier so genau wie möglich die effektiven Ausgangsmengen gefährlicher langlebiger Alphastrahler in den verschiedensten Abfallströmen, sowohl für die Variante Wiederaufarbeitung-mit-Rückführung als auch für die ohne Wiederaufarbeitung.

Data Base (Grundlagen)

Weder von der DWK noch von anderen Quellen in der BRD haben wir ausreichend genaue Unterlagen bezüglich der Parameter der durch Gorleben entsorgten Reaktoren, oder bezüglich der Anlage selbst erhalten, um völlig eigenständige Berechnungen anstellen zu können. Unter der Voraussetzung begrenzter Zeit und eines begrenzten Budgets, die uns für eine Untersuchung zur Verfügung standen, war es uns genausowenig möglich, unabhängige Berechnungen der Isotopenvernichtung in Reaktoren mit den gegebenen Parametern durchzuführen, nicht einmal bei Benützung des bekannten und gut

Gorleben 1979

verstandenen (allerdings beschränkten) ORIGN-Code. Demgemäß wurde folgender Ansatz gewählt:

- die angenommenen Verluste der verschiedenen Produkte in die Abfallströme in den relevanten Teilen der Anlage in Gorleben wurden aus dem, von der DWK veröffentlichten Bericht über das in der Bundesrepublik Deutschland geplante Entsorgungszentrum für ausgediente Brennelemente aus Kernkraftwerken entnommen (in Zukunft als "graues Buch" bezeichnet); insbesondere die Daten der Tabellen 3 - 8 bis einschließlich 3 - 12;
- In Übereinstimmung mit Gesprächen zwischen Mitgliedern der Gruppe 6 der GIR und Repräsentanten der DWK und des TÜV haben wir angenommen, daß ausgediente Brennelemente eine durchschnittliche Lagerzeit beim Reaktor von drei Jahren aufweisen werden, bevor sie wiederaufbereitet werden; und daß Plutonium eine durchschnittliche Lagerzeit von zwei Jahren haben wird, bevor es in Mischoxidbrennstäben wiederverarbeitet wird;
- In Übereinstimmung mit Gesprächen mit Repräsentanten der DWK und anderen Sachverständigen in der Bundesrepublik Deutschland haben wir angenommen, daß nahezu alles abgetrennte Plutonium zur Wiedergewinnung zu Leichtwasserreaktoren geschickt wird und nicht für eine zukünftige Verwendung gelagert wird;
- Da über den Anteil der Aktiniden in den Abfallströmen für uns keine Unterlagen der Bundesrepublik Deutschland zur Verfügung standen, wurden gewöhnlich an deren Stelle die zuverlässigsten US-Daten über die Rückführung von Mischoxidelementen benutzt;
- Obgleich für die Bundesrepublik Deutschland die Voraussetzung einer Kombination von Siedewasserreaktoren (SWR) und Druckwasserreaktoren (DWR) zu machen wäre, haben wir unsere Berechnungen dahingehend vereinfacht, daß wir nur einen einzigen Modell-Reaktor betrachtet haben - einen US Druckwasserreakortyp, ähnlich der Anlage bei Diablo Canyon;

Gorleben 1

- Weil die Daten aus diesen Quellen darauf hindeuten, daß bei diesem Druckwasserreaktor die Nettoproduktion von Plutonium und anderen Transuranen pro GW(e) - a etwas geringer ist, als die bei entsprechenden Siedewasserreaktoren, sind wir der Ansicht, daß diese Annahme im Hinblick auf die Inhalte der Abfallströme und den Plutoniumdurchsatz in einem geringen Maß "konservativ" ist.
- In dieser Hinsicht ist für den vorliegenden Bericht nur wenig relevant, daß die US GESMO den Siedewasserreaktor als konservativer betrachtet, da dessen Inventar im Reaktorkern grober ist.

Source Terms for LWR Fueling (Ausgangsmengenⁱⁿ LWR-Brennstoff)

Die Unterlagen, mit denen die DWK und andere Institutionen in der Bundesrepublik Deutschland ihre Kalkulationen erstellt haben, waren für uns nicht zugänglich. Dementsprechend haben wir die vollständig verfügbaren Unterlagen der US herangezogen; jene vom ORNL-5118 Bericht (Entwurf), Model Plutonium Recycle Reactor for Environmental Analysis of Mixed Oxide Fuel Cycle; von J. W. Wachter. Dies waren Unterlagen zur Erstellung der Tabellen des US Generic Environmental Impact Statement on the Use of Mixed Oxide Fuels in Light Water Reactors (GESMO). Dies hat einige Vorteile gegenüber dem Gebrauch von konventionellen ORIGIN Code-Berechnungen, die früher aus Oak Ridge verfügbar waren, da einige Produktionsraten von Isotopen modifiziert und bestimmte bekannte Mängel eindeutig identifiziert wurden. Der vollständige ORNL-5118 Bericht ist diesem Abschnitt beigelegt; dieses wurde für einfacher erachtet als eine Wiederholung der Diskussion des Berichtes in seiner vollen Länge oder eine direkte Reproduktion von umfassendem Tabellenmaterial.

ORNL-5118 kalkuliert die Ausgangsmenge von Aktiniden sowohl für Siedewasser- als auch Druckwasserreaktoren bei einer Vielzahl von unterschiedlichen Brennstoffversorgungsstrategien, beginnend bei angereicherten Uranbrennstoffen bis hin zur Rückführung von Plutonium im Gleichgewicht. Um die langwierige Praxis, sowohl für Siedewasser-

Gorleben 1979

als auch für Druckwasserreaktoren Berechnungen über die Quell-Terme anzustellen oder zu versuchen, einen Durchschnitt zu konstruieren, der auf der erwarteten Verteilung beider Leichtwasserreaktortypen basiert zu vermeiden, wurde durchwegs nur mit Druckwasserreaktoren gerechnet. Dies wurde im Geiste der "Konservativität" getan, im Hinblick auf die Aktiniden in den Abfällen. Wie aus dem Vergleich von ORNL-5118 Unterlagen für Siedewasserreaktoren auf S. 51 und für Druckwasserreaktoren auf S. 52 ersichtlich ist, sind, für den Fall der Plutoniumwiedergewinnung, die Mengen von Plutonium, Americium und Curium je GW(e)-a in ausgedienten Druckwasserreaktorbrennstäben um 10 - 15 % geringer als in ausgedienten Siedewasserreaktorbrennstäben; im Falle angereicherter Uranbrennelemente, die (für unsere Analyse) von geringem Interesse sind, sind die Mengen etwa gleich. Die verwendeten Annahmen der Reaktorauslegung für den Druckwasserreaktor, passen indessen gut zu den für Gorleben verwendeten Spezifikationen. Die DWK nimmt an, daß aus ausgedienten Brennelementen, von den angenommenen 50 Reaktoren, 1400 Mg von "schwerem Metall" (z.B.: Uran, Plutonium und andere wesentliche Bestandteile von Brennelementen, ausgenommen die Brennelementhüllen und andere "hardware") pro Jahr produziert werden. Der ORNL-5118 enthält für Druckwasserreaktoren folgende Spezifikationen:

Nettoelektrizitätsleistung:	1000 Mw (e)
Wärmeleistung	3077 Mw (th)
Durchschnittliche spez. Leistung	37,5 Mw (th) Mg von schwerem Metall
Durchschnittlicher Abbrand	33,000 Mw (th) Mg von schwerem Metall
Brennstoffintervall	1 Jahr
Auslastungsfaktor	80 Prozent
Abgabe von ausgedienten Brennelementen	27,3 Mg schweres Metall/Jahr (Uranverbrennung)

Richtiger als die Bemühung, die Definition der in Gorleben geplanten Anlage so auszudehnen, daß möglichst viele dieser Reaktoren entsorgt werden können, unsere Annahmen auf die jährliche Wiederverarbeitung ausgedienter Brennelemente von genau 50 solcher "Modellreaktoren" zu beschränken. Dies ergibt einen jährlichen Eingang von etwa 1365 Mg Schwermetall, was nahe an den angenommenen 1400 Mg in der ge-

planten Anlage ist. Mit der Zunahme des Plutoniumgehalts in den Plutonium-Uran Mischoxid-Wiederbeladungen, verringert sich die Abgabe ausgedienter Brennelemente auf 26,8 Mg/Jahr. Dieser Effekt ist aber gering und es ist unwahrscheinlich (infolge des zunehmenden Gehalts an Aktiniden und Plutonium), daß eine Steigerung der Zahl der im Normalbetrieb entsorgten Reaktoren versucht werden würde. Die Daten der Tabelle 1 dieses Abschnittes geben einige Resultate von ORNL-5118 für den angenommenen Modell - Druckwasserreaktor wieder. Belastungstyp "U" gilt nur für angereicherte Uranbrennelemente. Belastungstyp "E" gilt für Plutoniumrückführung im Gleichgewicht. Die Typen "A" bis "D" sind dazwischenliegende Formen von Plutoniumverbrauch vor der Verwirklichung der vollständigen Plutoniumwiedergewinnung. Zur Erlangung der vollständigen Definition dieser Brennstoffladungen siehe ORNL -5118.

Equilibrium Plutonium Cycle (Plutoniumrückführung im Gleichgewicht)

Es ist unmöglich, aus einem Brennstoffzyklus, der nur Leichtwasserreaktoren umfasst, ausreichend Plutonium zu gewinnen, um den Bedarf an angereichertem Uran für Brennelemente völlig zu beseitigen. Trotzdem gibt es verschiedene Alternativen, die eine maximale Verwertung des Plutoniums gewährleisten. Dabei wird gewöhnlich ein Gleichgewichtszustand der Rückführung von Plutonium vorausgesetzt. Dabei wird das Plutonium eines gegebenen Reaktors immer wieder rückgeführt, bis eine Gleichgewichtssituation (Typ "E") erreicht wird. An diesem Punkt sind die Menge und die Isotopenzusammensetzung des Plutoniums in neuen Mischoxidbrennelementen in abgebrannten Brennelementen (abgesehen von den Verlusten bei der Aufarbeitung und Brennelementherstellung) dieselben. Dabei ist es zu bemerken, daß eine derartige Situation in der Praxis bei einer wachsenden Zahl von Reaktoren nicht ohne weiteres zu verwirklichen ist, da schon die Annäherung an das Gleichgewicht ein Jahrzehnt in Anspruch nehmen würde, wenn jeder einzelne Reaktor nur seine eigenen Brennelemente wiederaufarbeiten und rückführen ließe. Diese Notwendigkeit muß berücksichtigt werden bei der Kalkulation möglichen Mischoxid - Beladungen, der Isotopenzusammensetzung des Plutoniums und der Quell - Terme der Abfälle. Der hier verwendete Modellreaktor arbeitet unter 1,15 SRG Bedingungen d.h. der Mischoxidgehalt ist um 15% größer als in einem vergleichbaren Reaktor, der nur selbstproduziertes Plutonium verbraucht.

Dazu wurde ein etwas größerer Verbrauch von Plutonium für die ersten Mischoxid-Beladungen angenommen, als der gegebene Reaktor erzeugen würde. In einer expandierenden Reaktorwirtschaft erreicht man das einfach, indem man nicht sofort alle Reaktoren dieses Systems auf Mischoxid umstellt.

Mit diesen Vorbehalten hinsichtlich der Methoden zur Kalkulation des Plutoniumverbrauchs im System der Isotopenzusammensetzung und der Parameter der Abfallströme können wir nun die verschiedenen Quellterme untersuchen und die Nettowerte für eine Wiederaufarbeitungsanlage abschätzen, die den Annahmen gemäß etwa 50 Reaktoren in verschiedenen Stadien der Plutoniumnutzung entsorgt.

In dem beschriebenen Modell des Brennstoffzyklus ist es letztlich das Ziel, zu jedem Reaktor dieses Systems Mischoxidbrennstoffe zurückzuführen, wodurch sich für jeden Reaktor der Bedarf an angereicherten Uranbrennstoffen verringern würde. Wie in ORNL-5118 gezeigt wurde, wird für Druckwasserreaktoren im Gleichgewichtszustand eine Beladung von 35% Mischoxid und 65% angereichertem Uran angenommen. Natürlich bedeutet dies keine Ersparnis von 35% angereichertem Uran über die gesamte Lebenszeit, denn am Anfang ist der Mischoxidanteil viel geringer. Für einen Reaktor beträgt die durchschnittliche Ersparnis von angereicherten Uranbrennstoffen über die gesamte Lebenszeit ungefähr 25%. Überdies werden sich in einer wachsenden Reaktorwirtschaft wesentlich mehr Reaktoren in einem früheren als in einem späteren Abschnitt der Mischoxidnutzung befinden. Dies würde die erzielbaren Ersparnisse von angereichertem Uranbrennstoff auf ungefähr 10 - 15% in jedem gegebenen Jahr reduzieren. Trotzdem strebt man an, den Plutoniumteil des Kreislaufs "geschlossen" zu halten. Damit ist gemeint, daß das gesamte Plutonium aller ausgedienten Brennelemente rückgeführt wird, bis die Produktionsrate ausgedienter Brennelemente der Nachschubrate als frischer Brennstoff entspricht.

Minimizing the Use of Plutonium (The so-called "Plutonium Consuming" Alternative) (Minimierung der Plutoniumnutzung (Die sogenannte "Plutoniumkonsumierende" Alternative))

Für einen Vergleich werden wir drei verschiedene Arten von Brennstoffkreisläufen betrachten. In einem vollständig mit angereicherten Uranbrennstoffen arbeitenden Leichtwasserreaktorsystem mit Wiederaufarbeitung aber ohne Plutoniumrückführung, würde jeder Reaktor ungefähr 250 Kg Plutonium im Jahr erzeugen. In einem vollständig gleichgewichtigen Mischoxidsystem des oben beschriebenen Typs, würde jeder Reaktor ungefähr dieselbe Menge Plutonium produzieren, die er auch verbraucht. Der Brennstoffkreislauf einer dritten Alternative wird in Figur 1 gezeigt. Dieser Brennstoffkreislauf ist danach angelegt, in möglichst wenige Reaktoren, Plutonium rückzuführen. Von einer anderen Seite betrachtet: Der Kreislauf aus Figur 1 ist dazu bestimmt, das Plutonium von sovielen, mit angereicherten Uranbrennstäben arbeitenden Leichtwasserreaktoren, wie möglich zu übernehmen und als Brennstoff in möglichst wenige mit Plutoniumbrennstäben arbeitende Reaktoren rückzuführen. Dieses Verfahren weist deutliche Vorteile für sogenannte "safeguards" (Sicherheitskontroll-) Brennstoffkreisläufe auf, bei denen die Nutzung von Plutonium in streng überwachten Anlagen, oder in Kernwaffenstaaten, gefördert wird, um mehr angereichertes Uran für "exportierte oder "weniger gesicherte" Anlagen zur Verfügung zu haben.

In diesem Kreislauf werden einige Leichtwasserreaktoren als zu Plutoniumbrennern bestimmt -- gänzlich dazu konstruiert, um mit Plutonium-angereichertem, Natururanbrennstoff zu arbeiten und dabei soviel wie möglich Plutonium zu verbrauchen. Obgleich es nicht ersichtlich ist, wie umfangreiche Adaptationen bei den gegenwärtig konstruierten Leichtwasserreaktoren erforderlich werden würden, um einen solchen nur Mischoxid verbrauchenden Reaktor zu realisieren (und dabei treten sehr gewichtige Kontrollprobleme auf, die von der verringerten Produktion verzögerter Neutronen und einer verminderten Wirkung der Kontrollstütze herrühren), ist es ein neutristischer Kreislauf, dessen Studium nützlich ist, und der realistischen neutronenphysikalischen Annahmen entspricht.

Wie aus Figur 1 ersichtlich ist, benötigt der mit Plutoniumbrennstoff arbeitende Leichtwasserreaktor zusätzlich zu seinem eigenen rückgeführten Plutonium ungefähr 0,7 Mg Plutonium im Jahr von

Leichtwasserreaktoren, die mit angereichertem Uranbrennstoff arbeiten. Um Haarspaltereien zu vermeiden, ist die Annahme vernünftig, daß ein vollständiger Brennstoffkreislauf dieses Typs etwa drei Leichtwasserreaktoren, die mit angereichertem Uran arbeiten, pro Reaktor, der ausschließlich mit Plutonium arbeitet, erfordert.

Der Sicherheitskontroll-Aspekt entsteht durch die Notwendigkeit, nur einem Viertel der Reaktoren, deren Brennelemente in einem Zentrum wiederaufbereitet werden, das abgetrennte Plutonium (in Form von Mischoxid) liefern zu müssen. Deshalb könnte zum Beispiel ein Staat mit einer Wiederaufarbeitungsanlage und zehn Leichtwasserreaktoren, die mit Plutonium arbeiten, noch zusätzlich von anderen Ländern ausgediente Brennelemente von 30 Leichtwasserreaktoren übernehmen und den Ländern im äquivalenten Wert des gelieferten Plutoniums angereicherte Uranbrennelemente zurückgeben. Die Kosten eines solchen Verfahrens müßten jedoch in Betracht gezogen werden. Um diesen Kreislauf zu realisieren, hätte ein Staat, der ausgediente Plutoniumbrennelemente importiert, dreimal soviel angereichertes Uran zu exportieren, als er benötigen würde, wenn er seine Reaktoren mit angereichertem Uran statt Plutonium beladen würde. Es soll hier weder abgeschätzt, noch diskutiert werden, ob überhaupt Staaten gewillt wären, dies auf sich zu nehmen, um der Sache der non-proliferation zu dienen. Die Staaten aber, die ohnehin den Export einer solchen Menge angereicherter Uranbrennelemente vorhaben, können dadurch fast dieselbe "Einsparung" an Brennstoff realisieren, die sich bei Rückführung im Gleichgewichtszustand ergeben hätten, während das Plutonium ausschließlich in einheimischen Reaktoren verbraucht wird.

A Comparison of the Three Cycles (Ein Vergleich der drei Zyklen)

Ein kurzer Einblick in die Spezifikationen dieser Kreisläufe liefern folgende Daten:

- für den angereicherten Uran-Kreislauf: 50 Reaktoren produzieren etwa 12,5 Mg Plutonium; wird es nicht wiedergewonnen, muß es gespeichert oder endgelagert werden;

- für den Fall einer Rückführung im Gleichgewicht: Die Menge produzierten Plutoniums entspricht in jedem Jahr genau dem Bedarf zur Herstellung neuer Brennelemente;
- für den "Sicherheitskreislauf" mit einem Reaktor, der nur Mischoxid verarbeitet für jeweils drei Reaktoren, die mit angereichertem Uran arbeiten: Ungefähr 9,4 Mg Plutonium sind in den angereicherten Uranbrennelementen entstanden, und werden für die Reaktoren, die mit Mischoxid arbeiten, abgezweigt.

Wichtig festzuhalten ist, daß keiner dieser Kreisläufe als "Quelle" oder "Senke" von Plutonium betrachtet werden kann. Ob es Plutonium oder Uran ist, welches beim Spaltungsprozeß in Leichtwasserreaktoren konsumiert wird: Jedenfalls werden doch Plutonium und andere Aktinide in den abgebrannten Brennelementen produziert. Während der Wiederaufbereitung und den Fabrikationsoperationen geht eine gewisse Menge dieses Materials in den verschiedenen Abfallströmen verloren und muß endgelagert werden.

Beim Vergleich der potentiellen Implikationen verschiedener Strategien für abgebrannte Brennelemente für die Abfallbehandlung und, daraus folgend, für Fragen des Umweltschutzes und der Gesundheit der Öffentlichkeit müssen stets die gesamten Quell-Terme verschiedener potentiell gefährlicher Stoffe, die ein gegebener Reaktor während seiner Lebenszeit erzeugt, verglichen werden. Nur dann können sinnvolle Vergleiche angestellt werden⁴. Ferner muß man auch die gesamten Abfallmengen und Abfallformen der Alternativen und die Menge des Plutoniums, die gehandhabt werden und zirkulieren muß, um den Kreislauf in Gang zu halten, berücksichtigen. Nur von diesen Zahlen ausgehend kann man beginnen, sowohl die sozialpolitischen als auch die Umwelteinflüsse unterschiedlicher Arten der Handhabung abgebrannter, nuklearer Brennstoffe einzuschätzen.

Plutonium Throughput and Isotopic Mix (Plutoniumdurchsatz und Isotopengemisch)

Im grauen Buch und im Sicherheitsbericht, gibt die DWK an, daß die Wiederaufbereitungs- und Fabrikationsanlagen (TP 2 und TP 4) auf einen Brennstoffeingang von 1400 Mg/Jahr ausgerichtet sind. Sie schätzt auch den resultierenden Plutoniumdurchsatz der Anlage auf ungefähr 14 Mg/Jahr.

Die DWK hat die Mitglieder der GIR auch darüber informiert, daß es ihre Absicht ist, ungefähr 25 % Mischoxidbrennstoffe wiederaufzuarbeiten, denn die Bundesrepublik Deutschland plant, lieber das Plutonium für Leichtwasserreaktoren wiederzugewinnen als es zu lagern.

Kalkulationen des Plutoniumdurchsatzes der ORNL-5118 Modellkreisläufe zeigen jedoch, daß diese zwei Feststellungen grundsätzlich unvereinbar sind.

Die Beschickung von Leichtwasserreaktoren mit Mischoxid führt zu einer wachsenden Menge von Plutonium in ausgedienten Brennelementen. In der Tat sind für den ORNL-5118 Druckwassermodellreaktor die Be- und Entladungsmengen für die unterschiedlichen Typen der Mischoxidbeladung, folgende:

(gesamtes Plutonium in kg)

Druckwasserreaktor- beladung	"U"	"A"	"B"	"C"	"D"	"E"
Frische Brennelemente	0	277	277	425	416	485
Ausgediente Brennelemente	247	373	373	454	442	483

Selbst wenn während der Lebensdauer der Anlage der Mischoxidverbrauch nur auf Beladungen der Typen "A" und "B" nach erstmaliger Rückführung beschränkt wird, wird die Plutoniummenge in ausgedienten Mischoxidbrennelementen über dem Wert von 1 % liegen, die bei der Schätzung von 14 Mg/Jahr unterstellt wurde.

Selbst nur mit ausgedienten Brennelementen des Typs "A" (Verwendung der gesamten 14 Mg/Jahr Jahreskapazität im ersten Jahr nur für erstmalige Mischoxidbeladungen) würde der Durchsatz der Anlage im 5. Jahr nach der Inbetriebnahme auf 18 Mg/Jahr anwachsen, bei voller Kapazitätsauslastung.

Die Verwendung des sogenannten "plutoniumkonsumierenden" Sicherheitskreislaufes der Abb. 1 verändert diese Schlußfolgerung nicht. In einem gleichgewichtigen Kreislauf, in dem 37, mit angereichertem Uran arbeitende Reaktoren, für die 13 plutoniumverarbeitenden Reaktoren Plutonium liefern (26 % aufgearbeitete Mischoxidbrennstäbe), ist der Plutoniumdurchsatz 9,1 Mg/Jahr aus ausgedienten angereicherten Uranbrennstäben und 17,6 Mg/Jahr aus den 13 mit Mischoxid arbeitenden Reaktoren. Dies ergibt einen gesamten Plutoniumdurchsatz von 26,7 Mg/Jahr. - - der um einiges größer ist als der für Rückführung im Gleichgewicht.

Diese Zahlen sind sehr wichtig, weil die Schätzwerte für die Plutoniumverluste in die verschiedenen Abfallströme, die DWK angibt, besser als prozentuale Verluste ausgedrückt werden sollten - - was auch in einigen Teilen der zur Verfügung gestellten Materialien zutrifft - - und nicht, wie in zusammengefaßten Tabellen in Netto-kg pro Jahr auf der Grundlage eines Durchsatzes von 14 Mg/Jahr.

Darüberhinaus steht die einzige Tabelle, die die Isotopenzusammensetzung des Plutoniums anführt, offensichtlich im Konflikt mit anderen Unterlagen, obgleich die DWK versichert hat, daß sie die Tabellen von der KEWA erhalten hat, und obgleich die RSK die selben Tabellen zitiert, ohne in ihrer eigenen Untersuchung des Projektvorschlages der DWK Kritik zu äußern.

Laut DWK ist die Plutoniumisotopenbilanz für abgebrannte Uran- und Mischoxidbrennstäbe die in Tabelle 2(a) gezeigte. Dieses sollte mit dem von ORNL-5118 kalkulierten Isotopengemisch für die erste und für mehrfache Rückführungen von Mischoxid verglichen werden. (Tabelle 2(b)). Wie man sehen kann, ist die Angabe der DWK für Mischoxidbrennelemente allein nicht richtig (wie erwähnt). Sie ist nicht einmal richtig, wenn

die DWK (fälschlicherweise) den Durchschnitt über das gesamte Plutonium, das die Anlage enthält ermittelt hat (z.B. 75 % angereicherte Uran- und 25 % Mischoxidbrennelemente).

Aus diesen Gründen haben wir uns dafür entschieden, die Unterlagen, die von der DWK im Sicherheitsbericht und anderen Dokumenten verwendet werden, zu ignorieren. An deren Stelle haben wir die Quell-Terme der verschiedenen Isotope in verschiedenen Anfallströmen unter Benützung der Daten von ORNL-5118 und vernünftiger Annahmen über die Rezyklierung von Plutonium in der Praxis kalkuliert.

Fission Products (Spaltprodukte)

In den ersten Hunderten von Jahren nach der Entladung werden die leichten Elemente, die bei der Spaltung von Uran und Plutonium in den Brennstäben während des Reaktorbetriebes produziert wurden (Spaltprodukte), sowohl die Radioaktivität als auch die Wärmeentwicklung bestimmen. Wie aber schon in der Zusammenfassung in Figur 6.3.2. gezeigt wurde, die die Zunahme des Gefahrenindex bei Ingestion für verschiedene Alternativen darlegt, besteht kein grundsätzlicher Unterschied in den potentiellen Risiken (oder der Wärmebelastung) ausgedienter Brennelemente und verglaster hochaktiver Abfälle (HLW), die bei der Wiederaufarbeitung dieser ausgedienten Brennelemente anfallen. Aus diesem Grund besteht der einzige Unterschied, den man im Hinblick auf mögliche Vorteile oder Risiken zwischen ausgedienten Brennelementen und aus Spaltprodukten entstandenen HLW sehen könnte, darin, wie gut diese jeweils im ursprünglichen ausgedienten Brennelement oder im verglasten HLW eingeschlossen sind. Wie in Abschnitt 7 dieses Berichtes detaillierter angesprochen wird, folgert die GIR, daß es keinen Grund für die Bevorzugung verglaster Abfälle gegenüber unverkapselten ausgedienten Brennelementen gibt, und wahrscheinlich sogar einige Gründe dafür gibt, die letzteren langfristig gesehen zu bevorzugen.

Actinides and Their Daughters (Aktinide und ihre Töchternuklide)

Von größerer Wichtigkeit für die langfristige Integrität und Sicherheit der Endlagerung nuklearer Abfälle und, in den Augen mancher, kurzfristig gesehen von mindestens gleicher Wichtigkeit, ist die Behandlung der Vielzahl schwerer Elemente, die während der Bestrahlung des Brennstoffes erzeugt werden. Wenn angereichertes Uran für Brennelemente benutzt wird, entsteht mit Sicherheit durch Neutronenabsorption aus U-238 eine gewisse Menge U-239. Ein Teil dieses thermisch spaltbaren Materials wird sich seinerseits wieder spalten, was die Energieabgabe der Brennelemente erhöht. Gleichzeitig besteht aber auch die Möglichkeit, daß Pu-239 ein Neutron absorbiert und dadurch zu Pu-240 wird, welches nicht mehr thermisch spaltbar ist. Pu-240 kann seinerseits durch die Absorption eines Neutrons zum thermisch wieder spaltbaren Pu-241 werden. Pu-241 kann entweder durch Absorption eines Neutrons Pu-242 bilden, gespalten werden oder in Am-241 zerfallen. Aus dieser Abfolge resultiert eine Reihe von weiteren möglichen Transmutationen und Spaltungen, die schließlich zu einem komplexen Spektrum von Alphastrahlern führen können. Das Spektrum umfaßt aber nicht nur transuranische Elemente (Neptunium, Plutonium, Americium und Curium), sondern auch andere Aktiniden (Isotope von Actinium, Protaktinium und Thorium) und ihre schweren Tochternuklide (wie Radon und Radium). Diese komplexe Menge von schweren Elementen wird häufig und eigentlich technisch unkorrekt auch als "Transuran" oder TRU-Produkt bezeichnet. Obgleich wir den Irrtum in der Terminologie erkennen, haben wir ihn der Einfachheit halber übernommen.

Wenn Plutonium in MOX als frischer Reaktorbrandstoff rückgeführt wird, so bewirkt nicht nur die Anwesenheit von Pu-239, sondern auch bedeutender Mengen von Pu-240, Pu-241 und Pu-242 in neuen Brennstäben während des Aufenthaltes der Brennstäbe im Reaktor eine beträchtliche Zunahme der Produktion von Transuranen. Dies hat zur Folge, daß die TRU-Quell-Terme bei Mischoxidbrennelementen erheblich größer sind als bei angereicherten Uranbrennstäben. Dies wird in Tabelle 1 klar ersichtlich. Es sollte daran erinnert werden, daß gerade der Typ "E", der in dieser

Tabelle gezeigt wird, nicht vollständig aus Mischoxid besteht, sondern 35 % Mischoxid und 65 % angereichertes Uran enthält. Dies bedeutet, daß die tatsächliche Produktionsrate von Americium und Curium in einem aus Mischoxid bestehenden Brennelement sicherlich um einiges höher liegen wird, als es dem geeigneten Durchschnitt über alle Brennelemente entspricht. Da wir uns aber nur mit den aus Reaktoren entladenen Brennelementen insgesamt beschäftigen, werden die gegebenen Daten genügen.

Verteilung der Radionuklide in den verschiedenen Abfallströmen

Nachdem der abgebrannte Brennstoff aus den zerschnittenen Brennstoffhüllen herausgelöst ist, verbleiben voraussichtlich 0,5% des Brennstoffs an dem Hüllmaterial. Der erste Abfallstrom, der die Anlage verläßt, besteht aus den hochaktiven Hüllen, die ungefähr das gleiche Volumen haben, wie der angelieferte Brennstoff, und in denen jeweils 0,5% des Plutoniums, des Urans, der anderen Actiniden und ihrer Tochterprodukte und 0,5% der Spaltprodukte enthalten sind. Dies sind keine HLW-Lösungen, die verglast werden, sondern feste hochaktive Abfälle (HAW-TRU), die in 2 m³ fassenden, abgeschirmten Behältern gelagert werden sollen.

Der zweite Abfallstrom besteht aus dem eigentlichen hochaktiven Müll (HLW), den flüssigen Rückständen der ersten Stufen der chemischen Extraktion. Er umfaßt etwa 0,5% des ursprünglich im abgebrannten Brennstoff enthaltenen Plutoniums und Urans und den Hauptanteil der Spaltprodukte, Actiniden und deren Tochterprodukte. Dieser Abfallstrom wird schließlich verglast und als Borsilikatglas gelagert.

Das sehr reine Uran des Teilprojektes 3 (TP 3) enthält sehr wenig gefährliche Elemente, so daß der Abfall aus TP 3 hier nicht weiter untersucht wird.

Das sehr reine Plutonium wird zum TP 4 verbracht, wo seine weitere Verarbeitung zu Mischoxidbrennstoff (MOX) einen weiteren Strom festen Abfalls erzeugt, der weiter unten behandelt wird.

Es gibt weiterhin auch Ströme mittelaktiven und niedrigaktiven Abfalls aus dem TP 2, deren Volumen beträchtlich ist. Dieser Abfall ist zum Teil fest, zum anderen Teil flüssig.

Wie die DWK auf Seite 195 ihres grauen Buches angibt, betragen die oberen Grenzen des Plutoniumgehalts außerhalb des HLW (angegeben in Prozent; die zitierten Zahlen sind in Gramm angegeben und beziehen sich auf einen Durchsatz von 14 Mg pro Jahr Plutonium im abgebrannten Brennstoff):

- flüssiger HLW , hochaktiv ~0,5%
- hochaktive Brennstabhüllen usw. 0,5%
- Auflömerschlamm , hochaktiv <0,25%
- flüssiger mittelaktiver Abfall <0,2%

Zählen wir diese Beträge zusammen, stellen wir fest, daß ungefähr 1% in den TRU Abfallstrom gelangt, 0,75% in den HAW und ungefähr 0,2% in den MAW (mittelaktiven Abfall).

Der Abfall von TF 4, wieder umgerechnet von den gegebenen Gramm Abfall bei einem Durchsatz von 14 Mg pro Jahr auf Prozente:

- fester Abfall <1,5%

der zum größten Teil unverbrennbar ist. Es wird nicht dargestellt, wie dieser auf den mittelaktiven und den niedrigaktiven festen Abfall verteilt wird, doch sorgt die Plutoniumkonzentration pro m³ dafür, daß er als TRU-Abfall behandelt wird und wahrscheinlich zum größten Teil als mittelaktiver Abfall.

Zählt man diese Zahlen zusammen, so ist der geschätzte Gesamtverlust an Plutonium in den nicht HLW-Strömen:

- HAW TRU <0,75%
- MAW TRU <1,7 %
- LAW TRU <0,3 % oder weniger

Der gesamte Plutoniumverlust für die gesamte Anlage beträgt also etwa 5% oder etwas mehr. Jedenfalls stellen wir fest, daß die DWK in Abbildung 3-16 den Gesamtverlust an Plutonium mit nur 2% angibt, in der Hoffnung, daß die zitierten oberen Grenzen nicht erreicht werden.

Obwohl wir meinen, daß die Erfahrungen der Vergangenheit zeigen, daß die von der DWK angegebenen Zahlen in der Praxis nicht erreicht werden können (Kapitel 5), gehen wir, um den Geist des Konservatismus in dieser Analyse zu erhalten, davon aus, daß der gesamte Plutoniumverlust 2% beträgt und verteilen die Actiniden und ihre Tochterprodukte wie folgt auf die einzelnen Abfallströme:

- HLW 0,5% Uran und Plutonium, wichtige andere Actiniden und Tochterprodukte
- HAW TRU 0,5% Uran, Plutonium, andere Actiniden und Tochterprodukte
- MAW TRU 1,0% Plutonium, Uran wird vernachlässigt
- LAW TRU geringe Mengen, die hier nicht genauer betrachtet werden. Unter 0,1%.

Wir betonen, daß dies konservativ niedrige Annahmen sind, wie die Erfahrungen der Vergangenheit beweisen.

Abgebrannter Brennstoff

Wird abgebrannter Brennstoff nicht wiederaufgearbeitet, ist der einzige Abfallstrom, der TRU-Abfall enthält, neben den Resten von Bergbau und Zerkleinerung der abgebrannten Brennstoff selbst.

Vergleichsgrundlage

Wird der abgebrannte Brennstoff nicht aufgearbeitet, dann bildet er den einzigen interessanten Abfallstrom. Wird er jedoch aufgearbeitet, müssen wir die Gefährdung durch Plutonium, andere Actiniden und Tochterprodukte, die aus den verschiedenen Abfallströmen zur Endlagerung gelangen, aufsummieren. Wie die Abbildungen in ORNL-5118 zeigen, wird durch die Benutzung von MOX langsam ein Gleichgewicht erreicht. Jedenfalls besteht in der zweiten Lebenshälfte eines Reaktors der verbrauchte Brennstoff aus der Sorte "E". Vergleichsunterlage ist dementsprechend der Unterschied zwischen abgebrannten Brennelementen aus angereichertem Uran und denen, die aus wiederaufgearbeitetem Brennstoff der Sorte "E" des selben Reaktors hergestellt wurden.

Untersucht man die Vorteile der Wiederaufarbeitung für die Abfallbehandlung, ist es notwendig, den Reaktor als Grundlage für die Berechnungen zu benutzen, und nicht die Wiederaufarbeitungsanlage. Denn schließlich müssen die Abfälle des Reaktors behandelt werden. Die Wiederaufarbeitungs- und Brennelementfabrikationsanlagen stellen die gefährlichen Isotope nicht her, sondern trennen und verarbeiten sie nur für verschiedene Verwendungszwecke. Die eigentliche Grundlage, - wenn berücksichtigt wird, daß MOX Wiederverwendung nicht momentan, sondern während der gesamten Lebensdauer eines Reaktors stattfindet - ist es, den Durchschnitt der gesamten gefährlichen, langlebigen, alpha-strahlenden Isotope des Brennstoffs eines Reaktors die in einer angenommenen Lebensdauer von 30 Jahren entstehen, zu ermitteln. Dies wollen wir versuchen, nachdem die Quellen des Plutoniums und anderer gefährlicher Isotope in den unterschiedlichen Abfallströmen identifiziert wurden.

Welche Isotope sollen verglichen werden?

Leider sind Risikoanalysen und Modellversuche über das Verhalten der verschiedenen potentiell gefährlichen Isotope auf ihrem Weg in die Ökosphäre nicht sehr weit gediehen (6). Deshalb ist noch nicht bekannt, welches der verschiedenen Transurane oder Tochterprodukte den größten Anlaß zur Besorgnis gibt. Die folgenden Isotope wurden für Vergleiche ausgewählt.

- Curium-244. Dieses Isotop liefert den größten Beitrag zur Gefährdung durch Einatmen durch radioaktiven Abfall in den ersten einigen hundert Jahren nach der Produktion (7).
- Americium-243. Dieses Isotop liefert den größten Beitrag der Gefährdung durch Verschlucken zu dem Zeitpunkt, wenn die Spaltprodukte durch den Zerfall verschwinden und so die Actiniden und deren Tochterprodukte für die Gefährlichkeit ausschlaggebend werden (8).
- Plutonium-239/240. Zusammen machen sie einen großen Anteil der Gefährdung durch Verschlucken und Einatmen zwischen ungefähr tausend und einigen zehn tausend Jahren nach ihrer Erzeugung aus. Ein oft genannter Grund für die Wiederaufarbeitung ist die angebliche Verringerung des Plutoniumanteils im Abfall.
- Neptunium-237. In Anlehnung an einige Berichte vermuten wir, daß der Anteil des Np-237 im Müll den wichtigsten Beitrag zur biologischen Langzeitbelastung liefert (9).
- Radium-226 Es wird von manchen Experten für sehr lange Zeiträume (über 100000 Jahre) als größter Risikofaktor angesehen, denn es ist in Wasser sehr beweglich und es unterliegt einem Zerfall in das Radonisotop 222, einem Edelgas.

Ausgangsmengen.

Wir wollen Curium-244 und Americium-243, die nur kurzzeitig gefährlich sind, vor den anderen vier Isotopen behandeln. Insgesamt gibt es vier grundlegende Zerfallsreihen (eine Folge aus der Natur des Alpha-Zerfalls, bei dem Teilchen mit der Massenzahl vier abgegeben werden), die bei der Betrachtung der Langzeitgefährdung betrachtet werden müssen. In jeder Zerfallsreihe gibt es ein Isotop, das mengenmäßig am stärksten vertreten ist, üblicherweise das Isotop mit der längsten Halbwertszeit, das die Reihe "aufhält" und ^{sich} wegen seiner großen Lebensdauer ansammelt, dessen Lebensdauer aber noch kurz genug ist um ein Risiko darzustellen (je kürzer die Lebensdauer, desto größer die Aktivität).

Die Reihe A (Isotope mit durch vier teilbaren Kernteilchenzahlen) $= 4n$ wird durch Curium 244 beherrscht, das unter Alpha-Zerfall mit einer Halbwertszeit von 17,6 Jahren in Plutonium-240 übergeht, und durch Plutonium-240 selbst. Das Zerfallsprodukt des Plutonium-240 ist das außerordentlich langlebige Uran-236. Um die Gesamtmenge des Plutonium-240 im Abfall zu bestimmen, muß man die Menge des Curium-244 ^{dazu} addieren. Der Zerfall des Curium-244 zu Plutonium-240 während der durchschnittlich dreijährigen Aufenthaltszeit im Eingangslagerbecken der Wiederaufarbeitungsanlage (die Daten von ORNL-5118 gelten nur für die 120 Tage im gekühlten Abklingbecken des Reaktors), müssen berücksichtigt werden. Dadurch wird die Menge des Curium-244 im HLW um 10% verringert und die Menge des Plutonium-240 in anderen Produktströmen leicht erhöht. Um Doppelberechnungen zu vermeiden, werden die kurzfristig auftretenden Curium-244- und die längerfristig auftretenden Plutonium-240-Mengen getrennt betrachtet.

Die Zerfallsreihe $A = 4n+1$ wird bestimmt durch Americium-241, das durch relativ schnellen (Halbwertszeit 13,2 Jahre) Beta-Zerfall aus Plutonium-241 entsteht. Weil Americium-241 weniger problematisch (in Bezug auf die Gefahren durch Verschlucken und Einatmen) erscheint als andere Isotope seiner Zerfallsreihe, beschäftigen wir uns hier nur mit seinem Beitrag zur Erzeugung von Neptunium-237, seinem Zerfallsprodukt. Der Alpha-Zerfall des Americium-241 zu Neptunium-237 hat eine Halbwertszeit von 458 Jahren.

Die Berechnung der Ausgangsmenge von Americium-241 wird erschwert durch die Verfahrensschritte, die Plutonium abtrennen. Zum Beispiel entsteht bei der zweijährigen Lagerung vor der Fabrikation aus etwa 10% des gelagerten Plutoniums-241 Americium-241. Die DWK ist nicht näher darauf eingegangen, wie die resultierende Verteilung des Americium-241 aussehen wird, und sie hat uns auch nicht dargelegt, wie lange das Plutonium in flüssiger Form (bevor das Americium abgetrennt wird) und wie lange es in fester Form gelagert wird. Aus den Zahlen über den TF4-Abfall aus dem Graubuch geht relativ klar hervor, daß der Hauptteil des Americium-241 mit der Mutterlösung zum TP2 zurückfließt, dort wieder in den Wiederaufarbeitungsprozess eintritt und dann vermutlich mit dem flüssigen HLW verglast wird.

Da uns genauere Zahlen fehlen, nehmen wir an, daß ungefähr 85% des Plutonium-241 als Plutonium-241 erhalten bleibt, nach seinem ungefähr dreijährigen Aufenthalt in der Wiederaufarbeitungsanlage, und daß ungefähr 15% als Americium-241 in den HLW gelangen. Wir nehmen weiter an, daß ungefähr 9% des Plutonium-241 zu Americium-241 zerfallen, bevor sie im TF4 abgetrennt werden, und daß 90 % davon in den HLW zurückkehrt. Im TRU ist es überwiegend das Plutonium-241, das zu Neptunium-237 zerfällt. Nur eine geringe Menge des Neptunium-237 entsteht aus den 10% Americium-241 aus TP4.

In der Zerfallsreihe $A = 4n+2$ gibt es zwei wichtige Bestandteile. Curium-242 zerfällt schnell (Halbwertszeit 163 Tage) zu Plutonium-238, so daß sich fast das gesamte Curium-242 während seines Aufenthalts in der Wiederaufarbeitungsanlage umwandelt. Plutonium-238 zerfällt zu Uran-234, das seinerseits zu Thorium-230 zerfällt, das dann mit einer Halbwertszeit von 77 000 Jahren zu Radium-226 zerfällt. Ein weiterer wichtiger Bestandteil ist Americium-242, dessen Alpha-Zerfall eine Halbwertszeit von 152 Jahren hat. Es entsteht Neptunium-238. 84% des Americium-242 zerfallen zu Plutonium-238 und beginnen die Radium-226-Zerfallsreihe. Die restlichen 16% zerfallen zu dem relativ stabilen Uran-238. Da Radium der einzige wichtige gefährliche Bestandteil ist, den wir hier betrachten, muß man das gesamte Curium-242, das Plutonium-238, das Uran-234 und 84 % des Americium-242 zusammenzählen, um eine vernünftige Ausgangsmenge zu erhalten.

Das wichtigste Isotop der Zerfallsreihe $A = 4n+3$ ist langfristig Plutonium-239. Ebenfalls wichtig ist Curium-243, das mit einer Halbwertszeit von 32 Jahren durch Alpha-Zerfall zu Plutonium-239 zerfällt. Americium-243 zerfällt mit einer Halbwertszeit von 7950 Jahren durch Alpha-Zerfall zu Neptunium-239, aus dem schnell (Halbwertszeit 2,35 Tage) Plutonium-239 wird. Um doppeltes Zählen zu vermeiden, wird das kurzfristige Problem des Americium-243 gesondert erläutert. Americium-243 ist die Hauptquelle des im HLW entstehenden Plutonium-239. Da Plutonium-239 mit einer Halbwertszeit von 24 400 Jahren zu Uran-235 zerfällt, wird es sich mit dem Zerfall des Americium-243 anhäufen. Uran-235 ist außerordentlich langlebig und bildet kein besonders großes Problem.

In der folgenden Analyse vermeiden wir das Problem der Anwendung von Gefährdungs- und Risikoindizes, deren Nutzen bestenfalls sehr begrenzt ist, indem wir jeweils nur die Gesamtausgangsmenge (ausgedrückt in kg/GW(e).a eines Modellreaktors) eines bestimmten Isotopes im Vergleich betrachten. Obwohl wir damit eine absolute Risikoberechnung gar nicht versucht haben, können trotzdem die Vorteile der Wiederaufarbeitung und Rückführung denen des abgebrannten, angereicherten Uranbrennstoffs gegenübergestellt werden, auf der Grundlage des Gesamtinputs in die daraus resultierenden Abfallströme.

Als Berechnungsgrundlage dient die Zusammensetzung des Brennstoffs nach 120-tägiger Kühlung im Reaktorabklingbecken. Verglichen werden die Zusammensetzungen von abgebranntem Brennstoff aus Brennelementen, die aus angereichertem Uran hergestellt wurden, und solchen, die aus MOX-Brennstoff erzeugt wurden, nach einer dreijährigen Lagerung im Eingangslagerbecken der Wiederaufarbeitungsanlage. Die Zahlen stammen aus ORNL-5118. Wir gehen ^{weiter} davon aus, daß das Plutonium für die Mischoxidherstellung nach seiner Abtrennung zwei Jahre zwischengelagert wurde. Die Ausgangszahlen für die Abschätzung werden in Tabelle 3 dargestellt.

Kurzfristige Risiken, Curium-244 und Americium-243

Wird abgebrannter Brennstoff nicht wiederaufgearbeitet, beträgt der Curium-244-Gehalt gleich nach dem Entladen des Reaktors 0,82 kg/GW(e)Jahr und nach dreijähriger Lagerung 0,74 kg/GW(e)Jahr. Wird abgebrannter Brennstoff aus angereichertem Uran aufgearbeitet, gelangt hiervon alles bis auf 4 Gramm in den HLW; 4 Gramm gelangen in den TRU (Hüllen).

der MOX-Rückführung
Im Gleichgewicht steigt die Produktion von Curium-244 um etwa den Faktor zwanzig. Nach den Zahlen von Tabelle 3 beträgt die in drei Jahren in den HLW gelangte Menge Curium-244 ca. 15kg/GW(e)Jahr und die in den TRU (Hüllen) gelangte ca. 75 Gramm. Durch Aufarbeitung und Wiederverwendung wird also erreicht, daß sich die Menge des Curium-244 (ein wichtiger Faktor der Gefahren durch Einatmen) im HAW erheblich erhöht, und daß in jedem Jahr, das der Reaktor im Betrieb ist, 10 % der Menge in den wahrscheinlich weniger sicheren TRU-Abfall gelangt, die in abgebranntem Brennstoff aus angereichertem Uran insgesamt enthalten ist.

Die Situation des Americium-243 ist ähnlich, auch wenn die Menge dieses Isotops etwas weniger ansteigt, um etwas mehr als den Faktor 10. Wird abgebrannter Brennstoff nicht aufgearbeitet, enthält er etwa 2,6 kg/GW(e)Jahr Americium-243. Im Gleichgewicht der Wiederverwendung sind es 30,3kg/GW(e)Jahr im HLW und etwa 150 Gramm im TRU(Hüllen). Das sind etwa 6% des gesamten Americium-243-gehaltes von abgebranntem Brennstoff aus angereichertem Uran.

Langfristige Gefahren : Plutonium-239 und Plutonium-240-Quellen

Tausend bis einige zehntausend Jahre nach der Ablagerung liefern Plutonium-239 und Plutonium-240 einen der wichtigsten Beiträge zur potentiellen Gefährdung durch Verschlucken. Im Zeitraum von tausend bis nahezu hunderttausend Jahren nach der Ablagerung sind sie die Hauptursachen der Gefährdung durch Einatmen.

Selbst wenn dies nicht so wäre, wäre es sinnvoll die Ausgangsmenge des Plutoniums im Abfallstrom zu berechnen, da die Verringerung der in die Endlager gelangten Plutoniummenge oft als einer der wichtigsten Gründe für den Betrieb einer Wiederaufarbeitungsanlage angesehen wird.

Die Nettoausgangsmenge des Plutonium-239 im Gleichgewicht des Plutonium-239-Abfalls ist die Summe der Mengen von Plutonium-239 und Americium-243, da der Curium-243-Anteil außerordentlich gering ist. Die Ausgangsmenge in abgebranntem Brennstoff aus angereichertem Uran beträgt 145kg/GW(e)Jahr. Im Gleichgewicht muß man von etwa 34,6kg/GW(e)Jahr ausgehen, wovon ungefähr 31,4kg in den HLW und 3,2kg in den TRU gelangen. Der Plutoniumanteil im gesamten Abfall wird grob gerechnet netto um den Faktor 4,2 verringert.

Die Nettomenge des Plutonium-240 im Abfall des Rückführungs-gleichgewichts setzt sich aus dem Curium-244 und dem Plutonium-240 zusammen. Abgebrannter Brennstoff aus angereichertem Uran enthält ungefähr 60 kg/GW(e)Jahr. Für das Wiederverwendungsgleichgewicht beträgt die Nettomenge ca. 17,6kg/GW(e)Jahr, wovon 15,6 kg in den HLW und 2,0 kg in den TRU gelangen. Der Plutonium-240-Anteil im gesamten Abfall wird also netto um etwa den Faktor 3,4 verringert.

Andere langfristige Gefahren: Neptunium-237 und Radium-226

Die Ausgangsmenge von Neptunium-237 ist etwas schwieriger zu berechnen, wegen des Zerfalls von Plutonium-241. Jedenfalls ist die in Tabelle 3 angegebene Zusammenfassung über die Verteilung in den Abfallströmen eine beträchtliche Vereinfachung, da die Zerfallsreihe zeigt, daß Plutonium-241 sowohl direkt, als auch über Americium-241 zu Neptunium-237 zerfällt. Abgebrannter Brennstoff aus angereichertem Uran enthält insgesamt 48,7 kg/GW(e)Jahr Neptunium-237. Für das Wiederverwendungsgleichgewicht beträgt die Menge ungefähr 38,4 kg/GW(e)Jahr, davon etwa 1,7 im TRU-Abfallstrom.

Einige Berichte halten Neptunium-237 wegen seiner Wasserlöslichkeit für wichtig, denn es könnte sehr langfristig die wichtigste Gefahrenquelle für Lebewesen werden, wenn es aus den tiefen Lagerstätten in die Biosphäre gelangt (mehr als 10 000 Jahre nach der Ablagerung). Wie oben gezeigt wurde, werden die Ausgangsmengen des Neptunium-237 durch Wiederaufarbeitung und Wiederverwendung nur geringfügig vermindert, besonders weil ein Teil des Plutonium-241 durch Kernspaltung verloren geht. Allerdings werden 3,5% der Menge, die in abgebranntem Brennstoff aus angereichertem Uran insgesamt vorhanden ist, bei der Aufarbeitung in den wahrscheinlich weniger sicheren TRU-Abfall gelangen. Mehr als 2/3 davon gehört zum mittelaktiven TRU-Abfall, besonders zum mittelaktiven Abfall der Brennelementfertigungsanlage.

Die Menge des gesamten Radium-226 im abgebrannten Brennstoff ist schwer festzustellen, da es nicht die Möglichkeit gibt, den Abfall des Uranbergbaus zu stabilisieren und auszugraben um die vergleichbare Produktion von Radium-226 aus Uran-234- und Thorium-230-Zerfall festzustellen. Da in der Wiederaufarbeitungsanlage weder Bergbau noch Vermahlen stattfindet, sind der abgebrannte Brennstoff und der aufgearbeitete Abfall die einzig wichtigen Quellen für Radium-226. Die Berechnung ist etwas schwieriger als für andere hier besprochene Isotope, da die vom Plutonium-238 ausgehende Zerfallsreihe über Americium-242 (Curium-242 ist nach drei Jahren fast vollständig zu Plutonium-238 zerfallen) eine Abzweigung aufweist, in der mit 86%iger Wahrscheinlichkeit Zerfall zu Uran-234^{die} stattfindet, und dann über den Zerfall von Uran-234 über Thorium-230 zu Radium-226 wieder in die direkte Zerfallsreihe übergeht. Das längerlebige Uran-238 entsteht kaum. Die Anteile von Uran-234 in abgebranntem Brennstoff, HLW und Abfall aus TP3 müssen also ebenfalls mit berücksichtigt werden.

Nach sorgfältiger Rechnung beträgt die Ausgangsmenge von Radium-226 in abgebranntem Brennstoff aus angereichertem Uran ungefähr 12,5 kg/GW(e)Jahr. Im Rückführungs-gleichgewicht fanden wir 0,64 kg/GW(e)Jahr, wovon ungefähr 0,34 kg (das sind 3% der gesamten, in abgebrannten Brennelementen aus angereichertem Uran gefundenen Menge) im TRU-Abfall enthalten ist, besonders in mittelaktivem und niedrigaktivem Abfall. Eine geringe Menge (ca. 0,07 kg/GW(e)Jahr) befindet sich im niedrigaktiven nicht-TRU-Abfall aus TP3.

Vergleich der Tatsachen für den ungünstigsten Fall und den Normalfall

Bei einem heute üblichen Reaktor ist das Gleichgewicht nicht sofort erreicht. Wie durch die beigelegten Rechnungen der ORNL-5118 gezeigt wird, muß der Gebrauch von MOX-Brennstoff in Phasen eingeteilt werden, und das Rückführungsgleichgewicht wird erst nach etwas mehr als zehn Jahren erreicht.

In der kurzen, uns zur Verfügung stehenden Zeit war es uns nicht möglich, Durchschnitte für die Brennstoffaufnahme des hier betrachteten Modell-PWR über dessen Lebensdauer zu berechnen. Dies ist auch eigentlich nicht unsere Aufgabe, sondern die der DWK, die eine solche Analyse als Teil ihres Antrags zur Unterstützung ihrer Behauptungen vorlegen hätte sollen bzw. soll. Ein Mitglied unserer Gruppe hat jedoch ähnliche Berechnungen für den in ORNL-5118 betrachteten Siedewasserreaktor als Teil des US-GESMO-Reports durchgeführt und kam zu folgenden Ergebnissen:

- Die Ausgangsmenge des Plutonium-240 verringert sich im Durchschnitt über 30 Jahre um den Faktor 5.3.
- Die Ausgangsmenge des Plutonium-239 verringert sich im Durchschnitt über 30 Jahre um den Faktor 7.3.

In der gesamten Lebensdauer verringert sich die gesamte Ausgangsmenge des Plutonium im Abfall durch Aufarbeitung und Wiederverwendung um ungefähr den Faktor 6.6. Für den Modell

Druckwasserreaktor würden die Ergebnisse ähnlich sein. Somit müßte man die angegebenen Zahlen etwa durch den Faktor 1,5 , teilen, um die allmähliche Einführung der Verwendung von MOX-Brennstoff zu berücksichtigen.

Es ist jedoch schwierig, eine solche Reduktion der Abschätzungen zu rechtfertigen. Verkäufer und Benutzer reden heute eher von einer vierzigjährigen als von einer dreißigjährigen Lebensdauer von Reaktoren. Dadurch würde sich die Zeit erhöhen, in der ein Rückführungsgleichgewicht besteht.

Weiters führt der hier betrachtete Brennstoffkreislauf nie zur Endlagerung von Plutonium; es wird vielmehr angenommen, er wäre unbegrenzt durchführbar. Das sehen wir anders. Wegen der Anreicherung nicht thermisch spaltbarer Isotope, den gelegentlichen Ausfall von Brennelementhüllen, oder ^{anderen Gründen} aus V, werden einige Teile des verbrauchten MOX-Brennstoffs als Abfall behandelt werden müssen, wodurch sich die Ausgangsmengen etwas erhöhen.

Wir glauben nicht, daß die oben angegebenen Gesamtverluste von 2 % wirklich als ungünstige Annahme zu bezeichnen sind, weil dies erstens voraussetzen würde, daß ALKEM erfolgreich einen noch nicht erprobten Prozeß entwickelt, um den Anteil der unlöslichen Rückstände von hochabgebranntem MOX-Brennstoff zu verringern, und zweitens, daß es DWK gelingt, die für die Abfälle angegebenen Grenzwerte einzuhalten oder darunter zu bleiben. Bisher hat noch keine kerntechnische Anlage, die kontinuierlich betrieben wurde, diese Grenzwerte einhalten können. Im allgemeinen waren die Abfallmengen erheblich größer als vorausgesagt. Es gibt für die DWK auch keinen finanziellen Anreiz, die angegebenen Zahlen für die Plutoniumverluste einzuhalten. Die Grenzkosten für eine bessere Rückhaltung sind wesentlich größer als der Wert der so zurückgehaltenen Stoffe. Es wird auch nicht erwogen, das Erreichen der angegebenen Verlustrate durch Auflagen oder Vorschriften zu fordern.

Die Wiederaufarbeitungsanlage in Gorleben soll in Betrieb gehen, lange bevor die Anzahl von Atomkraftwerken existiert, die sie entsorgen kann. Daher bleiben im System keine Reaktoren über, die nur mit Brennstoff aus angereichertem Uran betrieben werden können. Wir nehmen daher an, daß alle Reaktoren auch mit MOX betrieben werden und keine Reduktion der Ausgangsmenge zur Berücksichtigung eines "mix" im Gesamtsystem erforderlich ist.

Die DWK geht davon aus, daß die Anlage mit höchstens etwa 25 % MOX-Brennstoff arbeiten wird. Das widerspricht nicht unserer Annahme von einer Gleichgewichtsmenge von 35 %. Da zu jedem Zeitpunkt in einer wachsenden Atomenergiewirtschaft mehr Anlagen in frühen Phasen der Rückführung (geringe MOX-Benutzung) sein werden, wird die Menge des aufgearbeiteten MOX-Brennstoff 25 % möglicherweise nicht überschreiten. Wie wir jedoch ausführten, ist die Grundlage für die Abschätzung von Vor- und Nachteilen der Wiederaufarbeitung und Rückführung gegenüber der direkten Lagerung der abgebrannten Brennelemente und ausschließlichen Nutzung von Brennstoff aus angereichertem Uran nicht die Wiederaufarbeitungsanlage, sondern der Durchsatz von Brennstoff durch einen Reaktor während dessen gesamter Lebensdauer. Die Wiederaufarbeitung ist kurzfristig sehr vorteilhaft (Faktor 20 bis 30) für die ersten paar Ladungen abgebrannter Brennstoffe, später entsteht jedoch ein dies mehr als ausgleichendes großes Problem durch den Durchsatz von MOX-Brennstoff.

In einer sich ausdehnenden Atomwirtschaft wird beim Vergleich des jährlichen ^{Abfall-}Output der Wiederaufarbeitungsanlage mit dem abgebrannten Brennstoff aus der gleichen Zahl von Reaktoren die Tatsache vernachlässigt, daß ein Großteil des angeblichen Gewinnes auf Reaktoren zurückzuführen ist, deren Betrieb erst begonnen hat und deren MOX später wiederaufgearbeitet werden muß. Dieses falschverstandene System der Buchhaltung führt zu sehr ungenauen Schlüssen.

Die gleichen, bin ins Einzelne gehenden Untersuchungen für einen Kreislauf, in dem auf jeden Reaktor, der nur MOX-Brennstoff benutzt, drei Reaktoren kommen, die mit angereichertem Uran beschickt sind, konnten nicht durchgeführt werden. Wir stellten jedoch fest, daß so ein System sehr schnell das Gleichgewicht erreicht (bei ^{etwa} 26% MOX), und daß das MOX aus einem nur mit plutoniumhaltigen Brennstoff gefüllten Reaktor etwas mehr Americium und Curium enthält, als das von einem Reaktor, der zu 35% mit MOX und zu 65% mit angereichertem Uran beschickt war. (10). Ein nur mit plutoniumhaltigem Brennstoff beschickter Reaktor erzeugt ungefähr 46,2 kg/Jahr Curium-244 und die drei mit angereichertem Uran beschickten Reaktoren erzeugen zusammen 2,1 kg/Jahr, so daß die Summe 48,3 kg/GW(e)Jahr beträgt. Wird das MOX gleichmäßig auf alle vier Reaktoren verteilt, ^(Fall E) entstehen 60 kg. Wir können unsere Schlußfolgerungen also gut auf beide Fälle anwenden.

Es mag sein, daß ein Teil des Plutoniums für Schnelle Brüter abgezweigt wird, aber es läßt sich schwer schätzen, wie viel. Ein mit Mischoxid betriebener Reaktor erzeugt während seiner Lebensdauer ungefähr 12 Mg Plutonium, der ihn "ersetzende" Schnelle Brüter muß jedoch erst einmal mit 3-4 Mg beschickt werden, damit er die Produktion aufnehmen kann. Die Abfälle der Schnellen Brüter müssen aber auch in die Berechnung mit einbezogen werden. Die sehr komplexen Computermodelle, die dafür erforderlich sind, lassen uns nicht weiter auf dieses Problem eingehen.

Unter Berücksichtigung aller dieser Ergebnisse kommt die GIR zu der Meinung, daß die folgende Zusammenfassung die momentan bestmögliche Beurteilung der Situation darstellt.

Gegenüberstellung der Nettoausgangsmengen für den Nicht-Wiederaufarbeitungs- und den Wiederaufarbeitungs- und Rückführungsfall bei Betrachtung des Durchschnitts über die Lebensdauer

Für einen bestimmten Reaktor, der in Bezug auf Leistungseigenschaften und Abbrand dem ORNL-5118 Druckwasserreaktor (oder dem ähnlichen Siedewasserreaktor) ähnlich ist, gilt:

Die während seiner Lebensdauer erzeugten Mengen von Plutonium-239 und Plutonium-240 in den verschiedenen HLW- und TRU-Abfallströmen aus Wiederaufarbeitung und Plutoniumrückführung im Gleichgewicht führen dazu, daß eine Menge dieser Isotope der Endlagerung zugeführt wird, die nur um den Faktor 4-7 geringer ist als die Mengen, die, aus der entsprechenden Menge abgebranntem, angereichertem Uran entstehen würde, das nicht aufgearbeitet wurde.

Die während der Lebensdauer erzeugte Neptunium-237-Menge würde sich nur geringfügig (10 - 15%) verringern.

Die Erzeugung von Radium-226 während der Lebensdauer würde um den Faktor 10 bis 20 verringert.

Wir wollen schließlich darauf aufmerksam machen, daß im Falle von Wiederaufarbeitung und Rückführung ein Teil der Ausgangsmengen der Actiniden nicht in den verglasten HLW gelangt, dessen Auslegung und Spezifikationen so viel Aufmerksamkeit geschenkt wird, sondern in den wesentlich weniger erforschten TRU-Abfallstrom. Man muß befürchten, daß hier die Gefahr ihrer unkontrollierten Freisetzung wesentlich größer ist.

Vergleich der Ausgangsmengen von HLW und TRU

Tabelle 4 zeigt die Nettoausgangsmengen in HLW und TRU für Brennstoff aus angereichertem Uran, Wiederaufarbeitungsabfall dieses Brennstoffs und die Mengen des Abfalls bei Wiederaufarbeitungsgleichgewicht. Durch die Tabelle werden folgende Schlußfolgerungen klar:

Wird der verbrauchte Brennstoff nicht aufgearbeitet, fällt im Wesentlichen kein TRU-Abfall bei Brennstoffkreislaufoperationen in der BRD an.

Wird abgebrannter Brennstoff aus angereichertem Uran aufgearbeitet, so sind die Ausgangsmengen von Plutonium-239 und Plutonium-240 im HLW und im TRU gleich groß. Die Ausgangsmenge des Neptunium-237 beträgt ungefähr 10 % von derjenigen im HLW. Die Ausgangsmenge des Radium-226 im TRU ist etwa fünfmal größer als die im HLW.

Für den wiederverwendeten MOX-Brennstoff im Rückführungsgleichgewicht sind die Ausgangsmengen des TRU-Abfalles alle etwa um den Faktor 1,5 höher als für angereichertes Uran-Brennstoff. Die Ausgangsmengen im HLW sind jedoch bis zu 15 mal größer, abhängig vom jeweiligen Isotop.

Mit wechselndem Erfolg wird auf die Entwicklung komplexer Prozesse und Formen zur Verglasung der HLW sehr viel Anstrengung aufgewendet. Ein Großteil der Aufmerksamkeit, die der Behandlung der Wiederaufarbeitungsabfälle gewidmet wurde, hat sich, vielleicht fälschlich, auf diesen Punkt konzentriert. Wie Tabelle 4 zeigt, sind die Ausgangsmengen der Actiniden und ihrer Zerfallsprodukte im TRU-Abfall vergleichbar mit denen im HLW; falls Plutonium wiederverwendet wird, entsprechen sie einem beträchtlichen Teil des Inventars im unaufgearbeiteten U-Brennstoff.

Da die Methoden zur Verfestigung dieser TRU-Produkte, besonders der riesigen Abfallmengen aus der Brennelementfertigung, nicht mit der gleichen Genauigkeit untersucht wurden wie die HLW-Verglasung, ist es möglich, daß nicht der HLW, sondern der TRU-Abfall die wichtigste Gefahrenquelle für die Biosphäre darstellt. Es ist ein vollständiger Vergleich zwischen HLW und TRU-Abfall einerseits mit dem ursprünglichen abgebrannten Brennstoff aus angereichertem Uran andererseits notwendig, bevor der Anspruch erhoben werden darf, daß die Wiederaufarbeitung für die Abfallbehandlung Vorteile bringt.

Gesamtmenngen des anfallenden Abfalls

Ein oft zitierter angeblicher Vorteil der Wiederaufarbeitung für die Abfallbeseitigung besteht aus einer Verringerung des Abfallvolumens. Tabelle 6.3.1. dieses Kapitels zeigt den Versuch, die bei der Wiederaufarbeitung anfallenden Abfallvolumen zu vergleichen mit den Eigenvolumen des abgebrannten Brennstoffs, wobei die Daten auf einer Reihe von Berichten aus verschiedenen Quellen basieren. Obgleich aber alle diese Berichte nicht nur ein schnelles Anwachsen des gesamten Abfallvolumens, sondern auch das Volumen des Abfalls, der so sicher wie HLW gelagert werden muß (damit ist der TRU, besonders der hochaktive TRU gemeint), zeigen, ist kaum ein Vergleich mit den Zahlen der DWK möglich. Andere Berichte, die sich nur mit der Wiederaufarbeitung an sich beschäftigen, berücksichtigen oft das Volumen von Zement, Bitumen und dem Material der Fässer usw. nicht. Dementsprechend überdecken von allen in Tabelle 6.3.1. aufgelisteten Zahlen nur die der DWK alle mit der Wiederaufarbeitung zusammenhängenden Brennstoffzyklusaktivitäten, und nicht nur den dem TP 2 entsprechenden Teil. Einige Angaben, insbesondere die der BNFL, sind ebenfalls wesentlich niedriger, als qualifizierte Berater für den Brennstoffkreislauf (z. B. die IAEA-Gruppe) für möglich halten.

In diesem Abschnitt beschäftigen wir uns dementsprechend nur damit, die Volumen der verschiedenen Abfallströme der geplanten Anlage bei Gorleben mit dem Volumen der abgebrannten Brennelemente zu vergleichen, sowohl in verpackter wie in unverpackter Form. Für diesen Vergleich nehmen wir an, daß in einem hypothetischen Reaktor mit einer Leistung von 1 GW(e) jährlich im Durchschnitt etwa 16m^3 abgebrannter Brennstoff anfällt, der bei Kapselung zusammen mit dem Hüllmaterial ein Volumen von 30m^3 hat. Diese Zahlen stammen aus dem NUREG-0116-Bericht der U.S.NRC. Es wird davon ausgegangen, daß 2/3 der Reaktoren Druckwasserreaktoren sind und 1/3 Siedewasserreaktoren; die DWK rechnet mit einem ähnlichen Verhältnis (60 % DWR, 40 % SWR).

Die Zusammenfassung aller Abfälle, die aus den verschiedenen Teilen der Wiederaufarbeitungsanlage aufzutauen, ist schwierig, da im Graubuch der DWK trotz der vielen Tabellen der Anteil der TP 5 verlassenden Abfälle, die auf TRU-Abfälle aus TP 4 zurückgehen, schwierig zu bestimmen ist. Einige der sogenannten Abfälle aus TP 4 werden weiters zum TP 2 zurückgeleitet und mit dem Aufarbeitungsstrom vermischt und so läßt sich nicht genau kalkulieren, wie viel die Volumenverringerung von flüssigem TRU in TP 5 ausmacht. Schließlich teilt die DWK den Abfall durchwegs primär nach der Aktivität nur in hochaktiven, mittelaktiven und niedrig-aktiven ein und verschleiert damit die Natur der einzelnen Abfallströme. Mittelaktiver TRU benötigt sicher wesentlich mehr Sorgfalt bei Verpackung und Lagerung als mit kurzlebigen Spaltprodukten verseuchtes Material, das auch zum mittelaktiven Abfall gezählt wird.

Unter Berücksichtigung dieser Einschränkungen versucht Tabelle 5 die Abfallströme des Entsorgungszentrums Gorleben darzustellen, wie sie aus dem Graubuch der DWK zu entnehmen sind, und vergleicht sie mit dem Volumen des abgebrannten Brennstoffes. Die Tabelle zeigt, daß das Volumen des hochaktiven Abfalls, ob nun HLW oder TRU, bereits doppelt so groß ist als das Volumen des verpackten Brennstoffes und vier mal so groß wie das Volumen des in der Wiederaufarbeitungsanlage ankommenden, abgebrannten Brennstoffs. Die berühmten Glasblöcke machen jedoch nur einen sehr kleinen Teil des gesamten Abfallstromes aus. Nur 4 % des Gesamtvolumens des HAW besteht aus den Glasblöcken; der Rest des hochaktiven Abfalls muß ebenso sorgfältig gehandhabt werden als die Glasblöcke.

Das oben gesagte läßt nur einen Schluß zu: es gibt keinen volumenmäßigen Vorteil der Wiederaufarbeitung, der Ablagerungsvorgang wird im Gegenteil erheblich erschwert. Aber nicht nur das Volumen wird erheblich größer, es gilt auch noch mit vielen unterschiedlichen Abfallarten fertig zu werden und ein großer Teil der TRU-Produkte befindet sich z.B. in mit Bitumen ausgegossenen Stahlfässern, in denen sie wesentlich empfindlicher auf Wasser oder Salzlösung reagieren als in ihrer ursprünglichen Form im nicht aufgearbeiteten abgebrannten Brennstoff.

Anmerkungen

1. Vollständig an diesen Bericht angehängt. ORNL-5118 stand uns nur in Kurzfassung zur Verfügung. (siehe aber Bemerkung auf Seite 6.4. - 54)
2. U.S. Nuclear Regulatory Commission, "Final Environmental Statement on the Use of Recycle Plutonium in Mixed Oxide Fuel in Light Water Cooled Reactors", Bericht NUREG-0002 (Washington D.C.: USNRC, 1976).
3. "Report to the American Physical Society by the Study Group on Nuclear Fuel Cycles and Waste Management", Rev. Mod. Phys. Nr. 1, Teil 2, Seite 50 (Sonderausgabe), Januar 1978.
4. Das bedeutet, daß eine Berechnung, die nur die Abfälle der Aufarbeitung der ersten paar Reaktorentladungen berücksichtigt, später MOX-Kerne vom selben Reaktor vernachlässigt. Es ist VÖLLIG FALSCH den Abfall einer Wiederaufarbeitungsanlage mit dem abgebrannten Brennstoff der entsprechenden Anzahl von Reaktoren zu vergleichen, bevor das geplante System von Aufarbeitungsanlagen und den dazugehörigen Reaktoren das Gleichgewicht erreicht hat.
5. Bericht der RSK/SSK: "Fundamental Realizability of the Waste Treatment and Storage Center from the Safety Engineering Aspects: Assessment and Recommendations of RSK and SSK." 20. 10. 1977, Seite 43 der englischen Fassung. Es ist unerklärlich, daß diese offiziellen Gutachtergremien diese fragwürdigen Daten ohne Kommentar weitergeben.
6. Bericht an die APS, siehe Anmerkung 3.

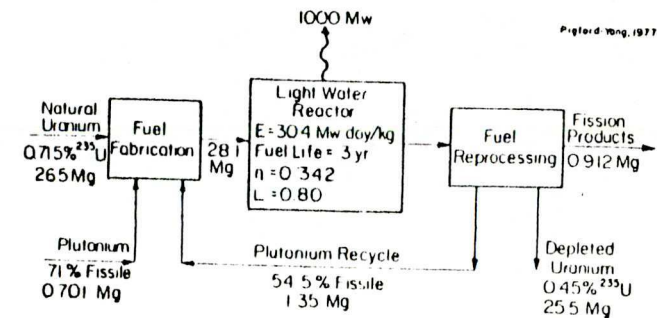
7. "High Level Waste from Light Water Reactors," von B.L.Cohen, Rev. Mod. Phys. , Nummer 1, Januar 1977 Seite 49 .
8. Siehe Anmerkung 7. .
9. "Handling of Spent Nuclear Fuel and Final Storage of Vitrified High Level Reprocessing Waste," der schwedische K rn-Br nsle-S kerhet (KBS) Bericht, die engl. Übersetzung , ist ein Beispiel dafür.
10. T.R.Figford und K.F. Ang, "The Plutonium Fuel Cycles," Health Physics, Nummer 29 (1975), Seiten 451 bis 468.
11. Für die Beschreibung von 200l und 400 l -Fässern, mit und ohne Betonabschirmung und die entsprechende Alpha-Aktivität siehe:"Zur friedlichen Nutzung der Kernenergie", (Bonn: BFT, 1978), Seiten IIId5 bis IIId6.
12. Bericht über das in der Bundesrepublik Deutschland geplante Entsorgungszentrum für ausgediente Brennelemente aus Kernkraftwerken. (Anm. d. U.)

Abbildung 1

Fließbild des Stoffgleichgewichts für größtmöglichen Plutoniumverbrauch

Mischoxidbrennstoff - Leichtwasserreaktoren

Quelle: Siehe Anmerkung 3, Seite 57



Rev. Mod. Phys., Vol. 50, No. 1, Part II, January 1978

Tabelle 1

Isotopenzusammensetzung des Abfalls von Druckwasserreaktoren
bei der Verwendung von Mischoxidbrennstoff in kg/GW(e)Jahr

Quelle: ORNL-5118

	U	A	B	C	D	E
U-234	4.41	3.53	3.41	3.37	3.30	3.35
U-235	219.	182.	176.	173.	171.	171.
U-236	186.	144.	140.	133.	131.	129.
U-237	—	0.333	0.324	0.307	0.303	0.298
U-238	25700.	25600.	25700.	25700.	25600.	25500.
Np-237	21.6	17.0	16.5	15.7	15.5	15.2
Np-239	2.17	2.15	2.19	2.12	2.12	2.08
Pu-238	8.06	9.95	9.66	13.6	13.0	16.3
Pu-239	142.	186.	188.	205.	201.	207.
Pu-240	59.2	96.3	95.2	119.	115.	125.
Pu-241	28.2	54.5	53.8	72.6	70.4	79.4
Pu-242	9.63	26.1	25.9	43.8	42.9	55.5
Am-241	0.684	2.07	1.97	3.45	3.23	4.11
Am-242m	0.036	0.124	0.118	0.215	0.205	0.260
Am-243	2.56	12.8	13.1	23.3	23.8	30.4
Cm-242	0.275	0.897	0.896	1.31	1.31	1.50
Cm-244	0.819	7.66	8.34	13.2	14.3	16.7
Cm-245	0.052	0.889	1.01	1.46	1.63	1.81
Cm-246	0.006	0.103	0.127	0.153	0.176	0.180

Tabelle 2

Isotopenzusammensetzung des Plutoniums im Brennstoffkreis-
lauf der Leichtwasserreaktoren

a) Daten der DWK

Quelle: Teil 4.3.2.1. - 2 des Sicherheitsberichtes

Isotop	Brennstoff aus ange- reichertem Uran	MOX im Wiederver- wendungsgleichgewicht
Pu-238	2,18 %	2,0 %
Pu-239	57,62 %	54,0 %
Pu-240	24,33 %	25,0 %
Pu-241	11,46 %	14,0 %
Pu-242	4,41 %	5,0 %

b) Daten aus ORNL-5118

Quelle: Anhang von ORNL-5118

Isotop	U Core	A Core	B Core	C Core	D Core	E Core
Pu-238	3,3 %	2,7 %	2,6 %	3,0 %	2,9 %	3,4
Pu-239	57,5 %	49,9 %	50,5 %	45,1 %	45,4 %	42,8
Pu-240	24,0 %	25,8 %	25,6 %	26,2 %	26,0 %	25,9
Pu-241	11,4 %	14,6 %	14,4 %	16,0 %	15,9 %	16,4
Pu-242	3,9 %	7,0 %	7,0 %	9,7 %	9,7 %	11,5

Das E Core ist gleichbedeutend mit dem Plutonium des
Wiederverwendungsgleichgewichtes.

Tabelle 3

Vergleich der Isotopenzusammensetzung von nicht aufgearbeitetem Abfall mit den Isotopenzusammensetzungen der verschiedenen HLW und TRU-Abfälle der Wiederaufarbeitungsanlage, wenn sich das Wiederverwendungsgleichgewicht eingestellt hat.

Alle Werte in kg/GW(e) Jahr

Quelle: Die Angaben kommen vom Modell des Druckwasserreaktors von OKNL-5118. Es wurde davon ausgegangen, daß der Brennstoff nach der Entladung 3 Jahre zwischengelagert wurde. Die Verluste wurden beim HLW mit 0,5%, beim HAW TRU auch mit 0,5% angesetzt (Hüllen, Teile des Cores). Weiter wurde angenommen, daß Plutonium vor der Weiterverarbeitung zwei Jahre zwischengelagert wurde. Gesamtverlust des Pu: 1%. 90% davon durch Americium-241 im HLW und 10% im TRU-Abfall.

Isotop	Brennstoff aus angereichertem Uran	Gleichgewicht der Pu-Wiederverwertung			Summe
		HLW	HAW TRU	sonstiger TRU	
Np-237	21.6	15.1	0.08	nll	15.2
Pu-238	8.1	0.09	0.09	0.18	0.36
Pu-239	142	1.04	1.04	2.08	4.16
Pu-240	59.3	0.63	0.63	1.26	2.52
Pu-241	22.5	0.34	0.34	0.61	1.29
Pu-242	9.6	0.28	0.28	0.56	1.12
Am-241	4.6	21.3	0.08	0.62	22.0
Am-242m	0.03	0.26	nll	nll	0.26
Am-243	2.56	30.4	0.15	nll	30.6
Cm-244	0.74	15.0	0.08	nll	15.1
Cm-245	0.05	1.8	0.01	nll	1.8

Tabelle

Mengenvergleich zwischen HLW und TRU-Abfallströmen

Angaben in kg/MW(e) Jahr

Berechnet aus den Daten von Tabelle 3, aus ORNL-5118. Vorausgesetzt wurden 0,5% abgebrannter Brennstoff im HLW, 0,5% im HAW-TRU(Hüllen) und 1% in anderen TRU-Abfällen, besonders im MAW. Wie die Experimente der Vergangenheit zeigen, scheinen diese Angaben sehr ungünstig zu sein.

Anteil von:	Brennstoff aus angereichertem Uran	Aufarbeitung aus Gleichgewichts MOX-Brennstoff		Aufgearbeitet aus Brennstoff aus angereichertem Uran	
		HLW	TRU	HLW	TRU
Pu-240	60	15,6	2,0	1,0	0,9
Pu-239	145	31,4	3,2	3,4	2,1
Np-237	49	32,7	1,7	26,3	2,3
Ra-226	12,5	0,30	0,34	0,04	0,21

Tabelle 5

Abfallvolumina der Wiederaufarbeitungsanlage Gorleben

Angaben in $\text{m}^3/\text{GW(e) Jahr}$

Nicht aufgearbeiteter abgebrannter Brennstoff	16 m^3
Nicht aufgearbeiteter abgebrannter Brennstoff in Behälter verpackt	30 m^3

Glasblöcke aus HLW	2,7 m^3
HAW TRU in abgeschirmten 2 m^3 -Behältern	67 m^3
200 l Fässer mit Beton-Abschirmung	600 m^3
200 l Fässer ohne Beton-Abschirmung	60 m^3
400 l Fässer	500 m^3
50 l Flaschen für Krypton	0,06 m^3
Tritiumhaltige Flüssigkeiten, die in der	
Summe nicht enthalten sind	100 m^3

Gesamtvolumen, das bei der Aufarbeitung von

16 m^3 abgebranntem Brennstoff entsteht: 1230 m^3

Davon sind ca 70 m^3 hochaktiver, transuranhaltiger Abfall.

Wir vermuten, daß LAW und MAW TRU ein Volumen von einigen
hundert $\text{m}^3/\text{GW(e) Jahr}$ haben, doch läßt sich das aus den
Angaben der DWK nicht feststellen.

Kapitel 6.4.

Anhang I

ORNL - 5448

(vollständig)

Anhang II

Auszüge aus

dem

IRG-Bericht

(Anhang)

TID-23348

Bemerkung des Koordinators:

Aus technischen Gründen wurde darauf verzichtet,
diese umfangreichen Dokumente diesem Bericht als
Teile beizugeben; sie können im Büro der GIR ein-
gesehen werden.

6.5. Verglasung

6.5.0. Vorwort von Yves Lenoir

Aus unserer Erfahrung im industriellen und nuklearen Bereich wissen wir, daß die Leistungsfähigkeit einer neuen Technologie, bezüglich der Verfahren oder der Änderung der Größenverhältnisse, nicht vollständig schriftlich dargestellt werden kann.

Die Unvoraussagbarkeit nimmt bei der Bearbeitung der Stoffe und ihrer Handhabung zu und stellt einen hohen Gefährlichkeitsgrad dar.

Von diesem Gesichtspunkt aus gesehen ist die Atomenergie in der Tat schwer zu beherrschen, da die bestrahlten Stoffe ihre schädliche Wirkung auch aus größerer Entfernung ausüben und weil sie eine große Zahl physikalischer und chemischer Eigenschaften besitzen, durch die einige Stoffe sehr giftig, ätzend und flüchtig sind.

Um die daraus folgenden Gefahren abzuwenden, müssen viele komplizierte, vorbeugende Maßnahmen ergriffen werden. Für die Sicherheit kerntechnischer Anlagen kann als Beispiel angeführt werden, daß eine so gefährliche Industrie bisher so wenige schwere Unfälle gehabt hat

Trotzdem fordert diese Komplexität ihre Opfer. Seit der Inbetriebnahme von La Hague gab es dort keinen schweren Unfall; aber die Arbeitsbedingungen verschlimmerten sich,

die Verfügbarkeit nahm ab und die Strahlenbelastung stieg mit der Zahl der Zwischenfälle.

Aus diesem Grunde schenken wir besonders den Punkten: Ausnutzung der Anlage, kritische Prüfung der Zwischenfälle, Instandhaltung und Reparaturarbeiten Beachtung.

Die zahlreichen Gespräche, die wir seit mehreren Jahren mit Technikern, Forschern und Ingenieuren der Atomindustrie in Frankreich geführt haben, zeigen uns, in welchem Maße die technischen und wirtschaftlichen Berechnungen auf diesem Gebiet falsch sein können, sowie die Folgen, die solche Fehler durch Bestrahlung und Verseuchung der Arbeiter haben können.

Wir konnten natürlich nie in offiziellen Papieren beziehungsweise in den Sicherheitsberichten, die uns zugänglich waren und welche in Frankreich geheim gehalten werden, ernstzunehmende Untersuchungen auf diesem Gebiet finden, welches außerdem erstens aus menschlicher und zweitens aus wirtschaftlicher Sicht entscheidend ist.

Als wir uns entschlossen hatten an dem G.I.R. teilzunehmen, dachten wir, es sei interessant, das DWK Projekt unter Beachtung der französischen Erfahrungen zu untersuchen. Dafür gab es folgende Gründe:

- Die Grundverfahren, die von der DWK für die Wiederaufarbeitung gewählt worden sind, die Mischoxid-Brennstoff Herstellung und die Verglasung sind die gleichen, wie die,

die in Frankreich schon seit mehreren Jahren angewendet werden.

- Die Gleichartigkeit der zu überwindenden Schwierigkeiten und der umfassende Austausch von Informationen zwischen französischen und deutschen Spezialisten führten dazu, daß in beiden Ländern sehr ähnliche Lösungen gefunden worden sind.

- Ferner existieren Zusammenarbeitsübereinkommen wissenschaftlicherseits zwischen Karlsruhe und der CEA oder gewerblicherseits zwischen der COGEMA und der DWK (KEWA) durch UNIREP.

Die Vereinbarungen führten speziell in Gorleben zu einem Verglasungsschema, das dem von AVM (Atelier de Vitrification Marcoule) sehr ähnlich ist. Dies wird erwähnt in einer Antwort der DWK zur Verglasung und äußert sich seit Juli 1977 in einer Kontrolle der Publikation gewisser Forschungsergebnisse aus Karlsruhe durch die französische Nuklearindustrie. +

+ R. Jungk - ATONSTAAT - Chapter 4.8. - Rober Laffont.

J. P. SCHAPIRA und ich beschlossen, unsere Arbeit aufzuteilen. Er entschied sich, hauptsächlich die Wiederaufarbeitung zu untersuchen, während ich an der Verglasung und an der MOX-Brennstoff Herstellung arbeite.

Die Informationen, die uns von der CEA und der COGEMA zugänglich gemacht wurden, waren unzureichender, als die der DWK; wir baten die Hauptgeschäftsleitung der COGEMA um die Erlaubnis, Techniker und Ingenieure zu treffen und ihre Akten einzusehen. Dieses wurde uns ^{in einer} verachtungswürdigen und unverschämten Art und Weise untersagt.

Abgesehen davon, daß unsere Fragen an die DWK allgemein besonders unbefriedigend beantwortet wurden, kamen bemerkenswerter Weise auf dem Gebiet des Abfalls und der Verglasung mangelhafte Genauigkeit Unrichtigkeit gleich. (Siehe Liste der Fragen im Anhang und unsere Untersuchungen und Kommentare zu einigen Punkten)

Also versuchten wir, die geheimen Informationen auf anderem Wege zu bekommen.

Verschiedene Ingenieure und Techniker, mit denen wir uns getroffen haben, verschafften uns unter dem Siegel der Verschwiegenheit Dokumente. Natürlich können wir deren Namen genauso wie die Quellen der vollständigsten Unterlagen, zu denen wir Zugang hatten, nicht angeben. (Die Genauigkeit gewisser Details beweist, daß unsere Quellen hervorragend waren.)

Dies läßt die Freiheit der Ausdrucksmöglichkeit (freedom of expression) und den Zugang zu Informationen heutzutage erkennen. Wir wollen keine Industriegeheimnisse erfahren. Es würde uns nichts ausmachen, wenn die Originalgeräte nur kurz beschrieben wären. Dann gäbe es kein Risiko der Verbreitung, wir könnten so ihre Bedeutsamkeit abschätzen. Müssen wir daraus schließen, daß das Argument der Geheimhaltung praktisch die Unvollständigkeit vieler Entwicklungen verbirgt?

All dies erklärt, warum wir erst Mitte Januar 1979 Informationen und genaue Dokumente über die AVM erhalten konnten und warum wir nichts Bedeutsames betreffs der Industrialisierung der NOX-Brennstoff Herstellung gefunden haben. Wir haben heute den Eindruck, nachdem wir unsere Untersuchungen fast abgeschlossen haben, daß die Verantwortlichen der Atomindustrie zur Genüge auf ihre eigene Macht, alle kritisierbaren Fakten schamlos geheimzuhalten, vertrauen und keine Rechenschaft über die Gesamtsummen, die ihre Projekte verschlingen, ablegen, so, als befürchteten sie, ihre Versprechen nicht einhalten zu können.

In wissenschaftlicher Sprache möchten wir folgendes sagen: Das ^{gute} Funktionieren der Einheiten Verglasung und NOX-Brennstoff Produktion kann höchstens hypothetisch oder prinzipiell als gegeben angenommen werden.

Mit Hilfe von Annahmen ist es möglich, wirtschaftliche Abschätzungen durchzuführen, denen die grundsätzlichen Entscheidungen zu Grunde liegen.

Aber dann halten wir uns nicht mehr genau an das Thema.

6.5.1. Zusammenfassung

Die industrielle Verglasung in einer Größenordnung, die der anfallenden Menge zu verglasenden Abfalls entspricht, hat gerade begonnen.

Wir haben versucht, die beabsichtigte Kapazität der Anlage in Gorleben (TP5) abzuschätzen. Weil die Erfahrungen auf dem Gebiet der Verglasung spärlich sind, können wir nicht die Produktivität der Anlage erörtern und die Bestrahlung des Personals einschätzen. Wir müssen uns mit einer Untersuchung der Anlage und einigen ganz allgemeinen Angaben, die auf der Kenntnis anderer Anlagen der Atomindustrie beruhen, begnügen. Wir betrachten die wesentlichen Aspekte bezüglich der Kontinuität industrieller Verfahren:

- Ursachen der unfallbedingten Kontamination
- Instandhaltung hoch radioaktiver Bereiche
- Abschirmung inaktiver Bereiche
- derzeitige Mehrfachauslegung beim Verglasungsprozeß

Die Verglasungsanlage, wie sie von der DWK im Sicherheitsbericht für Gorleben beschrieben worden ist, entspricht der der AVM, die von der CEA und COGEMA gebaut worden ist. Folglich geht die deutsche Erfahrung auf das Jahr 1970 zurück und betrifft insbesondere die Entwicklung zweier Originalverfahren, VERA und PAMELA, wobei das letztere, das der Verkapsellungs-dient, in Zusammenarbeit mit der Eurochemie entwickelt worden ist. Die KEWA

hat auf die kommerzielle Nutzung einer der beiden Techniken verzichtet und ersetzt die chargenweise Verglasung durch einen kontinuierlich arbeitenden Drehofen, AV1, (Aus vielen Versuchsverfahren in den USA, Großbritannien und Frankreich) der in Marcoule entwickelt worden ist. Das einzige Verfahren zur Herstellung borselikat-verglasten Abfalls - dieses ist gegen Wasser das am widerstandsfähigste Glas - im industriellen Maßstab ist der chargenweise arbeitende PIVER Prozeß aus Marcoule mit dem zwischen 1969 und 1974 12t Glas hergestellt wurden, das 5,5 MCi enthielt, die aus Lösungen kaum aktiven Abfalls stammen, der bei der Wiederaufarbeitung kaum abgebrannten militärischen Brennstoffs angefallen ist, aus dem man vorher, für industrielle Zwecke, einen großen Teil des Cäsium-137 abgetrennt hatte.

Daher kann man wohlbegründet sagen, daß die verantwortlichen Deutschen, die die technischen Schwierigkeiten bei der Verfestigung des Abfalls gut kannten, das AVM Projekt zu jener Zeit als besten Kompromiß zwischen Produktivität und Sicherheit beurteilten, obwohl ihnen diesbezüglich keine Ergebnisse zur Verfügung standen. Die Prüfung der Untersuchungen im AVM Sicherheitsbericht und die ersten Ergebnisse bezüglich der Ausnutzung der AVM zeigen, daß es sehr schwierig sein wird, die Kontinuität des Verfahrens zu garantieren.

Der Prozeß ist durch eine große Zahl von Schwachstellen beeinträchtigt:

- Der häufige Transport fester und flüssiger Stoffe zwischen inaktiven und aktiven Bereichen ohne jegliche andere Möglichkeit der Isolation außer durch Unterdruck- Handschuhkästen (garde hydraulique, anti-syphon), von denen durch Schlamm und Überdruck ein Kontaminationsrisiko ausgeht.
- Durch mögliche nicht entdeckbare Leckagen im heißen Teil auf der Höhe des Drehofens.
- Ein Überlaufen eines Lagertanks der Spaltprodukte in den anderen kann beim Ausfall des Meßgerätes für hohe Aktivität des ersten Tanks bis zum Ansprechen des gleichen Instruments des zweiten Tanks nicht bemerkt werden.

Außerdem wird ein Teil des im Kreislauf produzierten Glases nicht der erwarteten Form entsprechen, weil die Zusammensetzung des Inhalts des zweiten Tanks sich auf Grund des Verfahrens auf unvorhersehbare Art und Weise ändert. Solange keine Geräte geplant sind, die die Zusammensetzung der Glasblöcke messen, sammelt man Glas unbekannter Zusammensetzung an.

Die Zusammensetzung des Glases wird im Voraus durch Messung der Zusammensetzung des Inhalts des zweiten Tanks bestimmt. Solange diese Messung einen ziemlich langen Zeitraum (in Marcoule mehrere Tage) in Anspruch nimmt, ist die Handhabung der Tanks, die die Spaltprodukttlösungen enthalten, sehr bedenklich, weil der für den Transport der Lösungen zwischen den Tanks zuständige Dampfeinleiter bewirkt, daß sich die Konzentrationen

in unerwünschter Weise verändern.

- Es besteht ein sehr großes Kontaminationsrisiko der Kontrollräume bei den Kreuzungspunkten (crossing-points) der Manipulatoren im Falle einer Unterbrechung der Ventilation oder durch Unfall bedingten Überdruck. Die Kontinuität des Verfahrens wird hierdurch beeinträchtigt.

- Häufiges Zerlegen und Zerkleinern von stark bestrahltem schwerem Material (z.B. Kalzination, Drehofen).

- Notwendigkeit zahlreicher Transporte radioaktiver Proben (Verstopfungs - und Kontaminationsrisiko).

- Schwierigkeiten der Handhabung völlig verseuchter Einheiten, wie die Maschine, die die Deckel auf die Behälter schweißt, die Schneidevorrichtung, die dafür benutzt wird, den festen Abfall abzuschneiden, das Drehgestell für die Platzierung der Behälter, die positionierung der Dekontaminationseinheit; alle diese Apparaturen befinden sich entweder in der Verglasungszelle selbst oder in einer angrenzenden Zelle.

- Schließlich sind Unfälle während des Transports der Behälter mit Hilfe von Kranen zwischen Verglasungs- und Dekontaminationszelle oder während des Transports in den dazwischen liegenden Lagerraum und während des

Herablassens in den Bergwerksschacht möglich. Solche Unfälle können einen extrem schwierigen beziehungsweise unmöglichen (wegen der hohen Temperatur und Radioaktivität der Behälter) menschlichen Eingriff erfordern; deswegen muß schlimmstenfalls die Anlage geschlossen werden. Wenn ein Glasblock in dem Moment herunterfällt, während er in den Schacht herabgelassen wird, könnte der Stahlbehälter auseinanderbrechen und die gesamte Lagerzone verseuchen (was nicht auszuschließen ist). Ein Ausfall der Ventilation kann nicht durch natürliche Konvektion ohne Verseuchung der Umwelt kompensiert werden, weil die natürliche Konvektion nicht eintritt kann, wenn die Filter im Ventilationssystem an ihrem Platz bleiben.

Der von der KEWA erstellte Sicherheitsbericht, der von der DWK übernommen und uns zugesendet wurde, ist nicht so detailliert, wie der der AVM, aber der Aufbau der Anlage weicht nicht grundsätzlich von der der AVM ab, außer, daß in Gorleben anstelle nur eines Verglasungsstranges vier (mit den gleichen Eigenschaften wie die in Marcoule) geplant sind, sowie der Aufbau der Endlagerstätte und der Behandlung der Lösung der Spaltprodukte. Die Probleme der Dosierung steigern sich erheblich, wie bei der AVM, weil man auf ein Mal zwei Vorlagebehälter der Spaltproduktlösungen, die jedem Drehofen vorgelagert sind, zur Verfügung hat. Aus Redundanzgründen wurden vier Verglasungsstränge vorgesehen, dadurch kommt es zu einem erheblichen Engpaß in Bezug auf die

Entseuchung. (nur eine Dekontaminationszelle für die verglasten Behälter) Ein weiterer Engpaß ergibt sich auf dem Gebiet der Kontrolle, weil zwei Verglasungsstränge von einem Kontrollraum überwacht werden. Eine potentielle Verseuchung dieses Kontrollraumes (z.B. beim Ausfall der Ventilation in der Verglasungszelle) würde beide Verglasungseinheiten stilllegen.

Die Kontinuität der Verglasung muß bezweifelt werden. Trotzdem beruht die Kapazität der Wiederaufarbeitungsanlage auf dieser Kontinuität, weil die Lagerkapazität für hochaktiven flüssigen Abfall begrenzt ist, und weil die DWK erkennt, daß es zwei Jahre braucht, einen neuen Tank zu bauen.

Heute ist unser Wissen zu begrenzt, um zu garantieren, daß der Verglasungsprozeß, wie ihn die DWK plant, befriedigend arbeiten wird, und daß es keine schwierigen Probleme beim Schutz des für die Handhabung zuständigen Personals gegen Bestrahlung geben wird; wir können ferner nicht dafür garantieren, daß keine Radioaktivität an die Umwelt abgegeben wird.

Literaturhinweise

- OCDE-AEN Management of radioactive wastes from fuel reprocessing Paris 1972
- Personal communications concerning the AVN 1979
- KEWA Sicherheitsbericht 3.77
- La solidification des produits de fission, CEA BIST Number 188, 1.1977
- R. Bonniaud, "Journée d'information sur le traitement et le stockage des déchets radioactifs" , 17/1/78 CEA
- Antworten der DWK auf Fragen der Mitglieder des G.I.R.

6.5.2 Behandlung radioaktiver Abfälle / Die Verglasung

6.5.2.1 Einführung

Die Atomindustrie und insbesondere die Anlagen, die mit der Behandlung bestrahlter Brennstoffe und dem Recycling von Uran und Plutonium zu tun haben, produzieren eine große Menge verschiedener und unerwünschter Abfälle. Ihre gemeinsame Charakteristik ist die Radioaktivität, welche sie potentiell gefährlich macht, wie auch immer ihre physikalische oder chemische Erscheinungsform aussehen mag.

Deswegen muß das GORLEBEN-Projekt, zudem es von strategischer Bedeutung ist, nicht nur garantieren, daß bei der Verarbeitung radioaktiver Stoffe in den Anlagen nur eine geringe Menge der radioaktiven Elemente in die Umwelt gelangt, sondern auch, daß die Anlagen auf einen Stand gebracht werden, der - welche Vorkommnisse und Unfälle hier und da an den Arbeitsstätten oder Lagerplätzen für gefährliche Produkte auch auftreten - so eine Dekontamination ermöglicht, daß die vorgesehenen Abgaben einzuhalten sind.

Die hohe Komplexität der Lüftungs-, Filtrations- und Kühleinrichtungen, sowie der Transportsysteme aktiver Stoffe, die Dekontaminationssysteme und die Rückführung verschiedener Stoffströme zeigen die Anstrengungen, den Prozess funktionsfähig und profitabel zu machen. Dabei geht es um die Frage der Übertragung früher entwickelter Techniken für militärische, niedrig bestrahlte Brennstoffe, die - außer dem Plutonium-239 - wenig Transurane enthielten, auf viel stärker bestrahlte Brennstoffe, die aus kommerziell arbeitenden Reaktoren stammen. Man muß die Kapazität der Anlagen von GORLEBEN mit einem kritischen Auge betrachten, deren industrielle Entwicklung keineswegs abgeschlossen ist bzw.

gerade in Deutschland oder anderswo beginnt und die die von ihren Betreibern vorhergesagten Leistungen erbringen sollen.

Es ist wichtig, auf Einzelheiten der erreichten Kenntnisse hinzuweisen und dabei vor allem an die Schwierigkeiten zu denken; denn Keiner kann ehrlich behaupten, daß die Arbeit auf diesen Gebieten mit all der geforderten Aufmerksamkeit erfolgreich erledigt sei.

Völlig außerstande, die kompletten Informationen zu sammeln und zu behandeln, die man für die Ausführung der gesamten Arbeit bräuchte, haben wir uns entschieden, das Konzept und den Verglasungsprozess von hochaktiven flüssigen Abfällen, die aus der Wiederaufarbeitung von Kernbrennstoffen stammen, zu beurteilen.

6.5.2.2 Begründungen

Das GORLEBEN-Projekt ist vor allem eine phantastische Extrapolation in Zeit und Raum von kaum ausgearbeiteten Plänen, deren Funktionsfähigkeit noch zweifelhaft ist.

Nun hängt die Menge der Abfälle, die in einer Atomanlage produziert wurde, streng von der Menge der verarbeiteten radioaktiven Substanzen und dem Ablauf der Arbeitsgänge ab. Irgendwelche Zwischenfälle, die zur Kontamination von Material, Flüssigkeiten und Arbeiteräumen führen, fördern das Anwachsen an radioaktiven Abfällen und Abgaben. Pläne, die die Abfälle mit niedriger oder mittlerer flüssiger Aktivität betreffen einschließlich derer, die in einem kleineren Umfang mit hoher fester Aktivität auftreten, sind nicht ausreichend, wodurch die genaue und kritische Analyse sowohl der von der DWK gelieferten Unterlagen, die besonders willkürlich sind, als auch der selbstsicheren und optimistischen Bemerkungen der deutschen Kommission für Reaktorsicherheit (RSK) und Strahlenschutz (SSK) fast unmöglich gemacht wird.

Sobald die Fakten, die die absolut wesentlichen Aspekte der Glaubwürdigkeit des ganzen GORLEBEN-Projekts behandeln und zwangsläufig das Projekt als zweifelhaft bestätigt, gegeben sind, denken wir, sollte es möglich sein, die politischen Entscheidungsträger und die öffentliche Meinung aufzuklären an Hand der Analyse eines wichtigen Glieds in der Aufarbeitungskette, die das Konzept "Entsorgungszentrum" der DWK bestimmt:

Die Verglasungseinheit von Abfällen mit hoher flüssiger Aktivität.

Die Wichtigkeit ist darin begründet, daß die Auswahl der Glassorte die Kapazität der vorhergehenden Lagereinrichtungen für die Lösungen der Spaltprodukte und die Handhabung des hochaktiven Abfalls bestimmt.

Deshalb muß man die Hypothese analysieren, die die so erhaltenen Rückhalteeigenschaften der Glasprodukte betrifft (besonders ihre Dauerhaftigkeit im Salz der Endlagerstätte), nicht nur die Sicherheit der Anlageneinrichtungen in Bezug auf den Schutz der Arbeiter und der Bevölkerung, sondern auch ihre Lebensdauer, von welcher die Sicherheit und die Weiterentwicklung der übrigen Anlage abhängt. Die Wiedergewinnung von Plutonium könnte von kurzer Dauer sein, sie wäre voraussichtlich zu stoppen wegen der unvermeidlichen Sättigung der Lagerkapazitäten für flüssige Spaltprodukte, wenn die Verglasungseinheit mit der Wiederaufarbeitung nicht Schritt halten kann.

Schließlich sind zur Verglasungseinheit die grundsätzlichen Fragen zu stellen über die Konsequenzen eines ersten Unfalls, zB. ein Flugzeugabsturz, welcher für die gesamte Anlage relevant bleibt, um daran zu erinnern, daß die Anlage bestimmt ist, einen wesentlichen Teil in der deutschen Energieversorgung innerhalb von zehn Jahre zu spielen, wenn entschieden wird, sie zu bauen und in Betrieb zunehmen.

6.5.2.3 Historischer Exkurs (I, II, III)

Die Verfestigung von Spaltprodukten, welche in salpetersaurer Lösung lagerten, war der Gegenstand von Forschungen und Veröffentlichungen für viele Jahre gewesen:

in den USA seit 1955
in Großbritannien seit 1959
in Frankreich seit 1962
in Deutschland seit 1970

Man versuchte zuerst die Einrichtungen der Kalzinierung zu verbessern, um die Nitrate, enthalten in den Lösungen der Spaltprodukte, in die wenig löslichen Oxide umzuwandeln. Dann bemühte man sich, diese Oxide in Glasschmelzen einzubringen im Hinblick auf eine Langzeitlagerung.

Nur zwei dieser Prozesse sind industriell betrieben worden:

- Die Kalzinierung in Wirbelschichtbetten der "Idaho Chemical Processing Plant" seit 1963
- Die Pilotverglasung im PIVER-Kessel in Marcoule zwischen 1969 und 1974.

Getrennt von Idaho haben andere amerikanische Forschungszentren auf diesem Gebiet gearbeitet. Der erreichte Erfahrungsstand in Hanford kann auf drei Verfahren konzentriert werden:

- Die Verdampfung im Kessel, wobei ein Pulver produziert wird, um es in Glaspartikel einzubringen;
- die Pulverisierung durch Zerstäubung im Vakuum, wodurch ein Kalzinat entsteht, welches in einem Platintiegel aufgefangen wird, in dem Glas zwischen 800 und 1200 °C enthalten ist;
- und schließlich die Verdampfung in Kontakt mit Phosphorsäure in einem Verdampfer aus Titan, aus welchen zuletzt ein Phos-

phatglas in einen Schmelztiegel aus Platin bei 1000 bis 1200 °C abgegeben wird.

Die in Idaho entwickelte Technik erfordert eine Pulverisierung in einem Wirbelschichtreaktor, der auf 400 bis 600 °C erwärmt ist. Das Granulat, welches so erhalten wird, hat einen Durchmesser von 0,5 mm und kann unmittelbar gelagert werden.

Über 50 MCl, hervorgegangen aus hochbestrahlten Brennstoffen, sind in Hanford behandelt worden. Die Anlagen bei Idaho sind gedacht für die Wiederaufarbeitung von Brennstoffabfällen aus Uran - Aluminium oder Uran - Zink bei einem Durchsatz von 8000 m³ innerhalb von zehn Jahren und könnte für LWR-Abfälle nur nach Modifizierung verwendet werden.

Die englischen Erfahrungen sind noch viel beschränkter, auf der einen Seite haben sie die FINGAL - Methode der Verglasung im Kessel, welche ganz ähnlich der CEA - Methode ist und in einer begrenzten Größe in Harwell getestet wurde, auf der anderen Seite haben sie an einer industriellen Anlage, dem HARWEST - Prozess, Untersuchungen begonnen, in welcher der Verglasungsprozess in ringförmigen Behältern stattfindet, um die Kühlungsphase zu erleichtern.

Seit 1970 wurde im Zentrum KARLSRUHE begonnen, einen Kalzinierungsprozess in der Art einer Dampfzerstäubung, dem VERA - Prozess, zu untersuchen. Sie erwarteten ein geringeres Abgasvolumen als bei älteren Verfahren. Die Verglasung findet in einem elekt-Induktionsofen statt. Die Methode ist inaktiv ausgearbeitet worden.

Mit einer aktiven Pilotanlage für WAK-Abfälle jeder Art wurde in KARlsruhe experimentiert.

Ein anderes Verglasungskonzept durch kontinuierliches Beschicken eines Ofens nach Denitrierung und einer Vorkonzentration in einer Phosphat-Masse, genannt PAMELA, wurde auch in Deutschland untersucht.

Das Phosphatglas, das man in kleine Kugeln gegossen erhält, wurde in Blei eingegossen entsprechend einem Konzept, welches bei der EUROCHEMIC entwickelt wurde (BONNIAUD, I). Aber Phosphatglas ist empfindlicher gegen Auflösung als Borsilikatglas (SOUSSELIER, I).

Diese Konzepte sind nicht für das GORLEBEN-Projekt vorgesehen, weil es eine Anlage *Vorsicht*, die auf dem AVM-Prinzip basiert und im Sicherheitsbericht der KEWA vom März 1977 beschrieben ist.

Zuallererst hat die Entwicklung in Frankreich die industrielle Inbetriebnahme eines diskontinuierlichen Prozesses der Verglasung im Kessel, genannt PIVER, ermöglicht. Die Verdampfung, Kalzinierung und Verglasung durch Hinzufügen von Glaspartikeln bei 1150° C findet nacheinander im gleichen Kessel statt. Das Glas aus Borsilikat wird dann in einen rostfreien Stahlbehälter von 100 l gegossen. PIVER hat etwas mehr als 5 MCi Spaltprodukte aus leicht-bestrahltem Brennstoff weiterverarbeitet.

Diese Anlage ist nicht brauchbar für große Wiederaufarbeitungsanlagen, weil die Verglasung beschränkt ist auf Abfälle, die

aus der Aufarbeitung von 0,5 t Oxid-Brennstoff pro Tag resultieren. Darum hat die CEA entschieden, eine Anlage für kontinuierliche Verglasung zu bauen, das AVM. Im inaktiven ausgearbeitet, begann die Arbeit seit Juli 1978 mit aktiven Abfällen.

Das Charakteristische an AVM ist ein rotierender Kalzinator, kontinuierlich beschickt mit denitrierten Lösungen der Spaltprodukte und mit einem Kalzinierungszusatz, um die Bildung einer Haut zu verhindern. Die kalzinierten Oxide werden in einen niedrigfrequenten Induktions-Ofen (10000 Hz) abgegeben, in welchem sie mit Glaspartikeln gemischt werden. Der Fluß ist diskontinuierlich, er erfolgt in drei Schritten in 150 l Behälter. Bei Normalbetrieb produziert diese Einrichtung einen Behälter pro Tag, was einem Abfall entspricht, der 2 bis 2,5 t Oxid-Brennstoff entstammt (III).

Dieser Hinweis zeigt, daß die Verglasung einstimmig akzeptiert wird. Die Verschiedenheit der untersuchten Konzepte und der geringe Stand der Entwicklung der meisten von ihnen zeigen an, daß man bei ihrer industriellen Inbetriebnahme viele Schwierigkeiten vor sich hat. Halten wir diese Tatsachen für richtig (sicherlich die besten, die wir bekommen konnten) und konzentrieren unsere Untersuchung auf zwei Grundfragen:

- Glas mag die bestmögliche Wahl sein, aber ist es eine gute Wahl?

- Marcoule und Gorleben sollen dasselbe Verfahren erhalten.

Ohne die Qualifikation der deutschen Verantwortlichen in Zweifel zu ziehen, dieses Verfahren zu beurteilen, denn sie haben sicherlich nicht das VERA- und PAMELA-Verfahren zugunsten eines schlechteren Konzeptes aufgegeben, wollen wir uns selbst

bestreben, zu analysieren, woher sie in Anspruch nehmen, ^{im S.B.} schon zu können, daß mit den Angaben über TP 5 die Existenzfähigkeit und Sicherheit der Behandlungskette des hochradioaktiven Abfalls gegeben ist.

Sicherheitsbericht und Informationen über das AVM haben wir zusammengefaßt *betrachtet*.

6.5.2.4 Wahl des Glases

6.5.2.4.1 Kritik der Konzepte

Die Festlegung auf die Verglasung und deren Anwendung im industriellen Maßstab ist

vor der Beurteilung, was mit dem Glas in den tiefen geologischen Formationen geschieht, wo es zuletzt versenkt werden soll, erfolgt.

Überdies erhielt man diese Lösung einzig auf der intuitiven Überlegung hinsichtlich der Qualität von glasigen Substanzen, ohne weiter neue und komplexe Phänomene zu studieren, die in dem Zusatz der hochkonzentrierten radioaktiven Stoffe begründet sind.

Heutzutage werden die einzig annehmbaren Daten durch Entwicklungsarbeit geliefert. Deshalb befaßt man sich mit den allgemeinen Effekten von Glasproben, die mit radioaktiven Stoffen unter definierten experimentellen Bedingungen dotiert sind. Große Lücken bleiben noch in der Kenntnis der physikalischen und chemischen Veränderungen von verglasten Abfällen und der Dynamik ihrer Entwicklung. Noch heute haben wir kein Modell

das geeignet wäre, die Entwicklung der im Glas eingeschmolzenen ^{radioaktiven} Elemente abzuschätzen.

Eine grundsätzliche methodische Frage ist also zu stellen: Auf welcher wissenschaftlichen Basis kann die Wahl von Endlagerstätten diskutiert werden?

6.5.2.4.2 Erworbene Erfahrung

6.5.2.4.2.1 Eigenschaften und Verhalten von Glas (I, IV, V, VI, VII)

Die Glasblöcke, die radioaktiven Müll enthalten, sehen schwärzlich aus und sind für sichtbare Strahlung beinahe undurchlässig.

Die Radioaktivitätskonzentration schwankt zwischen einigen Hundert Ci/l (military graphite gas) und einigen Tausend Ci/l (LWR). Ihre anfängliche wärmeerzeugende Leistung liegt zwischen 10 und 150 W/l.

Die Untersuchung der Eigenschaften der Glasblöcke in Hinsicht darauf, ihre sichere Lagerung an einem geologischen Standort festzustellen, wurde anhand kleiner Proben durchgeführt. Einige Phänomene, die von der Glasblockgröße abhängen (Diffusion innerhalb eines Temperaturgefälles, Kristallstruktureffekte in den Glasbruchstellen) wurden nicht betrachtet.

Hinsichtlich der wenigen Versuche über das beschleunigte Altern unter Bestrahlung oder nach Einlagerung großer Mengen radioaktiver Elemente mit kurzen Halbwertszeiten, müssen wir feststellen, daß diese keine positiven Ergebnisse mit sich bringen:

Die Bildung mikroskopischer Risse, das Anwachsen der Porosität in der Umgebung der mikroskopischen Risse, die örtliche Entwicklung des Streukoeffizienten und die thermische Entwicklung des Glases sind so langsame Vorgänge, daß sie durch solche Experimente nicht erfaßt werden können.

Aufgrund dieser Voraussetzungen muß jede Beobachtung, die eine Abnutzung der gläsernen Struktur vermuten läßt, als ein Warnsignal angesehen werden. Auf der anderen Seite bestätigt der Mangel an meßbaren Ergebnissen über die Stärke und den Grad der Auslaugung der Probe, daß diese Art von Experimenten nicht in der Lage ist, Veränderungen des Glases durch langanhaltende Radioaktivität zu bestimmen.

Tatsächlich hat man insbesondere Auslaugungstests mit Borosilikatglas gemacht (V, I).

Die Diffusion innerhalb eines Konzentrationsgefälles wurde aus den Auslaugungsmessungen abgeleitet. Diese beschreiben gleichfalls die Auflösung des Glases.

Diese Experimente sind nur sehr schwer zu realisieren, wenn man die Absorptionsphänomene und die Bildung kolloidaler Verbindungen (Plutonium), die nicht analysiert werden können, betrachtet (IV).

Der wirkliche Mechanismus, der an der Grenzfläche Glas/äußere Umgebung stattfindet, kann aus den Ergebnissen dieser Experimente nicht gefolgert werden. Es können damit lediglich eine Unzahl von Ingenieursformeln angehäuft werden, die unbrauchbar sind, die großen Zeitriume zu beschreiben.

Die erworbenen Ergebnisse sind trotzallem ausreichend, einige Hypothesen, die Lagerung betreffend, aufzustellen (Temperatur, Grundwasserqualität):

- bei 20°C stabilisiert sich die Auslaugungsrate bei 10^{-7} bis 10^{-6} g/cm² x Tag (I) in gewöhnlichem Wasser für jedes der Hauptspaltungsprodukte,

- diese Rate ist mit 1000 zu multiplizieren, wenn die Temperatur 100°C beträgt (VII)
- wir haben keine Ergebnisse bei höheren Temperaturen und bei höheren Drucken, ähnlich denen, wie wir sie in den tiefen Erdschichten antreffen.
- Wenn das Wasser sauer ($\text{pH} = 3$) oder basisch ($\text{pH} = 10$) ist, so ist die Auslaugungsrate bei 20°C mit 10 zu multiplizieren (V).

Die vereinfachte Erklärung, die für diese Erscheinungen herangezogen wird, ist folgende:

- Wir wissen, daß die Wirkung saurer Lösungen auf Glas im einzelnen auf einem Austausch von H^+ -Ionen der Lösung und Natriumionen, die über Sauerstoffbindungen mit Si-Atomen verbunden sind, beruht. Es bildet sich eine einige Zehn Angströmdicke Schicht von hydratisiertem SiO_2 aus, in dem ein Konzentrationsgefälle von H^+ - und Na^+ -Ionen vorliegt. Der Austausch wird deshalb durch ein Diffusionsgesetz, das proportional zur Zeit ist, beschrieben.
- Auf der anderen Seite erzeugen alkalische Lösungen einen wirklichen chemischen Angriff, der zu einem Brechen des chemischen Materials führt. Die Auflösung ist der Zeit proportional.
- Die Auslaugungsraten hängen stark von der Zusammensetzung des Glases und natürlich auch von der Konzentration des radioaktiven Materials ab.

- Die wässrige Auslaugung der α -Strahler scheint einem chemischen Angriff gleichzukommen. Bei der CEA werden Experimente gemacht, um, ausgehend von der chemischen Form des Plutoniums, wie sie in wässrigem Milieu existiert, zu versuchen, das Wissen um diesen Mechanismus zu vertiefen (V).
- Die strukturellen Änderungen, die durch die α -Teilchen hervorgerufen werden, werden mit Hilfe der Rasterelektronenmikroskopie sowie der Castaing Mikrosonde studiert (V).
- Letztlich ist die Auslaugungsrate offensichtlich proportional zur Glasoberfläche. Die verschiedenen Wärmeschocks, die mit den Abkühlungsvorgängen und der Dekontamination der Glascontainer einhergehen, provozieren ein erhebliches Zerbrechen. Die Oberfläche mag dann 20 mal größer sein als die des Zylinders (V).

Um dieses Brechen zu begrenzen, schlägt die DWK vor, die Dekontamination erst nach einer vorausgegangenen fortschreitenden Abkühlung von drei bis sechs Tagen (siehe 6.3) durchzuführen. Wir werden diese Operation später prüfen, wenn wir den Verglasungsprozeß beurteilen.

Aufgrund dieser wenigen Ergebnisse können wir annehmen, daß die eingeglasten Abfälle innerhalb von 200 Jahren (zwischen 10 und 200 Jahren) vom Grundwasser aufgelöst sind.

In Wirklichkeit beträgt die Temperatur in einer Tiefe von 1500 m bereits 70°C und steigt bei 2000 m auf 90 - 100°C an. (IV).

Eine fünfzigjährige Lagerung führt zu einem fortschreitenden Temperaturanstieg der den Abfall umgebenden Erde.

Dieser hängt von der Geometrie der Lagerstelle und der Natur des Gebietes ab und kann auf 200°C und sogar noch darüber ansteigen. Die Temperatur innerhalb des Containers erreicht dabei ca. 400°C. Örtliche Überhitzungen sind so möglich, die die Korrosions- und Auflösungsgeschwindigkeit noch erhöhen (IV).

Soll die Lagerung in einem Salzstock erfolgen, so müssen wir die Migration der Container in das Salz hinein - durch die Schwerkraft hervorgerufen - auch mit einbeziehen.

Bei einer Lagerung in Ton muß das Ansteigen des Wärmewiderstandes der Erde infolge des Brennens, bei einer Lagerung in Granit die Freisetzung von Chlorid berücksichtigt werden (IV).

Feststellung:

Wir haben den Widerstand der Metallcontainer nicht mit einbezogen. Jedermann stimmt darin überein, daß sie in Kontakt mit salzigem Wasser, das noch der Radiolyse unterliegt, nicht lange halten werden. Wenn, dann allerhöchstens einige Monate; das bedeutet, daß die Rechnungen über die zeitliche Dauer nicht von ihnen beeinflußt werden.

Auf der anderen Seite scheint es nicht so zu sein, daß man die Tatsache, daß der Stahl des Containers während der Abkühlung immer gespannter wird, da sein thermischer Ausdehnungskoeffizient weit höher liegt als der des Glases, mit in Betracht gezogen hat.

Wir wissen jedoch, daß dies ein nachteiliger Faktor ist, was den Widerstand gegen chemische Einwirkungen betrifft.

Daher beruht die Sicherheit der Verwahrung völlig, und das für einige Jahrzehnte nach der Vergrabung, auf der Fähigkeit des ausgewählten Standortes den Abfluß zu behindern.

6.5.2.4.2.2 Faktoren, die ein Ansteigen der Auslaugungsrate bewirken

Wir haben weiter oben die teilweise studierten Faktoren in die Erinnerung zurückgerufen:

- Glastemperatur
- pH des Wassers
- Oberfläche zu Volumen-Verhältnis
- Zusammensetzung des Glases

Zu diesen Punkten sind Belege in Anhang 2 aufgeführt.

Einige bestimmte Faktoren sind immer noch zu untersuchen, zum Beispiel:

- die Korrosion durch Wasser, das Grundwasser dünnet und der Radiolyse unterliegt (Produktion von HCl und Oxidationsmitteln)
- die Korrosion durch Bakterien
- die thermische Diffusion
- die Bestrahlung bei hohen Temperaturen
- hydrostatischer Druck

- Beeinflussung durch örtliche Überhitzungen
- Kristallstruktureffekte in den Bruchstellen des Glases, richtige chemische Reaktoren.

Auf der anderen Seite scheint es nicht so zu sein, daß die Kristallisation zu einem beträchtlichen Anwachsen der Auslaugungsrate führt (VII).

6.5.2.4.3 Forschungen über altes Kirchenfensterglas als Grundlage für relevante wissenschaftliche Studien (I, VII, IX)

Citation G.I.E.N. : " Parmi les avantages du verre, il y a évidemment son imperméabilité et son inertie chimique..."

" Le verre a une structure mobile (désordonnée) qui permet la cicatrisation des défauts."

" On notera en passant l'exemple de tenue des verres que donnent les vitraux des cathédrales, plus que millénaires (sic)..."

" En ce qui concerne le problème de la libération de l'Helium par les transuraniens, on notera qu'on a trouvé dans des verres géologiques un contenu de 60 % en volume d'Hydrogène."

Extrait de l'exposé de M. BONNELAUD devant le groupe Interministériel d'Evaluation de l'Environnement, sous-groupe de travail chargé de l'évaluation des Déchets Radioactifs, le 19 septembre 1975 à MARCOULE, rapporté en annexe X bis du Rapport du Groupe de Travail "Evaluation des Options Techniques sur les Déchets Radioactifs", Décembre 1975[1].

Zitate :

"Die Impermeabilität und die chemische Inertheit von Glas sind unzweifelhaft zwei seiner Eigenschaften..."

"Glas besitzt eine wechselhafte Struktur (fehlgeordnet), die ein Verwachsen von Defekten ermöglicht..."

"Wir werden nebenbei das Beispiel der alten Kirchenfenster anführen, trotz der tausendjährigen..."

"Im Hinblick auf das, durch die Transurane freigesetzte Helium, hat man zu beachten, daß 60% Wasserstoff im geologischen

Glas gefunden wurden..."

Auszug aus der Abhandlung von Herrn BONNIAUD.

Altes Kirchenfensterglas sowie fossiles Glas sind nicht selten; einige von ihnen sind bereits Gegenstand sorgfältiger physikalisch-chemischer Untersuchungen gewesen.

Einige Lehren und Gedanken könnten auch für das herangezogen werden, womit wir uns beschäftigen: eingeglaster Abfall.

Es steht nicht zur Diskussion, Folgerungen aus Untersuchungen an anderem Glas für eingeglaste Abfälle zu ziehen. Dies würde unredlich sein, oder aber die Ergebnisse von noch zu unternehmenden Experimenten vorwegnehmen.

Wir sollten der Reihenfolge nach fortfahren!

Die Fragen nach der Entwicklung eingeglasten Abfalls, die sich logischerweise aufdrängen, können in vollem Umfang so formuliert werden:

Wie erarbeitet man innerhalb kurzer Zeit ein Wissen, das einen in die Lage versetzt, Folgerungen für die Relevanz des Prozesses zu ziehen?

Zwei Phänomene sind zu prüfen: Das erste geht mit denen einher, die im Inneren des Glases stattfinden und das zweite mit denen, die sich in der Oberflächenumgebung der Glasblöcke abspielen. Diese zweite Art von Phänomenen hängt auch von den mineralischen Stoffen ab, wie sie in der Endlagerstätte vorkommen.

Uns stehen mit Ausnahme einiger mikroskopischer Untersuchungen der Kristallisation und deren Beeinflussung durch

α -Strahler keine Kenntnisse zur Verfügung. (VII)

Dieser Umstand wird weder in den offiziellen Berichten der DWK, RSK und SSK, noch in den öffentlichen oder vertraulichen Akten, die wir für unsere Beurteilung herangezogen haben, erwähnt. Diese Phänomene sind für gesintertes Glas spezifisch, so daß man zuvor den Einfluß eines Temperaturgefälles auf die Migration von radioaktiven Oxiden, die in Glas eingeschlossen sind, untersuchen muß. Eingehende Untersuchungen sind erst über die Diffusion innerhalb eines Konzentrationsgefälles durchgeführt worden.

Wie jedermann weiß, äußert sich eine hohe Radioaktivität durch ein Anwachsen der Umgebungstemperatur. Die zylindrischen Fässer, die den eingeglasten Abfall enthalten, geben ihre Wärme über ihre Oberfläche ab. Da Glas ein schlechter Wärmeleiter ist, wächst die Temperatur in Richtung auf die Zylinderachse stark an. Nun herrscht das Diffusionsdruckgefälle von heiß nach kalt. Wenn man eine homogene Verteilung der radioaktiven Elemente im Glas annimmt - dies ist nicht geprüft worden, da es einerseits unmöglich ist, Glas während des Schmelzens zu schütteln und es andererseits einen Mangel an Einrichtungen für lokale Konzentrationsmessungen innerhalb des Containers nach dem Gießen gibt - dann muß man erwarten, daß man ein fortschreitendes Anwachsen der Konzentration radioaktiver Elemente zur Oberfläche hin beobachten kann. (Bezugnehmend auf die Zeichnungen in Anhang 3)

Die Form der Temperaturkurve kurz nach dem Einpendeln auf einen kontinuierlichen und normalen Zyklus, d.h., einige

Monate nach der Verglasung, zeigt, daß die Diffusion anfangs in den Oberflächengebieten stärker als im Zentrum in Erscheinung tritt. Dies führt zu einer Beschleunigung des Phänomens, da das Gefälle in Richtung auf die Peripherie zunimmt. Die Modellüberlegungen von der Entwicklung des Containers sind extrem problematisch; sicher beruhen sie auf:

- dem Grad der Glasbruchfestigkeit
- der Auslaugungsrate, die sich auf unbekannte Weise verändern wird und von den verschiedenen Konzentrationsmöglichkeiten der radioaktiven Elemente Zeugnis ablegen wird.

Auf der anderen Seite kann man kurz herausstellen, daß mit zunehmender Konzentration radioaktiver Elemente in den Oberflächengebieten eine Temperaturabnahme im Zentrum verbunden ist. Dies ist positiv zu werten, da so die Kristallisationsbedingungen immer schlechter werden.

Vorhersagen hinsichtlich der Auslaugung können lediglich dann akzeptiert werden, wenn man zur Stärkung der Genauigkeit die vorhersehbaren physiko-chemischen Bedingungen mit einbezieht. Dabei müssen die pessimistischsten Bedingungen, wie man sie an der Endlagerstätte vorfinden könnte, herangezogen werden.

Alle zur Zeit verfügbaren Ergebnisse verwerfen jedoch eine heisse Lagerung von zerbrochenem Glas (siehe 6.5.2.4.2).

Die DWK hat erklärt (Antwort auf eine Anfrage), daß das Brechen durch einen fortschreitenden Abkühlungsvorgang vor der Dekontamination der Container verhindert werden könnte. Vorausgesetzt, daß die Endlagerung lediglich dann

stattfindet, wenn die Aussentemperatur des Containers - so wie verlangt - der Temperatur des umgebenden Gesteins entspricht, kann trotzdem die Entwicklung der Auslaugungsrate nicht vorhergesagt werden.

Was wir neutzutage nach der beschleunigten Veralterung messen können - bei normaler Temperatur oder höherer Temperatur, bei Atmosphärendruck oder höherem Druck - erlaubt keine Extrapolation. Wir können lediglich einige Kritikpunkte herausstellen, die wir schon erwähnt haben.

Man sollte Erkenntnissen vertrauen, wie z.B. denen, die wir einerseits an Hand der Alterung und Veränderung von alten Kirchenfenstern und andererseits in Bezug auf die Langzeiteffekte von ionisierender Strahlung jeglicher Energie auf Glas-Paste gewonnen haben.

Die Studien über alte Kirchenfenster, die von Frau Spitzer (Bezugnehmend auf Anhang 4) unternommen wurden, lassen eine Migration farbiger metallischer Salze in das Glas hinein erkennen. Dieses ist durch ein starkes Anwachsen der Porosität und zahlreiche Mikrorisse geschwächt. Man kann daher eine Konzentrationsabnahme dieser metallischen Salze in diesen Glasbezirken feststellen, da die Salze nach außen abgegeben werden.

Ebenso hat Frau Spitzer die Anwesenheit von Wasser in den Oberflächenschichten des Glases gemessen. Sie hat ferner herausgearbeitet, daß der Wassergehalt von vergrabene Glas

höher liegt als der von sich an der Luft befindendem. (IX)

Frau Spitzer, die wir wegen eingeglasten Abfalls aufsuchten, schlug vor, daß wir alles daran setzen sollten, Experimente über die Migration von radioaktiven Salzen durch die Beobachtung spezieller Proben in gleichen Abständen zu bestimmen und durchzuführen.

Sie machte den Vorschlag, daß man aktive Glaszylinder herstellen sollte, wobei deren Randgebiet aus inaktivem Glas bestehen müßte. Mit deren Hilfe könnte man dann die Migration radioaktiv markierter Oxide mit den Methoden der Korpuskelphysik beobachten. Hierzu gehören: Elektronenstreuermikroskop, Castaing's Sonde und Ionenmikroanalyse unter Ionenbeschuß. Andere Experimente (unter Benutzung der selben Methoden) beschäftigen sich mit den Oberflächenänderungen der aktiven Zylinder unter den Bedingungen einer wechselnden Umgebung. Es sollen damit die möglichen Bedingungen einer Endlagerung simuliert werden. Wenn man die unterschiedlichen Fälle herausstellt, könnte man ihren jeweiligen Einfluß abschätzen: thermische Diffusion, Diffusion innerhalb eines Konzentrationsgefälles, Ionenaustausch, chemische Einwirkung, und so weiter...

Die Kristallstruktureffekte, die durch das Brechen des Glases und die damit einhergehende Wasserinfiltration hervorgerufen werden, sind ebenso physiko-chemische Vorgänge, die spezielle Aufmerksamkeit verdienen.

Die Konzentration chemischer Reagenzien, die durch Radiolyse entstehen könnten, würden in der Tat nicht mit der übereinstimmen, mit der man an der Peripherie rechnen kann, auch

wenn der Ausströmdruck des Grundwassers niedrig wäre.

Schließlich sollte das Problem der durch α -Strahlung hervorgerufenen Schäden genauso sorgfältig untersucht werden wie die Mondproben, als man zu zeigen versuchte, daß Strukturänderungen, die durch intensive Ionisation provoziert werden, entlang der Flugbahn kosmischer Strahlung nachgewiesen werden könnten.

Da das Problem nicht auf die Bildung mikroskopischer Heliumbläschen beschränkt ist, können keine definitiven Folgerungen aus der Beobachtung fossilen vulkanischen Glases, das Wasserstoff enthält, gezogen werden (I). Die Bedingungen für diese gasförmigen Einschlüsse sind anders geartet, außerdem wurden die fossilen Glasarten nicht einer äußerst starken Radioaktivität und inneren Wärmestrahlung ausgesetzt.

Dann könnten wir das Problem der Endlagerung auf rationale Weise erwägen und nicht auf einen Entwurf spekulieren und zu versuchen, diesen zu verbessern, um dann ein leidliches oder das gerade noch zu akzeptierende Ergebnis zu erhalten.

So könnte man als erstes eine ^{Versuchs-}Anlage entwickeln und dann untersuchen, welche Kombination "Geologische Formation - Art der Abfallbehandlung" die erforderlichen Bedingungen erfüllen könnte.

Folglich hätte man nicht im Nachhinein zu beweisen, daß der Ausstrom von radioaktiven Elementen in Richtung auf die umgebenden Flächen schwach genug sein wird, gemessen am Standard der Strahlenschutzverordnungen. Dies ist eine Annäherung an das Problem, die niemals zufriedenstellend sein kann.

Aber man könnte erste Überlegungen anstellen, und dann könnte schrittweise

ein genaues Modell auf der Grundlage des Wissens um physiko-chemische Phänomene und der kommenden Geschichte verschiedener Arten von Abfall in Bezug auf eine bestimmte Anzahl geologischer Lagerstätten aufgestellt werden.

6.5.2.4.4 Schlußfolgerung

Untersuchungen machen sichtbar, daß die Auswahl von Glas als erste Barriere für das Zurückhalten von hochradioaktivem Abfall, der aus der Wiederaufbereitung von strahlendem Brennstoff hervorgegangen ist, nicht mit der ganzen wünschenswerten Gründlichkeit durchgeführt wurde. Man muß auf jeden Fall die vielen Schwierigkeiten und die große Dauer des Experimentierens mit einbeziehen. Wir ziehen daher jedes Programm in Zweifel, das die Industrialisierung eines jeglichen Verglasungsprozesses beinhaltet. Man darf nicht vergessen, daß es sich bei der Verglasung um einen irreversiblen Prozeß handelt.

Wir gingen niemals über annehmbare Grenzen hinaus, solange wir uns auf reversible Notbehelfe für die Unterbringung radioaktiven Abfalls beschränkten (Flüssiglagerung).

Die augenblickliche Festlegung auf den Verglasungsprozeß beweist, daß man sich nicht in der Lage fühlt, diese reversiblen Notbehelfe zu beherrschen.

Man zieht es lieber vor, die Risiken, die eine Akkumulation von radioaktivem Abfall mit sich bringt, an die kommenden Generationen weiterzugeben.

6.5.2.5. Verglasung (I, II, X, XI, XII)

6.5.2.5.1. Gewonnene Erfahrung, einige genaue Betrachtungen

Wir weisen hier auf die in Frankreich gemachten Erfahrungen hin, über die uns einige unvollständige Auswertungen vorliegen.

In einer industriellen Versuchsanlage zur Verglasung von Glasmasse in Schmelztiegeln (PIVER) wurde zwischen 1969 und 1974 eine Menge von Spaltprodukten bearbeitet, die etwa 900 t strahlendem Brennstoff entspricht.

Dieser Brennstoff kam meistens von den militärischen Plutonium-Reaktoren G1, G2 und G3 in Marcoule.

Die mittlere Abbrandrate ist somit weniger als 100 MWd/t und die bearbeiteten Spaltproduktlösungen sind älter als 10 Jahre.

PIVER hat 12 t radioaktives Glas geliefert, das 5,5 Millionen Ci enthält. Die durchschnittliche Konzentration der Radioaktivität im Glas ist dann 1200 Ci/l.

Dieser Wert muß verglichen werden mit dem für LWR-Abfall erwarteten Wert, der etwa 10.000 Ci/l beträgt (I) (X).

80 % der Produktion von PIVER wurde während der ersten 3 Betriebsjahre gemacht, das sind 19 m³ konzentrierter Lösungen, die zu 10 t Glas verarbeitet wurden. Dafür wurden 129 Arbeitsgänge und 6 Schmelztiegel gebraucht. (Die durchschnittliche Lebensdauer eines Tiegels beträgt 650 h.) (II)

Dann hat man versucht, Spaltprodukt-Lösungen zu bearbeiten, die aus stärker radioaktivem Brennstoff hergestellt worden sind, und der Produktionsrhythmus wurde verlangsamt.

Die Reinigungsrate des im Prozeß auftretenden Gases lag bei etwa 10^8 für Ru und Cs. (X) Wir können *aber* feststellen, daß eine sehr kleine Menge Ru106 und Ru103 in den verglasten Lösungen vorhanden war, denn diese Isotope haben eine kurze Halbwertszeit verglichen mit dem Alter der Lösungen.

Der meiste Teil des Cs, einige MCi, waren schon vorher in der ELAN II A entfernt worden. Auch hier wurden die Anlagen nicht stark belastet und haben ihre Leistungsfähigkeit bei Abfall, von normaler Zusammensetzung noch zu beweisen (XI) (II).

Davon ausgehend war es möglich, schon 1974 folgende Schlußfolgerungen zu ziehen:

"Verglasung in Schmelztiegeln ist eine Technik für die mittlere Produktion. Die Produktionskapazität eines Tiegels hängt stark von den Eigenschaften der Lösung ab.

Lösungen, die nicht so viel enthalten, werden besser aufgenommen, aber die chemische Natur der gelösten Salze ist ebenfalls sehr wichtig.

Wir sehen außerdem, daß die Anzahl der Tiegel, die in einer Anlage vorgesehen werden können, beschränkt ist. Zum Beispiel sollte eine Anlage, die 500 m^3 Spaltproduktlösungen im Jahr verglast, die aus der Verarbeitung von Leichtwasserisotopen kommen, mit 6 völlig automatisierten Schmelztiegeln ausgerüstet sein. Für eine größere Produktion scheint die Verglasung in Schmelztiegeln nicht in Frage zu kommen." (X)

Die AVM (Atelier de vitrification de Marcoule) ist in Marcoule seit etwa 10 Jahren in der Entwicklung. Man hatte sich vorgestellt, eine höhere Leistungsfähigkeit als bei PIVER zu erreichen (II), aber es ist eine komplizierte Anlage erforderlich, um radioaktiven Staub abzufangen, da die Emissionsrate 10 mal größer ist bei derselben Menge verglasten Spaltprodukte (X).

"Es besteht das Risiko, den Calciner zu verschmutzen" (...) und die Verfolgung des Staubs ist manchmal schwierig. Dennoch ist der Prozeß weniger starr als der von PIVER, soweit es die Zusammensetzung des Glases betrifft, da bei einem Induktionsschmelzofen die Temperaturbeschränkungen weniger wichtig sind.

Die Kapazität von AVM ist ein 120 l-Faß pro Tag.

Die AVM begann im Juli 1978, radioaktive Lösungen zu bearbeiten. Die ersten Güsse wurden mit Spaltprodukten gemacht, die aus schon sehr erkaltetem militärischem Brennstoff stammten, aus dem der größere Teil Caesium schon extrahiert war (XI). Während der ersten zwei Monate wurden 20 Fässer gegossen, was einem Rhythmus von 30 % des nominellen Rhythmus, 1 Faß pro Tag, entspricht.

Dieser Rhythmus wurde bis Januar 1979 beibehalten.

Das Produktionsbilanz ^{damit} liegt bei 10 m^3 Glas (etwa 75 Fässer), die 1,5 MCi enthalten (XII).

Diese Zahlen zeigen die geringe Konzentration an Radioaktivität im erwarteten Glas, nämlich 1600 Ci/l. Das ist 10 bis 20 mal weniger als von den Spaltprodukten der Leichtwasserreaktoren erwartet wird.

So können wir noch nicht behaupten, daß die AVM den Anforderungen entspricht, die an ein industrielles Unterfangen gestellt werden, mit all den Problemen, die mit dem Schutz vor Radioaktivität verbunden sind.

6.5.2.5.2. Die Lehren aus einem Zwischenfall; der Preis des Mangels an Vorsicht (XII)

Wir werden hier zwei Vorkommnisse vergleichen, die kürzlich in der AVM passiert sind, von denen wir denken, daß sie die Lage erhellen. Sie zeigen tatsächlich, was für ein unzureichendes Werkzeug eine Sicherheitsstudie ist, um die Schwierigkeiten und Ausführungsrisiken einer Einrichtung, die radioaktives Material bearbeitet, zu behandeln. Für den von DWK vorgelegten Sicherheitsbericht gilt dies in noch viel stärkerem Ausmaß.

Der erste Vorfall betrifft den Kontaminationszwischenfall, der sich auf der Stufe der Beschickung des Glasschmelzsystems ereignete.

Diese Beschickung wird von einem inaktiven Raum in eine Ver-
glasungszelle bewerkstelligt, durch eine Kaskade aus zwei
Trichtern; jeder mit einer abdichtenden Klappe. Ein mechanischer
Dosierer gießt in den ersten Trichter, der zweite Trichter ist
an das Zuleitungsrohr zum Schmelzofen angeschlossen. Die
beiden Trichter und die Spitze des Rohres befinden sich in
einem Handschuhkasten.

Die automatische Kontrolle der Klappen an den Trichtern ist so
eingerichtet, daß die eine Klappe geschlossen ist, wenn die
andere offen ist. Das verhindert jeglichen direkten Kontakt
zwischen Schmelzofen und der inaktiven Zone, in der die Glas-
masse verteilt wird.

Der Punkt war, die Trichter zu wechseln.

Die Anlage wurde unter manuelle Kontrolle gestellt. Dabei gab es keinen Zwischenfall. Dann ging die Bedienungsmannschaft zurück in den Kontrollraum, um die automatische Kontrolle der Beschickung mit Glasmasse wieder in Gang zu setzen.

Dann passierte es, daß die Automatik in Gang gesetzt wurde, als beide Klappen offen waren. Das geschah aufgrund eines Fehlers in der elektrischen Schaltung, der während der Überprüfung nicht entdeckt wurde. (Diese wurde nicht vollständig gemacht, aufgrund der Eile der Leute bei der COGEMA.)

Im Schmelzofen sollte ein niedrigerer Druck herrschen als in der Verglasungszelle, und in dieser ein geringerer Druck als in der inaktiven Zone.

Die Schaltung, die dann unbeabsichtigt auftrat, setzte den Ofen auf denselben Druck wie den Glasbeschickungsraum, der in der Zone 700 ist, d.h. Zone mit begrenztem Aufenthalt.

Der Kamin-Effekt, der sich durch die hohe Temperatur im Schmelzofen ergab, bewirkte das Aufsteigen des radioaktiven Staubs in den Beschickungsraum.

Der "Gesundheits"-Alarm funktionierte und der Prozeß wurde sehr kurz darauf gestoppt. Aber die Druckdifferenz zwischen den Zonen wird durch ein Ventilationssystem aufrecht erhalten, das Luft von der weniger aktiven Zone in die stärker aktive Zone treibt.

In dieser Richtung der Ventilation gibt es keinen Filter.

So wandert die Kontamination vom Beschickungsraum, Zone 700, in Zone 800 (Zone des Eingreifens mit außergewöhnlichem Aufenthalt) und dann in Zone 900 (Zone des verbotenen Zugangs).

Die Decontaminatoren benötigen viel Zeit, einige Wochen, um die Arbeitsbedingungen in den kontaminierten Zonen 700 und 800 wieder den Normen anzupassen.

Dieser Zwischenfall zeigt die absolute Notwendigkeit, die durchgeführten Kontrollen nochmals vor dem Ingangsetzen einer Operation gründlich zu kontrollieren. Das enthüllt auch die nichtabwendbaren Lücken der Sicherheitsdokumente, in denen die Möglichkeit dieses Zwischenfalls nicht erwähnt wird.

Der Zwischenfall erlaubt uns, das Ventilationsproblem, das während dieses Zwischenfalls kritisch war, eingehend zu betrachten.

Das System, das in der AVM gewählt wurde, und von dem wir gerade einen Mangel gesehen haben, ist einfach und daher vertrauenswürdig. Es kann offensichtlich sicherer gemacht werden durch die Einrichtung von Filtern zwischen den Zonen, auch in Richtung von den inaktiven zu den aktiven Zonen. Es ist aber ein wenig illusorisch zu glauben, daß eine totale Dichtigkeit zu erreichen ist, obwohl es notwendig ist, dies sicherzustellen, wenn man die Filtrationsraten betrachtet. Die Stärke der Gebläse müßte dann ebenfalls erhöht werden müssen. Am Ende wären solche Verbesserungen sehr teuer und ihre wirkliche Leistungsfähigkeit ist zweifelhaft.

Dann gibt es die Idee einer unabhängigen Ventilation für jeden Raum. Die Zuverlässigkeit einer solchen Einrichtung würde sehr schlecht sein. Einerseits würde es nur auf der Grundlage einer automatischen Anlage schwer sein, die Druckdifferenzen zwischen den Zonen beizubehalten. Andererseits würde ein Zusammenbrechen der Ventilation in einer aktiven Zone zu einer Kontaminierung der verbleibenden Anlagen führen, die sich auf niedrigerem Druck befinden würden als die aktiven Zonen.

Das Ventilationsverfahren, das von der KEWA für das Gebäude, in dem hochaktiver flüssiger Abfall behandelt wird, gewählt wurde, ist identisch mit dem von der COGEMA in der AVM (von KEWA 3.77 -5.2.6.3.-1 und 2).

Der Mangel an Vorsicht (siehe Titel des Kapitels) betrifft die Ausstattung, die notwendig ist, um einige große Verschleißteile zu zerschneiden (6.5.2.3.2.)

Die Sicherheitsstudien der AVM erwähnen einen Plasma-Schneidbrenner. Diese Lösung scheint uns übertrieben zu sein, da die Kontamination von Zellen durch radioaktiven metallischen Dampf kein wünschenswertes Ziel ist.

Tatsächlich war es nach mehreren Arbeitsmonaten notwendig geworden, die Schmelztiegel für das Glas zu wechseln. Die Leute der AVM hatten auf die Techniker gehört und benutzten nicht den Laser, um die Tiegel zu zerschneiden, bevor sie in einen Behälter zur Lagerung verstaut wurden.

Da jede Vorrichtung, die Staub ^(Säge) produziert, Nachteile mit sich bringt (Abfall und Staub), wurde beschlossen, eine Schneidevorrichtung zu erdenken, die ein sauberes Zerschneiden der Tiegel ermöglicht.

In der Zwischenzeit wurden die gebrauchten Tiegel in einer heißen Zelle gelagert. Wir stellen fest, daß die Zukunft des Schneidegerätes im Sicherheitsbericht der AVM nicht erwähnt wird, und daß es notwendig sein wird, dieses abziehen, so daß es demontiert und zusammen mit dem Ausrüstungssatz dem Abfall in der heißen Zelle zugeführt werden kann.

Schließlich schweigt sich der Sicherheitsbericht der KEWA 3.77.-5 über das Schneiden und die Abfallagerung großer kontaminierter Teile aus. Es ist allerdings nicht zweifelhaft, daß die Probleme dieselben sind wie die der AVM, ein Resultat von mehr als 15jähriger Forschung, Entwicklung und des Experimentierens auf dem Gebiet der Verglasung von radioaktivem Abfall.

6.5.2.3.3 Analyse des Sicherheitsberichtes der AVM (XIII)

6.5.2.3.3.1 Gemeinsamkeiten zwischen der AVM und der von der KEWA geplanten Verglasung

Es gibt eine Reihe von Gründen dafür, der AVM ein eigenes Kapitel zu widmen und wir haben am Anfang dieses Berichtes über Glas und Verglasung daran erinnert.

Der Vergleich zwischen den beiden Verarbeitungsanlagen für hochaktiven Abfall, der von AVM und der von GORLEBEN, zeigt eine bedeutende Ähnlichkeit zwischen den beiden Verfahren.

Der Aufbau der beiden Verfahren ist derselbe (vergleiche Anhang und Diagramm KEWA 5.2.6.1.1.3). Jede Verglasungsleitung hat einen rotierenden Kalziner und einen Verglasungsschmelzofen.

Die Rückführung der entstehenden Gase geschieht mittels einer Rückführungskolonie, die den Staub auf der Ebene des Beschickungsregulators wiedereinführt.

Die Rückführung von Kondensaten geschieht durch eine gasverarbeitende Anlage. Nach der Konzentrierung in Lösungstanks erfolgt die Wiedereinführung der Spaltprodukte.

Die Unterschiede liegen in folgenden Punkten:

Im Aufteilungssystem der zu trocknenden Produkte, in der Lagerung und der Verarbeitungsvorrichtung der Spaltprodukte.

Die AVM beschickt ihren Calciner mit Hilfe einer Aufteilungsscheibe für die Spaltprodukte. Der Überlauf und die Lecks werden entweder direkt mit Hilfe eines Air-Lifts wieder eingefangen oder im Falle von Zusätzen in den ersten Vorratstank für Spaltprodukte der AVM zurückgeführt.

Die Calcinerzusätze werden stromabwärts von der Aufteilungsscheibe in einem Nebenfluß kurz vor dem Calciner zugegeben.

Andererseits enthält das Aufteilungsdiagramm der KEWA einen Metallbehälter, der mit einer Lösung von Spaltprodukten und Trockenzusätzen beschickt wird. Der Inhalt von diesem wird mittels Airlift in einem zweiten Metallbehälter überführt, wobei der Überlauf in den ersten zurückgeleitet wird. Der Inhalt des zweiten Metallbehälters speist die Aufteilungsvorrichtung des Calciners mittels Airlift.

Die AVM besitzt zwei Speichertanks für Spaltprodukte, die über ein Rohrleitungssystem mit den großen Speichertanks der Aufarbeitungsanlage verbunden sind.

Die Aufteilungsscheibe wird direkt mittels zweifachem Airlift von einem oder dem anderen der beiden Tanks beschickt. Die Tanks sind durch einen Überlauf und zwei Dampfstrahlpumpen miteinander verbunden. Andere Dampfstrahlpumpen erlauben den Rückfluß zum Hauptspeicher für die Spaltprodukte und den Kreislauf in jedem Tank für die Spaltprodukte.

Das KEWA-Diagramm ist sehr knapp gehalten. Keine Überlauf- oder Dekantier-Sicherheitsvorrichtungen wurden entwickelt. Zwei Übertragungstanks von jeweils 25 m^3 haben die Funktion von Puffern zwischen den großen Tanks von 1.000 m^3 , in denen die Spaltprodukte und die Verglasungseinheiten gelagert werden.

Die beiden Tanks sind mittels Airlift mit drei Denitrierungsreaktoren von jeweils 3 m^3 verbunden. Einer davon ist in Reserve, während die beiden anderen zwei Verglasungsleitungen beschicken.

Acht Zwischenbehälter von jeweils 5 m^3 , vier für zwei Verglasungsleitungen, nehmen die Lösungen der denitrierten Spaltprodukte auf. Anscheinend wird die Überführung anhand von Dampfstrahlpumpen bewerkstelligt.

Jede Verglasungsleitung ist somit mit zwei 5 m^3 -Behältern mittels Airlift verbunden, die in einem Nebenfluß gerade stromaufwärts von dem Aufteilungsbehälter einmünden.

In der AVM sind die beiden Tanks mit der Aufteilungsscheibe über eine Vorrichtung mit zwei Airlifts mit gemeinsamen Ausgängen verbunden, die am Durchgangspunkt mit einem rückführenden Airlift verbunden sind, der die Flüssigkeiten zur Aufteilungsscheibe heraufhebt.

Der Fluß in jeder Verglasungsleitung im KEWA-Schema, 36 l/h denitrierter Spaltproduktlösung mit ihren Trockenzusätzen, ist fast derselbe wie der der AVM, nämlich 30 l/h ohne die Trockenzusätze. Das Endprodukt ist dasselbe:

ein Borsilikatglas mit einem Anteil von 20 % oxidierten Spaltprodukten.

Da wir keine detaillierten Informationen über das KEWA-Schema besitzen, können wir nur eine Vorstellung der Arbeitsprobleme mit den Verglasungseinheiten erhalten, indem wir die Dokumente analysieren, die all das betreffen, was in der KEWA von der AVM übernommen worden ist.

Wir müssen uns hauptsächlich auf die industriellen Aspekte der Sicherheit konzentrieren. Dies sind die möglichen Gründe für Funktionsstörungen und die Folgen, die vorhergesehen werden können, entweder die Produktivität der Verglasungsleitungen betreffend, oder, und das vor allen Dingen, die Strahlungsdosen, die während der Wartung und Reparatur auftreten.

6.5.2.5.3.2. Die schwachen Punkte der AVM

a) Routine-Operationen

Die hauptsächlichen Gründe für Schwierigkeiten liegen in der komplizierten Mechanik und den hohen Temperaturen, die in den Verglasungsleitungen erreicht werden.

Diese hohen Temperaturen bewirken Korrosion und Verformungen. Dies impliziert die Notwendigkeit, stark kontaminierte Teile auszuwechseln. Die Unterbringung dieser Teile in Behältern erfordert häufig eine Zerkleinerung mit Schneidbrennern oder mit Schneidevorrichtungen.

Hier ist eine Liste der Verschleißteile in der heißen Zelle der Verglasung der AVM:

Tabelle 6.5.1

Equipment (Ausrüstung)	likely life length (voraussicht- liche Lebens- dauer)	weight (Gewicht)	1) cutting up -zerschneiden - 2) decontamination - Dekontamination-	irradiation (Strahlungsin- tensität)	conditioning class (Konditionierung)(Klasse)	Means of storage (Arten der Lagerung)
Fusion crucibles (Schmelztiegel)	4 Monate	Zylinder mit 2 konischen Düsen	1) 2 Stücke 2) nein	10 ⁵ rad/h	gelöteter Be- hälter	semi-definitive in wells (halb-end- gültig in Schächten)
Fusion furnace (Schmelzofen)	5 Jahre	5x150 kg	ja	5 rad/h	- " -	fester Abfall-MARCO
Calciner tube (Calciner-Rohr)	3 Jahre	500 kg	1) 4 Stücke 2) ja	100 rad/h	- " -	vorübergehend in Schächten
Lower nozzle (untere Düse)	2 Jahre	200 kg	ja	100 rad/h	- " -	- " -
Upper nozzle (obere Düse)	2 Jahre	150 kg	ja	100 rad/h	- " -	- " -
Unblocking bar (Entsterrungsstange)	2 Jahre	ja	ja	50 rad/h	- " -	- " -
Calciner Arm	4 Jahre	50 kg	ja	10 rad/h	- " -	fester Abfall-MARCO
Calciner furnace (Calcinerofen)	4 Jahre	8x200 kg	ja	5 rad/h	Spezial	- " -
Effluent Nebenfluß/Zu-)	5 Jahre	50 kg	ja	10 rad/h	gelöteter Be- hälter	- " -
Active Wheel (aktive Scheibe)	2 Jahre	50 kg	ja	10 rad/h	- " -	- " -
"anti siphon" Vorrichtung	5 Jahre	50 kg	ja	10 rad/h	- " -	- " -
Dust remover (Staubentferner)	5 Jahre	300 kg	1) 2 Stücke 2) ja	50 rad/h	- " -	vorübergehend in Schächten
Recycling-Tiegel	5 Jahre	2x400 kg	1) 2x3 Stücke 2) ja	20 rad/h	- " -	- " -
Support (Gestell)	1 Jahr	10 kg	unmöglich ja	10 rad/h	- " -	fester Abfall-MARCO
Trust(Schieber)	1 Jahr	10 kg	ja	5 rad/h	- " -	- " -
Jacks (Winde)	variabel	10 kg	ja	1 rad/h	- " -	- " -

Hierzu muß noch gesagt werden, daß die Zwischenfälle am Calciner und am Schmelzofen (Verformung, Verstopfung, Zufluß-Defekte) normalerweise zu beträchtlichen Abfällen führen, da ein Einschreiten unmöglich ist.

All diese Manipulationen können beträchtliche Kontamination der heißen Zelle hervorrufen und machen jegliches menschliche Eingreifen in der Verglasungszelle extrem schwierig (die außergewöhnliche Wartung der Ausrüstung der Klasse I ist normalerweise für die Betriebsdauer der Zelle garantiert).

Die Demontage der heißen Zellen bleibt total problematisch, vor allem wenn sie unbeabsichtigt vorzeitig außer Betrieb gesetzt wird.

Die ursprüngliche Absperrung der aktivsten Teile, Aufteilungsscheibe, Calciner und Schmelzofen, ist ziemlich störanfällig: es handelt es dabei um hydraulische Schutzvorrichtungen von 0,25 m Wassersäule für die Aufteilungsscheibe (sowie für die Vorratsbehälter für die Spaltprodukte) und 2 m Wassersäule für den Nebenstrom, wo die Spaltproduktlösung und die Trockenzusätze gemischt werden (Ferrupore).

Die Dichtigkeit des Calciners wird teilweise durch Schmierung der oberen und unteren Düse erreicht, und es ist bis jetzt nicht gelungen, die Lecks, die sich an den Schmierstellen ergeben, in den Griff zu bekommen. Durch diese Lecks wird die Außenseite des Calciners, der Ofen, sowie die heiße Zelle selbst kontaminiert.

Tabelle 6.5.1 (Fortsetzung)

Equipment	likely life length (Voraussichtliche Lebensdauer)	weight (Gewicht)	1) cutting up (zerzschneiden) 2) decontamination (Decontamination)	irradiation (Strahlungssintensität)	conditioning class (Konditionierung) (Klasse)	Means of storage (Arten der Lagerung)
as (Manchettes), variabel as (Manchetten, el ...)	ja	5 rad/h	abgedichteter Container	b	fester Abfall-MARCO	
Abbedienung	- "	unmöglich	1-5 rad/h	- "	c	STED, ADM
Gaszer - (ar)	ja	5-10 rad/h	gelöteter Behälter	b	fester Abfall-MARCO	
feeding filter - (setzungs- - (ar)	3 Monate	5 rad/h	Spezialbehälter	b	STED-ADM	
filter - (filter)	1 Jahr	10	gelötet/spezial	b/c	STED-ADM	

Die Eingabe der nicht radioaktiven Produkte in die Verglasungszelle (Zusätze, entsiliziertes Wasser, Dekontamination, "ferrupore" ...) wird mit Hilfe einer hydraulischen Schutzvorrichtung gemacht.

Die Glasmasse wird mittels einer proportionierenden Vorrichtung durch einen Strahlenschutzkasten eingegeben.

Das heißt, daß es auf dieser Stufe keinen Filter gibt, der den möglichen Durchtritt von verunreinigenden, radioaktiven Stoffen aus der Verglasungszelle in die benachbarte Vorbereitungszelle verhindert.

Somit hängt die Sicherheit der Absperrung völlig von der hydraulischen Schutzvorrichtung ab, von der Ventilation der Trichter und von den Klappen des Strahlenschutzkastens.

Die möglichen Lecks auf der Stufe der Mischungsscheibe sind sehr schwer mit dem Auge zu erkennen, das umso mehr, je kleiner der Fluß ist. Somit können diese Lecks eine beträchtliche Kontamination der Verglasungszelle bewirken.

b) Vorhersehbare Zwischenfälle (natürlich keine vollständige Liste)

Die Absperrung ist die meiste Zeit durch Unterdruck garantiert, der durch Ventilation erzwungen wird.

Die Ventilations-Standards sind folgende:

- Zone des geregelten Aufenthalts:	4 - 5 mm Wassersäule
- Eingriffszone:	7 - 9 mm Wassersäule
- verbotene Zone	15 - 30 mm - " -
- Verglasungszelle	60 mm - " -

Die Dichtigkeit zwischen der Verglasungszelle und dem Bedienungsraum (Sichtkontrolle des Telemanipulators) ist nicht sichergestellt.

Die Verbindungsstellen der Telemanipulator-Leitungen zeigen, auch wenn alle Vorsichtsmaßnahmen getroffen wurden, erhebliche Lecks (ca. $20 \text{ m}^3/\text{h}$ für jede Verbindungsstelle bei einem herrschenden Druck von 60 mm Wassersäule).

Jeder Mangel an Ventilation oder ein zufälliger Überdruck in der Verglasungszelle führt sicher zu einer Kontamination des Bedienungsraumes, in dem die Aufenthaltszeit dann strenggenommen begrenzt, und sogar zeitweise verboten werden wird. Das würde zu einer Unterbrechung des Verglasungsprozesses führen.

Die Justierung der Glaszusammensetzung wird vorgenommen, nachdem der Inhalt des Vorratstanks, der zur Verglasung vorgesehen ist, analysiert worden ist.

Dabei gibt es zwei Gründe für Zwischenfälle.

Der erste betrifft offensichtlich die Probennahme, ein Vorgang, der einen Prozeß erfordert (Beförderung der Proben vom Tank ins Labor), der nicht frei ist vom Risiko des Verstopfens, von falschen Manövern etc.

Der zweite Grund ist verbunden mit der vorsichtigen Art der Messung, mit der Zeit, die dafür benötigt wird (in Marcoule einige Tage), aber auch mit der Möglichkeit eines zufälligen Überlaufens von einem Tank in den anderen, oder mit einem Leck beim Einstellen der Flüssigkeit, oder mit der Dekontamination im Tank während der Behandlung.

Wenn derartige Unfälle nicht entdeckt werden, und das ist nicht unmöglich, da sie genau nach der Störung des Tankpegels passieren würden, so würde es notwendig sein, bis zum erwarteten Ende eines Verglasungszyklus zu warten, um zu bemerken, daß das Niveau des Tanks während der Behandlung höher war als es sollte.

Wir würden somit eine Produktion von Glasbehältern von undefinierter Zusammensetzung erhalten, die nicht den Anforderungen entsprechen. Diese wären schon verschlossen und möglicherweise in Betonschächten zwischengelagert. Die Rückführung dieser Gläser ist nicht möglich, da es keine entsprechende Ausrüstung in der Werkstatt gibt.

- c) Die Gründe von Unfällen, die noch nicht heraufbeschworen wurden, deren Folgen aber auch nicht in Betracht gezogen worden sind

Die AVM ist eine sehr komplexe Anlage und wir werden sie nicht in allen Details betrachten.

Zunächst wollen wir die Sicherheit der Lagerungsbehälter betrachten.

Im augenblicklichen Stand der Verwirklichung hat diese Lagerung kein Sicherheitskühlsystem. Es ist wahr, daß die Radioaktivität der Lösungen, die in Marcoule schon verglast worden sind, gering genug ist, um einen Zwischenfall zu verhüten und das einzige, was passieren kann, ist ein Temperaturanstieg von etwa 20°C. Zur Verglasung von stärker radioaktiven Lösungen ist eine Sicherheitsstudie zu erstellen. Für ein zufälliges Auslaufen eines Tanks, aber nicht von zweien, ist eine korrosionsfreie Speicher-Auffangschale bereitgestellt worden. Die Dekontamination würde somit unmöglich werden (kontaminierter Beton), wenn beide Tanks stark anfangen zu lecken oder wenn ein falsches Manöver im Dekontaminationskreislauf dieser Auffangschale während oder nach der Leerung des Tanks vorkommt.

Die Entfernung von möglicherweise eingeschlossenem Material im Durchgangspunkt des Beschickungssystems für die Aufteilungsscheibe, stromabwärts des ziehenden Air-lifts in den Spaltprodukt-Tanks, wird mit folgenden Methoden durchgeführt: Schließen des oberen Rohres, genau stromabwärts der Aufteilungsscheibe mit einer Kühlfalle, die mit flüssigem Stickstoff gefüllt ist, dann Einspritzen von Wasser unter Druck auf dem Niveau des wiederaufnehmenden Air-Lifts, der zwischen dem Durchgangspunkt und der Kühlfalle liegt.

Gibt es dann aufgrund der starken Spannungen im Bereich der Kühlfalle kein Bruchrisiko im Rohrsystem und müssen nicht alle Verglasungszellen vorzeitig außer Betrieb gesetzt werden, und dies angesichts der Tatsache, daß es sich hier um eine Ausrüstung der Klasse I handelt, von der angenommen wird, sie liefere während der gesamten Lebensdauer von AVM unfehlbar?

Es gibt noch ein anderes Problem, das nicht behandelt ist und für das die Beschreibung von möglichen Sicherheitsmaßnahmen sehr wünschenswert wäre:

eine mechanische Störung während der Handhabung der verglasten Abfallbehälter, für die jeder ferngesteuerte Eingriff unmöglich ist oder lange Zeit nötig ist, um diesen zu ermöglichen. (Die Aktivität und die Temperatur machen einen direkten menschlichen Eingriff unmöglich).

In Marcoule beträgt die Zeitdauer, bis die Zentraltemperatur des Glases auf etwa 650°C ansteigt (Beginn des Kristallisationsprozesses) etwa 3 Stunden. Für die von der DWK geplanten Behälter wäre das sicherlich etwas länger, da die spezifische Aktivität des Glases etwas geringer ist und ebenso auch das Volumen der Behälter.

Es gibt noch ein anderes Problem, das heute nicht gelöst ist: Die Lötstellen an den Behälterdeckeln werden visuell kontrolliert, da eine gamma-graphische Untersuchung nicht in Frage zu kommen scheint.

Aus diesem Stand der Untersuchungen ergeben sich zwei Gründe, die Filter in ihrer Position zu belassen:

- der erste Grund betrifft die Routinearbeit der Anlage, die Messung der Dekontaminationsraten der Behälter. Diese ist tatsächlich sehr schwierig und wird im allgemeinen indirekt über das für die Dekontamination gebrauchte Wasser durchgeführt. Somit ergibt sich für diese keine volle Gewährleistung.

- der zweite ist weniger wahrscheinlich, aber auch nicht unmöglich und entspricht einem zufälligen Sturz einer Tonne beim Einlagern in einen Schacht (vorzeitiges Öffnen der Verriegelung oder eine mechanische Betriebsstörung an der Gleitbrücke). Dies würde Risse in dem Behälter und damit eine Kontamination des Schachtes verursachen.

Hiervon ausgehend können wir sagen, daß eine Ventilation im Notfall, die ein Zurücknehmen der Filter einschließt, Radioaktivität an die Umgebung freisetzen würde, die vorher nicht gemessen werden kann.

Vor der Analyse des KEWA-Projektes, das wir detailliert beschrieben haben, bringen wir hier unsere Kritik an den Teilen der AVM an, die der betrachteten Anlage in Gorleben entsprechen und dieser wahrscheinlich auch sehr ähnlich sind, für die uns aber die wichtigsten Einzelheiten fehlen.

Man muß uns gerechterweise zustimmen, wenn wir unsere Kritik an der AVM auf die DWK übertragen. Denn es gibt nur wenige Wege, eine Verglasung wie bei der AVM durchzuführen, ohne zu den in Marcoule gewählten Lösungen zu kommen.

Um mit diesem Thema zum Schluß zu kommen, nehmen wir an, daß die Anmerkungen, die wir über die Arbeitsweise und die Schwächen der AVM gemacht haben, mit Sicherheit dem KEWA-Projekt entsprechen und manchmal sogar direkt anzuwenden sind.

Eine vollständige Dokumentation von der DWK hätte uns ermöglicht, direkte Anmerkungen zu machen.

6.5.2.6. Einige Anmerkungen über die DWK-Anlage, die flüssigen
hochaktiven Abfall behandelt

6.5.2.6.1 Einleitung

Diese Anlage ist beschrieben in Band 5, Kapitel 2 und 5 des
KEWA 3-77 Sicherheitsberichtes.

Wir haben hervorgehoben, daß diese Anlage eine große Anzahl
Gemeinsamkeiten mit der AVM-Anlage hat, und daß die Analyse,
die für den Calciner, den Schmelzofen, die Ventilations-
probleme, die Trennung von aktiven und inaktiven Zonen, den
Transport der Behälter, die Wartung der Verglasungszellen
sowie die Sicherheit der Lagerung der Behälter in Schächten
ihre Gültigkeit behält, auch wenn die Informationen, die von
der DWK über diese Dinge herausgegeben worden sind, noch
viel unvollständiger sind als die von der AVM herausgegebenen.

Als allgemeine Erfahrung: Wir haben Dokumente und Informa-
tionen von der DWK erhalten. Diese sind zu oberflächlich, um
uns zu erlauben, eine Analyse zu machen, die so voraus-
blickend ist, wie diejenige, von der wir gerade einige Er-
gebnisse angeführt haben. Wir haben ihre Grenzen gesehen,
als wir die Vorfälle bei der AVM untersuchten, die, wenn man
nur die Sicherheitsberichte liest, vollständig unvorherseh-
bar waren. Deswegen können wir dort nicht weiter ins Detail
gehen, wo nicht das gleiche oder fast das gleiche ausge-
führt wird wie in der AVM.

Andererseits sind wir in der Lage, einiges an Kritik anzu-
bringen oder einige Probleme an der Konzeption der von der
DWK für Gorleben vorgeschlagenen Anlage, die die hochaktiven
flüssigen Abfälle behandelt, darzulegen.

6.5.2.6.2. Der Aufbau der Anlage

Abgesehen vom Ventilations-System, das wir bereits behandelt haben, müssen wir drei wichtige Einwände gegen Vorfälle, die sich innerhalb der Anlagen ereignen könnten und eine allgemeine Anmerkung über Unfälle machen, die einen externen Ursprung haben.

6.5.2.6.2.1. Verglasungs- und Dekontaminations-Zellen

Erster Einwand:

Die Verglasungszellen beinhalten in einem abgeschlossenen Raum die gesamten Verbrennungs- und Verglasungseinrichtungen, die Deckelverlötungsmaschinen und die Werkzeuge zum Demonstrieren und Zerschneiden der großen Stücke. Dies vergrößert die radioaktiven Lecks in der Zelle und somit die Schwierigkeit eines möglichen menschlichen Eingriffs.

Zweiter Einwand:

Die Verglasungszellen sind mit einer Dekontaminationszelle (O56) für die verglasten Behälter und (O55) für das Material, das schon demontiert und zur Lagerung bereit ist, verbunden. Falls sich in der Dekontaminationszelle (O56) oder in der dahinführenden Halle ein wichtiger und nicht schnell zu bewältigender Zwischenfall ereignet, müssen die 4 Verglasungsleitungen gestoppt werden, trotz der damit verbundenen Beeinträchtigungen, die darin bestehen, daß es unmöglich ist, die verglasten Blöcke wirksam zu dekontaminieren und zu kühlen. (Es wird keine Ausrüstung, die dazu dienen könnte, beschrieben.)

Dritter Einwand:

Die zwei Verglasungszellen O14 und O15 werden von Raum 115 (Bedienungszone) kontrolliert, die beiden anderen Zellen O12 und O17 werden von Raum 109 bzw. 103 kontrolliert. Falls sich jetzt zwischen Raum 115 und einer der beiden Zellen O14 und O15 ein Zwischenfall ereignet (wir haben beim Studium der AVM gezeigt, daß die Verbindungen der Fernbedienungsanlage (telemanipulator crossovers) nicht gewährleistet werden können), muß der Zugang zu Raum 115 zumindest zeitweise blockiert werden, was die zwei Verglasungsketten mit den Zellen O14 und O15 außer Betrieb setzt.

Dieselben Anmerkungen lassen sich, vielleicht in geringerem Ausmaß, auf die Räume O13 und O16 anwenden, die sich zwischen den Verglasungszellen O12 und O14 bzw. zwischen O15 und O17 befinden, von denen sie mit Elektrizität versorgt werden.

Wenn daran gedacht wird, die Ventilation (ein Punkt, der geklärt werden muß) von der Bedienungszone zu den Elektrizitätsversorgungsräumen gehen zu lassen, kann eine Kontamination von Raum 115 dazu führen, daß 3 von 4 Verglasungszellen nicht mehr benutzbar sind, so daß die Anlage für die Behandlung der hochaktiven flüssigen Abfälle nicht mehr ihrem nominellen Rhythmus entsprechend arbeiten kann, da dafür zwei normal arbeitende Verglasungszellen benötigt werden.

6.5.2.6.2.2. Über einen Katastrophenfall mit externer Ursache

Die Anmerkungen, die wir hier machen, haben für das gesamte Projekt ihre Gültigkeit.

Wir wollen nur einen Fall untersuchen, nämlich einen
 , der häufig und systematisch im KEWA 3.77
 Sicherheitsbericht erwähnt wird

Die Frage nach der Widerstandsfähigkeit des Gebäudes bei
 einem ist bereits behandelt worden.

Die Folgen eines Absturzes am Ort des Lufteintritts des Kühlsystems für den Raum, in dem die Behälter in betonierten Schächten aufbewahrt werden, sollen nicht heraufbeschworen werden. (Obwohl eine Energie bis zu 12 MW andauernd abgeleitet werden muß.) Genau so kostet es eine Menge Menschenleben, falls derselbe Unfall sich am Sozialteil ereignet, wenn gerade Schichtwechsel ist und eine große Anzahl Leute sich hier aufhält.

Den Angestellten der Anlage würde dann auf einmal der qualifizierte Mitarbeiterstab fehlen und ein großer Teil von Informationen würde verlorengehen, weil eine Menge Wissen bei der Arbeit erworben und nicht dokumentiert wird.

Dies illustriert die Risiken zu großer Zentralisierung technischer Systeme, bei denen jede Einheit von kritischer Bedeutung ist.

6.5.2.6.3. Fragen, die mit dem Zerschlagen der Gläser zusammenhängen

Das mögliche Brechen der Glasblöcke beinhaltet eine bestimmte Anzahl von Nachteilen, die die Sicherheit der Endlagerung betreffen, und was noch wichtiger ist, die Auslaugung an der Oberfläche von Bruchstellen ("Zell-Effekt"). (cf 6.5.2.4.1. und 6.5.2.4.2.)

Die Verfahren, die sich mit der Sicherheit der Anlage vereinbaren lassen, und die erlauben, das Zerschlagen so weit wie möglich zu begrenzen, müssen genau erklärt werden.

Da wir wußten, daß beträchtliche Brüche auftreten, wenn die Behälter nach dem Verlöten der Deckel dekontaminiert werden, stellten wir den Leuten von der DWK folgende Fragen:

- wie groß ist die Abkühlungszeit zwischen Verglasung und Dekontamination ?

Sie antworteten: "Die Abkühlungszeit beträgt 3 bis 6 Tage."

Jede Verglasungszelle produziert normalerweise 2 - 2,5 Behälter pro Tag, die eine Radioaktivität von 340.000 Ci enthalten.

In den Plänen des KEWA 3.77 Berichts ist keine Zwischenlagerung für die zur Dekontaminierung anstehenden Behälter vorgesehen (was nicht überrascht, da dieses Thema nicht erwähnt wird).

Außerdem werden keine Kühlungsanlagen erwähnt, die die Wärme ableiten, die von den 6 bis 15 Behältern erzeugt wird. Diese müßten dann in der heißen Zelle behalten werden. Wenn nicht, würden sie die zur Dekontaminationszelle führende Halle belasten, für die dieselben Kühlprobleme existieren (1,4 KW pro Behälter).

Wir nehmen an, daß die 6 - 15 Behälter in der Verglasungszelle gelagert werden. Unsere restlichen Anmerkungen beziehen sich deshalb auf diese Hypothese.

Die gesamte Radioaktivität kann 5 MCi erreichen.

Die Folgen einer möglichen Verstopfung bei der Dekontamination oder die Schwierigkeit, bei einem Notfall in der Verglasungszelle einzugreifen, können dann sehr kritisch werden.

Wenn weiterhin angenommen wird, daß unter freiem Himmel gelagert und durch natürliche Konvektion gekühlt wird, zeigt sich, daß dann die Radioaktivität in der Arbeitszone viel höher ist als die maximal zugelassene Dosis von 2,5 mRem/h (siehe Anhang 5).

6.5.2.6.4. Schlußfolgerungen

Die von der DWK angenommene Sicherheit und Funktionstüchtigkeit der Verglasungsanlage für die hochaktiven flüssigen Abfälle scheint uns nicht gewährleistet zu sein. Das gewählte System hat noch keinem längeren Test in kleinerem industriell arbeitendem Maßstab standgehalten.

Weiterhin ist die AVM, die hier als Vergleich dient, weit davon entfernt, problemlos zu arbeiten. Außerdem erscheint das allgemeine Konzept des Verfahrens unvereinbar mit vielen Strahlenschutz- und industriellen Wartungsbeschränkungen zu sein.

Die Eile, mit der COGEMA die AVM in Betrieb genommen hat, ist ein weiteres Anzeichen dafür, wie niedrig der Stand der Vorbereitungen auf dem Feld der Verglasung ist.

Da man schon 15 Jahre an Forschung und Entwicklung in dieses Thema gesteckt hat, können wir uns nicht vorstellen, daß der Übergang zu einem industriellen Maßstab die gesamte erforderliche Sicherheit und Zuverlässigkeit mit sich bringt (beim Stand der ganzen Gesichtspunkte; denn das Beispiel der AVM zeigt deutlich, wie jedes Detail einen wesentlichen Beitrag zu dieser Angelegenheit liefert).

Die Unterlagen sind ziemlich armselig, wenn nicht gar widersprüchlich, was die verfügbaren Informationen über das Kühlen vor der Dekontamination ja nahelegen. Dieses Beispiel ist keineswegs außergewöhnlich, ein tiefergehendes Studium der

Anlage hätte noch andere Beispiele enthüllt.

Die von der DWK vorgeschlagene Lösung ist damit nicht überzeugend.

6.5.3. Literaturverzeichnis

- (I) Groupe Interministeriel d'Evaluation de l'Environnement.
"Rapport du Groupe de Travail - Evaluation des Options Techniques
les Déchets Radioactifs" Tome I et II. décembre 1975 Paris.
- (II) R. BONNIAUD, F. LAUDE, C. SOMBRET. "Expérience acquise en
France dans le traitement par vitrification des solutions concen-
trées de produits de fission." CEA MARCOULE in OCDE 1972 Paris.
- (III) A. JOUAN, C. PAPAUT, C. PORTEAU, L. ROZAND. "Atelier de
vitrification continue des produits de fission de MARCOULE".
CEA COGEMA 1978.
- (IV) "Le verre comme première barrière pour le stockage définitif
des déchets de très haute activité en formation géologique;
tentative d'évaluation de sa capacité de confinement."
Rapport interne CEA DSN CSDR 1977.
- (V) F. LAUDE. "Le verre comme première barrière pour le stockage
à long terme des déchets de haute activité." CEA Centre de
BAGNOLS/CEZE.
- (VI) F. LAUDE, R. BONNIAUD, C. SOMBRET, G. RABOT. "Confinement
de la radioactivité dans les verres". CEA MARCOULE in IAEA 1976.
- (VII) H.R. Hall, J.T. DALTON, B. HUDSON, J.A.C. MARPLES.
"Development and Radiations Stability of Glasses for Highly
Radioactive Wastes". AERE HARWELL in IAEA 1976.
- (VIII) W. HEIMERL, H. HEINE, L. KAHL, H.W. LEVI, W. LUTZE, G. MALO
E. SCHIEWER, P. SCHUBERT.
"Studies on the behaviour of Radioactive Waste Glasses".
HAHN-MEITMER Institute of OCDE. 1972
- (IX) Martha SPITZER-ARONSON. "Communication to the XIth Internatio-
nal Congress on Glass - PRAG. July 1977". College de FRANCE, PARIS
- (X) R. BONNIAUD. "La solidification des solutions de s produits
de Fission". BIST n^O 188 - CEA - Janvier 1974.

(XI) Private Mitteilungen in MARCOULE.

(XII) Private Mitteilungen in MARCOULE.

(XIII) Die Analyse verweist auf vertrauliche Sicherheitsberichte, deren Herkunft wir nicht angeben können.

Gorleben 1

6.5. - 73

Anhang 1

Analyse der Zahlen, die den Abfall betreffen

I - Einführung

Wir haben versucht, die Abschätzungen der Abfallproduktion vollständig zu verstehen, sowohl bezüglich Volumen als auch bezüglich Zusammensetzung und Radioaktivität. Dies ist uns nicht völlig gelungen, besonders was die α -Abfälle betrifft.

Über die falsche Information hinaus, die die DWK uns als Antwort auf unsere Fragen gegeben hatte und die wir nicht länger in die Überlegungen einbeziehen müssen (wir haben die Fehler herausgearbeitet), ziehen wir den Schluß, daß eine Klärung der Erwartungen, gestützt auf bestätigte experimentelle Ergebnisse, nötig ist, um festzustellen, was das Gorleben-Projekt im Hinblick auf zu lagernde Abfallmengen und langfristige Sachzwänge, die sich aus der Anwesenheit langlebiger alpha-Strahler ergeben, mit sich bringt.

II - Flüssige hochaktive Stoffe; Bemerkungen zu den Informationen durch die DWK

Fässer für 70 l verglasten Abfall

1) Sicherheitsbericht, KEWA, 3/77

Tabelle 5.2.1.7.2

Aktivität eines Fasses $< 400\ 000\ \text{Ci}$, eine ungenaue Zahl, die zu einer schriftlichen Anfrage an die DWK führte, die wie folgt beantwortet wurde.

2) Antwort F 7/78 Nr. 7 - 340 000 Ci

Unter Berücksichtigung der zweiten genaueren, brauchbaren Antwort berechnen wir die Aktivität der jährlich produzierten 1600 Fässer (bei normalen Betriebsbedingungen) zu:

$1600 \times 340\ 000 = 550\ 000\ 000\ \text{Ci}$, in Übereinstimmung mit dem angegebenen Wert für die gelagerte flüssige Aktivität von $600\ \text{m}^3 < 1\ \text{MCi/m}^3$.

3) Daher fragen wir uns, wie die DWK uns solche phantastischen Zahlen als Antwort auf die Frage F 11/78 (36) geben konnte: Zu den Abfallmengen (auf Seite 172^{des DWK-Merkberichts} angeführt) gehörende Aktivitäten.

Antwort:

Die auf Seite 172 der Zusammenfassung angegebene Tabelle ist durch die entsprechende Aktivität in Ci/Faß vervollständigt worden.

Radioaktiver Abfall	Behältertyp	Bruttovolumen m^3/Jahr	Aktivität Ci/m^3 Ci/Faß	
⋮				
Hochaktiver radioaktiver Abfall -Flüssig	70 Liter geschützter Stahlbehälter	140	$1 \cdot 10^6$	$7 \cdot 10^4$
⋮				
Krypton 85	50-Liter-Zylinder	3		$3,4 \cdot 10^5$

Bemerkung:

Man könnte einfach glauben, die Zahl für Krypton sei mit der für die verglasten Abfälle vertauscht worden. Dies ist nicht richtig: Das Bruttovolumen eines Kryptonbehälters ist $0,070\ \text{m}^3$ (Zusammenfassung Tabelle 3-12, S. 202), die Aktivität eines Kryptonzyinders ist $340\ 000\ \text{Ci}$, dieselbe Zahl wie in der Antwort F.7/78 Nr. 7 für die Behälter für verglaste Abfälle. Es gibt kaum eine andere Erklärung als Nachlässigkeit: Man kann annehmen, daß die Zahl $7 \cdot 10^4$ durch Multiplikation von $1 \cdot 10^6$ mit $70 \cdot 10^{-3}$ gewonnen wurde.

Dem Autor dieses bemerkenswerten Fehlers ist eine doppelte Verwechslung unterlaufen: Er hat die flüssigen Abfälle (Aktivität $1 \cdot 10^6\ \text{Ci/m}^3$ und Produktion $600\ \text{m}^3/\text{Jahr}$) mit den verflüssigten Abfällen (Bruttoproduktion $140\ \text{m}^3/\text{Jahr}$) durcheinandergebracht. Er hat die Zahlen für die Flüssigabfälle vor der Verglasung mit denen für verglaste Flüssigabfälle vermischt.

4) Vergleich mit den Daten der Studie von H. KRAUSE und K. SCHEFFER (KfK), vorgetragen 1977 in Paris (7)

Diese Studie

(a-) Strahler enthalten, die aus der Wiederaufarbeitung und der Herstellung von Mischoxidbrennelementen herrühren.

Wir erfahren hier, daß für ein Projekt wie GORLEBEN die Menge an Pu in Glas $46\ \text{kg}$ wäre, (2) sagt $64\ \text{kg}$ vorher; die Menge Uran würde $2760\ \text{kg}$ erreichen, während (2) weniger als $320\ \text{kg}$ erwartet, das ist fast neunmal weniger; schließlich wäre die Aktivität der anderen Aktiniden $3,5 \cdot 10^6\ \text{Ci}$, über die sich (2) und (3) ausschweigen.

Die französische Quelle (1) erwartet $12,8 \cdot 10^6\ \text{Ci}$ durch diese Aktiniden nach einem Jahr, das heißt ungefähr $3,5 \cdot 10^6$ nach 10 Jahren, und eine Gesamtmasse von $1200\ \text{kg}$. Daher stimmen (1) und (7) fast überein, wenn wir annehmen, daß die Zahlen von (7) Abfälle betreffen, die 10 Jahre nach dem Verlassen des Reaktors behandelt werden, was jedoch nicht erwähnt wird.

III - Erwartungen über niedrig- und mittelaktive Abfälle1) Einführung

Die hochaktiven Flüssigabfälle aus der Wiederaufarbeitung können genau bestimmt werden:

Abgesehen von den Verlusten, die in den relativen Werten niedrig sind, sind die erwarteten Mengen durch Messungen der Spaltproduktkonzentrationen bei verschiedenen *Abbränden* des Brennstoffs bekannt. Andererseits hängen die Mengen der festen hochaktiven Abfälle und aller niedrig- und mittelaktiven Abfälle hauptsächlich von den benutzten Verfahren und den Methoden zur Behandlung der radioaktiven Abfallflüssigkeiten ab.

Es schien uns, daß die Abschätzungen für dieses Gebiet nicht sehr verlässlich sind. Diese Bemerkung ist nicht unwichtig, wenn man bedenkt, wie wichtig die betreffenden Volumina sind.

Wir haben hauptsächlich die Zahlen aus verschiedenen Quellen verglichen, vor allem KEWA und KfK von 1977, den endgültigen GIEE - Bericht (1) (unsere französische Quelle) und DWK.

Wir werden sehen, daß die DWK sich keine Mühe gegeben hat, exakte und präzise Antworten auf unsere Fragen zu geben und daß die geschätzten Bilanzen, die an verschiedenen Stellen für GORLEBEN angegeben werden, nicht übereinstimmen.

Ist das nicht ein Hinweis darauf, daß die Unsicherheit, die in Frankreich 1975 gezeigt wurde, in Deutschland 1978 immer noch aktuell ist?

"Abfallinventar

(...) Tatsächlich sind die Abschätzungen über die Produktion radioaktiver Abfälle mehr oder weniger gültig.

(...) Es ist offensichtlich, daß es sogar unabhängig von der Ungewißheit über die Kernenergieprogramme im Moment nur möglich ist, sehr grobe Abschätzungen zu machen." (1)

2) Feste hochaktive Abfälle2.1.) Die Brennelementhüllen

- Der KEWA-Sicherheitsbericht(2) sagt ein Volumen von $800 \text{ m}^3/\text{Jahr}$ und eine Radioaktivität von weniger als $8 \cdot 10^6 \text{ Ci}$ nach einer Abkühlzeit von 6 Jahren voraus. Die Plutoniummenge sei weniger als 80 kg.

- Die Antwort der DWK (4), die die Tabelle auf S. 172 (3) vervollständigt, präzisiert, daß die Radioaktivität $2 \cdot 10^3 \text{ Ci/Behälter von } 2 \text{ m}^3$ sein wird, das ergibt eine Summe von $3,2 \cdot 10^6 \text{ Ci}$; es gibt keine Zahlen für das Plutonium.

- Die französische Quelle (1) gibt ein Volumen von 460 m^3 (bei Wiederaufarbeitung von 1400 t) mit einer Aktivität von $13,8 \cdot 10^6 \text{ Ci}$ nach einem Jahr Abkühlung an, d.h. etwa $5,6 \cdot 10^6 \text{ Ci}$ nach 6 Jahren und 19 kg Pu.

Die Aktivität nach 6 Jahren paßt zur Zahl in (2), aber sie ist zweifach höher als in der Antwort der DWK.

Allerdings sind der Brennstoff-Auflösungsprozeß und das Hüllrohrmaterial (Zirkalloy) in beiden Fällen gleich. Der beobachtete Unterschied ist umso bemerkenswerter, als das KEWA - Projekt die Wiederaufarbeitung von wieder in Druckwasserreaktoren eingesetztem Mischoxidbrennstoff einschließt, einem Brennstoff mit höherem Plutoniumanteil, was bei der französischen Abschätzung nicht berücksichtigt wird.

2.2.) Wiederaufarbeitungsschlämme

- Der KEWA-Sicherheitsbericht (2) führt eine Summe von 80 m^3 netto an, die nach 11 Jahren weniger als 150 000 Ci und weniger als 50 kg Pu enthalten.

- Die Quelle (1) nennt für die mittelaktiven Schlämme 600 m^3 , die nach einem Jahr $2 \cdot 10^6 \text{ Ci}$, d.h. nach 11 Jahren etwa 350 000 Ci enthalten und 45 kg Pu. Die Zahlen bezüglich des Plutoniums entsprechen sich.

Wieder gibt es einen Unterschied zwischen den Aktivitätszahlen.

Wir stellen fest, daß das KEWA-Projekt eine Behandlung dieser Schlämme nicht vor 11 Jahren plant, was eine Lagermenge von ungefähr 1000 m^3 bedeutet, die mehrere hundert kg Plutonium enthält.

Aus der gewählten Konzentration und der Größe der Behälter folgt, daß es etwa 1 kg Pu/Behälter sein wird.

Auslaugung und selektive Aufkonzentrierung sind möglich und dieses kann bei Gegenwart von Wasser zum Kritikalitätsunfall führen.

- Die Quelle (7) führt 13,8 kg Plutonium und 1380 kg Uran an, während (2) weniger als 500 kg erwartet.

Daher unterschätzt der KEWA-Bericht (2) eine gewisse Anzahl α -Abfälle, oder er erwähnt sie nicht. Nur die Schätzung der Plutoniumverluste entspricht der anderer Quellen.

Wir wollen hier daran erinnern, daß die in der Industrie beobachteten Plutoniumverluste (MOL, NFS, WINDSCALE für die Wiederaufarbeitung, CADARACHE für die Herstellung von Misch-oxidbrennstoff) bei gleichartigen Verfahren erheblich größer sind als die für GORLEBEN abgeschätzten. Aber aufgrund des Kritikalitätsproblems ist hier der Mengeneffekt nicht entscheidend. Es ist nötig, die Einheiten aufzuteilen und nur kleine Mengen Plutonium auf einmal zu handhaben; das heißt, daß das Verhältnis Ausrüstungsoberfläche zu bearbeitetem Volumen fast dasselbe bleibt, ob es sich um eine Pilotanlage oder eine große Anlage handelt.

2.3.) Reaktorteile

- Der KEWA-Sicherheitsbericht (2) behandelt hier andere Bestandteile des Kerns, die den Brennstoff zusammenhalten, als die Hüllen.

Das Nettovolumen beträgt 80 m^3 in 2 m^3 -Behältern und die geschätzte Aktivität ist kleiner als $5 \cdot 10^5 \text{ Ci}$.

- Um genauer zu sein, gibt die DWK-Antwort (4) 1000 Ci pro

Behälter an, das ergibt eine Summe von 40 000 Ci, die 12,5fach kleiner ist als die KEWA-Zahl ...

- Das französische Zitat (1) gibt verschiedene Zahlen für Siedewasser- und Druckwasserreaktoren an, aus denen ein Betrag für 1400 Tonnen Brennstoff (60 % DWR und 40 % SWR (3)) abgeleitet werden kann.

Wir erhalten 30 000 m^3 , die 92 000 Ci enthalten.

Dieses sehr große Volumen, fast das vierzigfache der Abschätzung der DWK, betrifft den gesamten Abfall, der während eines Jahres durch die Reaktoren produziert wird und nicht nur die Teile der Brennstoffverbindungen.

Die deutschen Dokumente (2) und (3) erwähnen diese Abfälle nicht, deren Volumen und Radioaktivität in keiner Weise vernachlässigt werden kann. Dies ist eine Frage, die geklärt werden muß.

3) Mittel- und niedrigaktive Abfälle, unwichtige Bemerkungen

3.1.) Wäbrige mittelaktive Lösungen

Bruttovolumen: (2) führt $14 000 \text{ m}^3$ an, (3) und (4) $26 040 \text{ m}^3$.

Die Aktivitäten entsprechen sich: (2) schätzt einen Wert $< 10^6 \text{ Ci}$, (3) die Zahl von $740 000 \text{ Ci}$.

3.2.) Organische mittelaktive Lösungen

(2), (3) und (4) schätzen 2520 m^3 .

(2) gibt eine Aktivität $< 900 \text{ Ci}$ an, während (4) 360 Ci auführt.

Hier entsprechen sich die Zahlen.

3.3.) Feste niedrig- und mittelaktive Abfälle

- Durch Zusammenfassen der Zahlen (2) erhalten wir ein Bruttovolumen von 9308 m^3 , das weniger als $100 000 \text{ Ci}$ und weniger als 125 kg Pu enthält.

- (3) und (4) erwähnen 2 Arten: Die eine entspricht der durch (2) definierten und beinhaltet 9308 m^3 und die andere, die in (2) nicht zu finden ist, entspricht brutto 2934 m^3 in 200 l - Behältern. Aber die in (4) angeführten Aktivitäten passen nicht zueinander: Höchstens $3,8 \cdot 10^4 \text{ Ci}$ pro 400 l - Behälter (von denen es 17 900 geben wird) für die Abfälle, die die 9308 m^3 bilden und $1,9 \cdot 10^4 \text{ Ci}$ pro Behälter mit 200 l; $9,5 \cdot 10^4 \text{ Ci/m}^3$ wird auch erwähnt für die, die die 2934 m^3 ausmachen !!!

3.4.) Niedrigaktive flüssige Abfälle

- (2) erwähnt 30 000 Behälter von 400 l, $15 600 \text{ m}^3$ Bruttovolumen, mit einer Aktivität geringer als $2 \cdot 10^{-3} \text{ Ci/Behälter}$.
- (4) gibt für die selben Abfälle maximal $3,32 \cdot 10^{-2} \text{ Ci/Behälter}$ an, das sind 1,66 mal mehr.
- Daneben erwähnt (2) 4300 200 l - Behälter, insgesamt brutto 1290 m^3 , mit weniger als 6 Ci in jedem: (3) und (4) sprechen nur von brutto 240 m^3 und (4) schätzt die Aktivität zu $1,16 \cdot 10^{-2} \text{ Ci/Behälter}$, d.h. 517 mal weniger! Es gibt keinen mathematischen Fehler, aber wir können darauf hinweisen, daß die Behandlung von Abfällen bei 6 Ci/200 l nicht genau dieselbe ist wie für Abfälle mit 0,0116 Ci/200 l.

3.5.) Tritiumhaltiges Wasser

(4) erwähnt eine Aktivität von $1,56 \cdot 10^{-2} \text{ Ci/m}^3$. Daher würde das Volumen von 5200 m^3 , das in den Untergrund gedrückt werden soll, nur 81,12 Ci Tritium enthalten, was nicht sehr nutzbringend scheint.

Wir wollen diese wenigen Bemerkungen mit dem folgenden beschließen: Wie ernst nimmt die DWK den GIR-Bericht?

4.) Der Preis der "Nullfreisetzung"

Die für GORLEBEN gewählten Verfahren sollten zu sehr geringen Freisetzungen in die Umgebung führen.

Wenn wir die Abfälle, die bei der Mischoxid-Brennstoffherstellung entstehen, nicht berücksichtigen, sollte das Bruttovolumen der niedrig- und mittelaktiven Abfälle erreichen (2):

- $19 500 \text{ m}^3$ flüssige niedrigaktive und feste niedrig- und mittelaktive Abfälle mit etwa 20 000 Ci ($< 26 000 \text{ Ci}$)
- $16 520 \text{ m}^3$ mittelaktive Flüssigkeit mit etwa 750 000 Ci.

Die Quelle (1) schätzt für Einheiten, die über die von LA HAGUE hinausgehen, 1380 m^3 mit "niedrigen, aber sehr unterschiedlichen Aktivitäten".

Solche Unterschiede werden sich wahrscheinlich auf die von den Arbeitern empfangenen Dosen auswirken.

5.) Eine außergewöhnlich falsche Antwort

Am 5. Okt. 1978 stellten wir der DWK die folgenden Fragen:

- 6.2.1.) α , β , γ -Konzentrationen in den verschiedenen Formen des mittelaktiven Abfalls
- 6.3.1.) dasselbe wie 6.2.1. für niedrigaktiven Abfall.

Hier sind die Antworten (5):

- 6.2.1.)
 - α -Konzentration 10 Ci/m^3 , β -, γ -Konzentration $< 100 \text{ Ci/m}^3$ bei festen mittelaktiven Abfällen
 - α -Konzentration 1 Ci/m^3 , β -, γ -Konzentration $< 100 \text{ Ci/m}^3$ bei wässrigen mittelaktiven Abfällen
 - α -Konzentration $0,4 \text{ Ci/m}^3$, β -, γ -Konzentration $< 4 \text{ Ci/m}^3$ bei organischen mittelaktiven Abfällen
- 6.3.1.) Niedrigaktive Flüssigkeiten
 - α sind enthalten:
 - α -Konzentration $< 200 \text{ Ci/m}^3$, keine β , γ
 - α nicht enthalten:
 - keine α , β -, γ -Konzentration $< 1 \text{ Ci/m}^3$.

Wir haben keine Vorstellung, wo dieser Fehler, nämlich α -Konzentration 200 Ci/m^3 für die niedrigaktiven Flüssigkeiten herrühren könnte!

Daneben gibt der Bericht KfK 2633 vom Mai 1978 (6) andere Zahlen (er zieht den Schluß, daß die Abfälle einer Wiederaufarbeitungsanlage von 1500 t/Jahr mit den in Karlsruhe entwickelten Techniken bei den gewählten Spezifikationen behandelt werden können):

Aus Tabelle 2 kann man die folgenden Grenzwerte ableiten:

- Mittelaktiver Abfall:

α -Konzentration $< 50 \text{ Ci/m}^3$
 β -Konzentration $< 500 \text{ Ci/m}^3$ } obere Grenzen

Der Leser wird wegen der Klassifizierungen, die sich von den durch die DWK vorgeschlagenen unterscheiden, auf die Unterlagen verwiesen.

- Niedrigaktiver Abfall:

α -Konzentration $< 20 \text{ Ci/m}^3$
 β -Konzentration $< 50 \text{ Ci/m}^3$ } obere Grenzen

Bemerkung wie oben.

Aber (5) und (6) beschäftigen sich mit konditionierten Abfällen, und (6) stellt die untersuchten Verfahren klar als die Lösungen vor, die für das Projekt einer 1500 - Jahrestonnen - Anlage zu wählen sind.

6) Kontaminierte Abfälle der Mischoxid-Brennstoffherstellung

Im KEWA-Sicherheitsbericht sind folgende Nettovolumina angeführt:

Niedrigaktiver Abfall, fest	2500 m ³ ;		$< 125 \text{ kg Pu}$
Niedrigaktiver Abfall, flüss.	525 m ³ ;	$< 12 \text{ t U};$	$< 18 \text{ kg Pu}$
Niedrigaktiver Abfall, flüss.	227 m ³ ;	$< 80 \text{ kg U};$	$< 8 \text{ kg Pu}$
In der Summe also:	3252 m ³ ;	$< 12 \text{ t U};$	$< 150 \text{ kg Pu}$

Diese Zahlen werden in der Bilanz von (5) (S.198), 10,5 t U und 138 kg Pu, erhärtet.

Tabelle 1 von Zitat (7) erlaubt, die Abfälle zu berechnen, die zu derselben Menge an behandeltem Pu und U gehören:

Primärabfälle: 1410 m³, 3,7 t U, 75 kg Pu und 630 Ci α an anderen Aktiniden.

Daher ist der Brennstoff durch andere Transurane als Pu verschmutzt.

Die Erfahrung widerspricht den Schätzungen:

In CADARACHE erreichten die Abfälle 10,8 kg Pu bei der Behandlung von 400 kg, d.h. 2,7 % (bei einem MUF von 0,7 %) (9).

In KARLSRUHE beliefen sich die Abfälle bei der Verarbeitung, von 700 kg auf über 2 % (10).

Diese Zahlen sind von 1975, aber man darf nicht denken, daß die Techniken sich seitdem stark geändert haben.

Eine Lösung, an die man in Cadarache gedacht hat, ist, den PuO₂-Staub, der auf den festen Abfällen (Handschuhen, kleine Ausrüstungsgegenstände, Filter) liegt, durch ein Tiefkühl-Zerkleinern mit nachfolgender Säure-Korrosion zu sammeln. Dies ist aber nur ein Projekt.

Diese Lösung wird in dem ALKEM-Sicherheitsbericht 3/77 nicht erwähnt, wo ausgesagt wird, die festen Abfälle würden in Fässer gesteckt (4.2.4.7.).

Aber auch auf diesem Gebiet spielt der Größeneffekt keine Rolle.

Die Vorbehandlung des PuO₂ wird aus Kritikalitätsgründen aufgeteilt und die Brennstoffherstellung wird an vielen identischen Linien parallel durchgeführt. Deshalb sehen wir nicht, wie die Ergebnisse der Vergangenheit deutlich verbessert werden können.

7.) Schlußfolgerung

Diese kurze Übersicht der allgemeinen Zahlen über Abfälle hatte nicht die Sicherheit der Prozesse zum Gegenstand.

Ihr Ziel war, die Ungenauigkeit der Abschätzung der Abfälle herauszuarbeiten, vor allem bei den niedrig- und mittelaktiven Abfällen.

Daher und vor allem fragen wir uns nach den effektiven Mengen an α -Strahlern, die gelagert werden sollen.

Das Problem der Reaktorabfälle bleibt ungelöst, da es nicht erwähnt wird und ihre Mengen bedeutend zu sein scheinen.

Anhang 2

4

HALL et al.

Table I. Glass Compositions, Formation Temperatures and Leach Rates

No.	COMPOSITION						Formation Temp. (°C) (a)	Leach rate $\frac{g \cdot cm^{-2} \cdot d^{1/2}}{(g \cdot cm^{-3})^{1/2}} \times 10^3$
	Waste		sol A					
	(wt%)	(mole)	SiO ₂	Li ₂ O	Na ₂ O	B ₂ O ₃		
M1	25.2	19.00	55.70	7.50	7.50	20.30	950 (950)	1.10 (0.86)
M2	31.2	24.00	40.75	7.50	7.50	20.36	1000 (175)	1.27 (0.95)
M3	17.0	21.00	35.75	7.50	7.50	29.30	1000 (1025)	1.52 (1.16)
M5	25.3	19.00	44.75	6.00	6.00	20.30	950 (925)	1.78 (1.20)
M6	31.3	24.00	39.70	8.00	8.00	20.32	950 (950)	2.00
M7	37.1	29.00	34.70	8.00	8.00	20.36	950 (975)	2.30
M9	25.3	19.00	43.70	8.50	8.50	20.30	900 (900)	2.05
M10	31.3	24.00	36.70	8.50	8.50	20.30	950 (950)	2.22
M11	37.1	29.00	33.70	8.50	8.50	20.30	900 (975)	2.46
M13	24.2	19.00	45.70	15.00	-	20.30	950 (925)	1.91 (2.56)
M18	34.1	15.00	45.70	-	15.00	20.30	1000 (1050)	2.55 (1.90)
M20	25.6	19.00	55.05	7.50	7.50	10.15	1000 (1000)	0.221 (0.214)
M21	25.6	19.00	54.85	8.00	8.00	10.15	1000 (1000)	0.213 (0.224)
M22	25.7	19.00	53.65	8.50	8.50	10.15	1000 (975)	0.264 (0.233)
M23	25.6	19.00	50.92	7.50	7.50	5.00	1050 (1050)	0.140 (0.167)
M24	25.8	19.00	59.92	8.00	8.00	5.00	1050 (1050)	0.166 (0.168)
M25	25.9	19.00	50.92	8.50	8.50	5.00	1050 (1000)	0.168 (0.240)

Notes

(a) The first figure is the temperature used. The figure in brackets is the estimated temperature necessary for formation.

(b) The first figure is the value for the glass. The figure in brackets is for crystallised glass.

Übersetzung:

Tabelle I. Glaszusammensetzungen, Bildungstemperaturen und Auslaugungsraten

Nr.	Zusammensetzung		Bildungs- temperatur (°C) (a)	Auslaugungsrate bei 100°C (b) $\times 10^3$
	Abfall Gew.%	Mol %		

Bemerkungen:

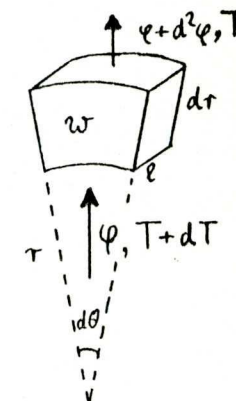
- (a) Die erste Zahl ist die benutzte Temperatur. Die Zahl in Klammern gibt die geschätzte, für die Bildung notwendige Temperatur an.
- (b) Die erste Zahl ist der Wert für das Glas, Die Zahl in Klammern ist für kristallisiertes Glas.

Quellenverzeichnis

- (1) G.I.E.E. "Rapport du Groupe de Travail - Evaluation des Options Techniques sur les Déchets Radioactifs". Tomes I et II. Paris, décembre 1975.
- (2) KEWA. Sicherheitsbericht. 3/77. TP 5.
- (3) "Bericht über das in der Bundesrepublik Deutschland geplante ENTSORGUNGSZENTRUM für ausgediente Brennelemente aus Kernkraftwerken", DWK - 9.77.
- (4) DWK. Antwort F11/78.
- (5) DWK. Antwort F14/78 und A 3/79.
- (6) G. HÖHLEIN. "Treatment of high and Intermediate level wastes". KfK-2633 May 1978
- (7) H. KRAUSE, K. SCHEFFLER. "Waste conditioning concepts on the basis of waste arisings, actinide distribution and their influence on final disposal products". KfK-OCDE Paris 1977.
- (8) CEDT. "L'Electro-nucléaire en France" Ed. Le Seuil 1975.
- (9) H. GUILLET, T. ARNAL. "Bilan général d'utilisation du plutonium mis en oeuvre dans la fabrication des éléments combustibles de RAISODIE (24 MWth)" CEA. CEN CADARACHE in IAEA 1976.
- (10) W. BAHR, W. HILD, K. SCHEFFER. "Experience in the management of Pu-containing solid wastes at the Nuclear Research Center KARLSRUHE." OCDE/AEN 4/75.
- (11) Persönliche Mitteilung des Arbeitsseminars über Mischoxid-Brennstoff in CEA-CADARACHE.

Anhang 31) Berechnung der Temperaturverteilung in einem Glaszylinder mit gleichmäßig verteilten radioaktiven Strahlern

Der Zylinder wird als unendlich lang angenommen, eine gerechtfertigte Näherung, wenn man die Bohrloch-Struktur der gewählten Lagerung betrachtet. Bei Beachtung der Rotationssymmetrie können wir die Wärmebilanz im Gleichgewicht in einem Elementarvolumen aufschreiben:



l ist die Längeneinheit, daher ist einerseits

$$\begin{aligned} d^2 \varphi &= w \cdot dr \cdot d\theta \\ d\varphi &= 2\pi w \cdot dr \\ \varphi &= \pi w r^2 \end{aligned}$$

wo w die Wärmeleistungsdichte ist

$$\text{und } dT = -\lambda \varphi(r) dr$$

λ = Leitfähigkeit des Glasmediums

$$dT = -\lambda \pi w r^2$$

$$\text{wenn } T(r) = - \int_{\text{Mitte}}^r \lambda \pi w \varphi^2 d\varphi + \text{constant}(1)$$

Die Oberflächentemperatur des Zylinders wird bestimmt durch die Temperatur des äußeren Mediums und den Oberflächenaustauschkoeffizienten zwischen dem Glas und dem äußeren Medium:

$$T_{\text{ex}} = T_a + \alpha W$$

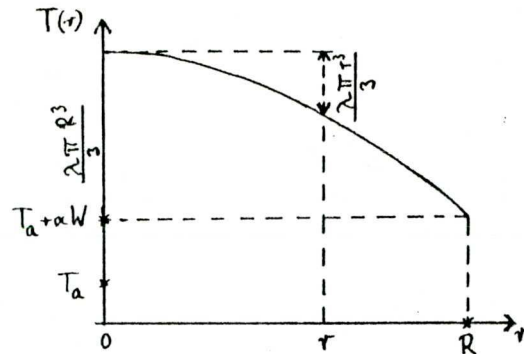
wo α = Austauschkoeffizient

W = Leistungsfluß nach außen pro Oberflächeneinheit.

Daraus folgt:

$$T(r) = T_a + \alpha W + \frac{\lambda \pi w}{3} (R^3 - r^3) \quad (2)$$

Die radiale Temperaturentwicklung ist die folgende (ausgezogene Kurve)



Daher sieht man, daß der Temperaturgradient wächst, wenn man sich vom Zentrum zum Rand bewegt. Also ist die Geschwindigkeit der Zentrifugal-Streuung der Ionen am Rand größer als in der Mitte.

2.) Einfluß eines Konzentrationsanstiegs an aktivem Material am Zylinderrand auf die Mittentemperatur

Um diesen Einfluß qualitativ auszuwerten, nehmen wir an, daß die Konzentration in dem äußeren Ring der Dicke δR gleichmäßig um einen Bruchteil ϵw an Radioelementen zunimmt, die sich ursprünglich im unmittelbar benachbarten Ring befanden.

Um die Rechnung zu vereinfachen, die nur Anhaltswerte liefern soll, nehmen wir an, daß der Ring, der den Teil ϵw abgab, dieselbe Stärke δR wie der äußere Ring hat.

Es folgt, daß der äußere Ring eine Konzentrationserniedrigung $\epsilon' w$ erfährt, die mit ϵw und δR durch folgende Gleichung zusammenhängt:

$$\epsilon w [R^2 - (R - \delta R)^2] = \epsilon' w [(R - \delta R)^2 - (R - 2\delta R)^2]$$

Wir können dann die Formel (1) mit der neuen Leistungsdichteverteilung partiell integrieren:

$$T_{\epsilon, \epsilon', \delta R}^{(0)} = T_a + \alpha W + \int_R^{R-\delta R} \lambda \pi w (1 + \epsilon) \varphi^2 d\varphi + \int_{R-\delta R}^{R-2\delta R} \lambda \pi w (1 - \epsilon') \varphi^2 d\varphi + \int_{R-2\delta R}^0 \lambda \pi w \varphi^2 d\varphi$$

das heißt

$$T_{\epsilon, \epsilon', \delta R}^{(0)} = T_a + \alpha W + \frac{\lambda \pi w}{3} \left[(1 + \epsilon) (R^3 - (R - \delta R)^3) + (1 - \epsilon') ((R - \delta R)^3 - (R - 2\delta R)^3) + (R - 2\delta R)^3 \right]$$

mit

$$\epsilon' = \epsilon \left(1 + \frac{2\delta R}{R - 3\delta R} \right)$$

folgt:

$$T_{\epsilon, \delta R}^{(0)} \approx T_a + \alpha W + \frac{\lambda \pi w}{3} [R^3 - \epsilon \delta R R^2]$$

Der Unterschied gegen $T(0)$ bei konstanter Dichte w ist damit:

$$T(0) - T_{\epsilon, \delta R}^{(0)} = \frac{\lambda \pi w}{3} R^3 \cdot \frac{\epsilon \delta R}{R}$$

Die Verringerung der Mittentemperatur ist vom dritten Grad, wenn die Gradiententemperatur nahe am Rand vom zweiten Grad ist.

Also wird die Temperatur in der Mitte wenig beeinflusst durch die Drift eines Teils der Radioelemente nach außen. Aber sie tendiert zum Abnehmen, ein günstiger Faktor, um Kristallisation zu vermeiden.

Aber der Abfall ist so klein, daß man von einer "Temperaturbarriere" am Ort der radioaktiven Emission sprechen kann.

Annex 4.

CHIMIE PHYSIQUE. — *Calculs sur images X de corrosion des vitraux, des taux d'élimination par élément, entre la surface corrodée et le verre intact sous-jacent. Note (*)*
de Martha Spitzer-Aronson, présentée par M. Ivan Psychès.

Le problème des corrosions, les anciennes et celles pratiquement stoppées sous les diverses restaurations de vitraux en Europe, ont conduit ici à une nouvelle méthode d'étude non-destructive et répétitive. Elle permet d'évaluer le taux d'élimination des éléments et de comparer des observations faites à des dates successives, sur une série d'échantillons spéciaux. On décrit les choix, du traitement électronique d'images X digitalisées, de plusieurs surfaces d'isoconcentration par élément, d'accumulation dans une mémoire des informations X.

A new, non-destructive, repetitive method for studying corrosion — old corrosion and that which was almost stopped under the various old stained glass restorations done in Europe — is presented. It allows us to evaluate the elimination rate of the elements and compare the successive measures performed on a special sample series. The choices are described: of the electronic treatment done on the digitalized X images, of the various iso-concentration surfaces by element; and concerning the storage of the X signals into a memory.

Les recherches par des méthodes physiques des structures complexes des verres rouges et verts au cuivre, d'un grand nombre de vitraux médiévaux, nous ont conduite à essayer d'autres innovations. Ainsi, par études concomitantes et successives à la microsonde électronique à rayons X et au microscope optique, nous avons mis au point une méthode ponctuelle, atteignant le micron, permettant de comparer d'un bord à l'autre du verre les variations de teneur des éléments entre eux et avec les variations de couleur [(1)-(12)].

De nombreux chercheurs de disciplines variées ont étudié la corrosion des verres modernes [(4)-(6)], anciens [(1)-(3)] et des vitraux [(7)-(9)].

Ici — dans le cadre d'une étude de vitraux allemands et de leur corrosion [S. Dyonis, Esslingen (3)] — on décrit les essais avec un appareil récent (« Elscint ») qui digitalise l'image X sur matrice de 10 000 points et mémorise. La figure 1 donne des parties d'images MEB (microscopie électronique à balayage) qui couvrent la même zone corrosion-verre intact sous-jacent. On étudie ci-après les réponses calcium et potassium.

TABLEAU

	x	y	u	x'	y'	u'	R (%)	1-R (%)
Ca	99 320	2 743	36.2	13 020	1 749	7.44	21	79
K	118 900	2 794	42.5	10 400	843	12.3	29	71

Calcium : Ca est l'image ($G \times 333$) MEB en photons $Ca-k_{\alpha}$. On obtient l'image Ca' ($G \times 500$) du verre intact en sélectionnant l'intensité maximale et en éliminant les autres intensités. Un compteur donne sur ordre, soit x = nombre de coups, soit y = nombre de points; $u = x/y$ représentant le nombre de coups par point (tableau). Sur l'image Ca'' de surface corrodée (obtenue en sélectionnant l'intensité minimale et en éliminant



fig. 1

les autres) on note respectivement $x' = \text{nb. cp.}$; $y' = \text{nb. pt.}$; $u' = x'/y'$ le nb. cp/pt. Le rapport $R = u'/u$ donne le pourcentage de calcium resté; $1-R$, celui éliminé par corrosion.

Potassium : K , K' , K'' , se rapportent aux photons $K-k_{\alpha}$; es concerne les électrons secondaires.

CONCLUSIONS. — Cette méthode de calcul par élément et par surface, du rapport corrosion-verre intact sous-jacent, est : non-destructive et répétitive (garde d'échantillon intact et des informations X); précise (statistique meilleure sur surface que par point); adaptée à la pluralité des causes et formes de corrosion : la composition (calcul par élément); la « subsurface », ses limites de microporosité⁽⁶⁾, les Griffith flaws⁽⁵⁾, (par les surfaces d'isoconcentration confrontées aux informations d'électrons secondaires ou superposées pour le rapport de migration $K/(Na+)$ ⁽⁴⁾); adaptée aux préoccupations et techniques actuelles : connaissance fondamentale des vitraux, industrie du verre, corrosion accélérée en laboratoire.

(*) Séance du 6 juin 1977.

(1) I. PEYCHÉ, CIV, Bruxelles, 1965.

(2) A. WINTER, CIV, Bruxelles, 1965.

(3) H. WENTZEL, *Deutscher V. Kunstwiss.*, 1958.

(4) A. SENDT, *Glasstechn. Ber.*, 37, 1964, p. 116.

(5) A. A. GRIFFITH, *Phil. Trans.*, A 221, 1920, p. 163.

(6) W. A. WYLL, *J. Non-Cryst. Sol.*, 19, 1975.

(7) R. G. NEWTON, *Verres Réfract.*, 30, 1976.

(8) J. M. BLETTEBOURG, *Verres Réfract.*, 30, 1976.

(9) M. PÉREZ, *Verres Réfract.*, 29, 1975, p. 2.

(10) M. SPITZER-ARONSON, *Verres Réfract.*, 31, 1977, p. 26.

(11) M. SPITZER-ARONSON, *Comptes rendus*, 278, série C, 1974, p. 1437.

(12) M. SPITZER-ARONSON, *Verres Réfract.*, 29, 1975, p. 31.

Laboratoire
de Physique Corpusculaire,
Collège de France,
11, place Marcellin-Berthelot,
75005 Paris.

Anhang 4

Übersetzung des Artikels aus C. R. Acad. Sci. Paris:

Physikalische Chemie. — Berechnungen über Röntgenbilder der Korrosion von Glasfenstern, über Ausscheidungsraten der Elemente zwischen der korrodierten Oberfläche und dem darunterliegenden unversehrten Glas. Anmerkung von M. Sp. - A., vorgestellt von M. I. P.

Eine neue, zerstörungsfreie und wiederholbare Methode zur Untersuchung der Korrosion wird vorgestellt — der alten Korrosion und der, die während der verschiedenen Restaurationen alter Farbgläser in Europa fast zum Stillstand gekommen ist. Sie erlaubt, die Abscheidungsrate der Elemente zu bestimmen und die aufeinanderfolgenden Messungen an einer speziellen Probenreihe zu vergleichen. Die Wahlmöglichkeiten werden beschrieben: Elektronische Verarbeitung der digitalisierten Röntgenbilder; verschiedene Isokonzentrationsflächen pro Element; und Aufbewahrung der Röntgensignale in einem Speicher. Die Untersuchung komplexer Strukturen von roten und grünen Kupfergläsern, einer großen Anzahl mittelalterlicher Glasfenster mit physikalischen Methoden haben uns dazu gebracht, Neuerungen zu versuchen. Auf diese Weise haben wir durch parallele und aufeinander folgende Untersuchungen mit der elektronischen Mikrosonde, mit Röntgenstrahlen und mit dem Lichtmikroskop eine punktuelle Methode herausgearbeitet: Sie erreicht den μm -Bereich und erlaubt, von einer Seite des Glases bis zur anderen die Veränderung im Gehalt an Elementen untereinander und mit den Farbänderungen zu vergleichen (10-12).

Zahlreiche Forscher der verschiedenen Fachrichtungen haben die Korrosion von modernen (4-6) und alten Gläsern (1-2) sowie von Glasfenstern (7-9) untersucht.

Hier, im Rahmen einer Untersuchung deutscher Glasfenster und ihrer Korrosion (S. Dyonis, Esslingen (5)), werden die Versuche mit einer neuen Apparatur ("Elscent") beschrieben, die das Röntgenbild in einer Matrix von 10 000 Punkten digitalisiert

und speichert. Abbildung 1 zeigt Teile von Elektronenrastermikroskop-Aufnahmen, die denselben Bereich Korrosion - darunterliegendes unversehrtes Glas abdecken. Nachfolgend stellen wir die Ergebnisse für Kalzium und Kalium dar:

Tabelle

	x	y	u	x'	y'	u'	R (%)	1-R (%)
Ca	99320	2743	36,2	13020	1749	7,44	21	79
K	118900	2794	42,5	10400	843	12,3	29	71

Kalzium: Ca ist ein Elektronenrastermikroskop-Bild (Vergrößerung 333fach) mit Ca - K_{α} - Photonen. Man erhält das Bild Ca' (500fache Vergrößerung) des unversehrten Glases durch Wahl der maximalen Intensität und Elimination der anderen Intensitäten. Ein Zähler gibt auf Befehl x = die Anzahl der Pulse oder y = die Anzahl der Punkte an; $U = x/y$ bedeutet die Anzahl der Pulse pro Punkt (Tabelle). Auf dem Bild Ca'' der korrodierten Oberfläche (durch Wahl der minimalen Intensität und Elimination der anderen erhalten) stellt man entsprechend fest: $x' =$ Anzahl Pulse; $y' =$ Anzahl Punkte; $U' = x'/y'$ Anzahl Pulse/Punkt. Das Verhältnis $R = U'/U$ gibt den Prozentsatz des verbliebenen Kalziums an; 1-R den des durch Korrosion entfernten.

Kalium: K, K', K'' beziehen sich auf K - K_{α} - Photonen; es betrifft die Sekundärelektronen.

Schlußfolgerungen: Diese Berechnungsmethode für das Verhältnis Korrosion - unversehrtes darunterliegendes Glas nach Element und Oberfläche ist: zerstörungsfrei und wiederholbar (die Proben und Röntgeninformationen bleiben erhalten); genau (bessere Statistik an der Oberfläche als bei einem Punkt); an viele Formen und Ursachen von Korrosion angepaßt; Die Zusammensetzung (Berechnung nach Elementen); die "Unteroberfläche", ihre Grenzen der Mikroporosität (6), die Griffith-Fehler (5), (durch die Isokonzentrations-Flächen den Informationen der Sekundärelektronen gegenüber-

gestellt oder durch das Wanderungsverhältnis K^+/Na^+ überlagert (4)); angepaßt an die aktuellen Tätigkeiten und Techniken: Grundlagenkenntnis der Glasfenster, Glasindustrie, beschleunigte Korrosion im Labor.

Anhang 5

Auswertung der Dosisrate im Betriebsraum, wenn 5 MCi in der heißen Verglasungszelle gelagert sind (vergl. 6.3.)

Wir haben 2 Sätze von Zahlen, um diese Auswertung vorzunehmen, deren Ergebnisse eher zu Fragen als zu Behauptungen führen:

1) Daten, die für AVM (MARCOULE) gelten:

ein verglaster Behälter von 675 000 Ci

eine 1,55 m dicke Abschirmwand

eine Dosisrate von 2,5 mrem/Stunde

2) Daten des KEWA-Berichts 3/77, der die Zwischenlagerung der Behälter vor der Dekontamination nicht erwähnt, der "Zusammenfassung" S. 206, wo die in den Betriebsräumen erlaubten Dosisraten angegeben werden, und der Antwort F/78, wo die Radioaktivität in einem Behälter angegeben wird:

ein Behälter mit 340 000 Ci

eine 2 m dicke Abschirmwand

eine Dosisrate $< 0,1$ mrem/Stunde

Wir nehmen punktförmige Quellen an (wir machen hier nur eine Auswertung: für eine exakte Rechnung wären genauere Daten über die Anordnung der Behälter und den Bauplan der Zelle nötig).

Die allgemeine Formel für die Dosisrate ist dann:

$$D = K Q e^{-\mu d}$$

wobei - D die Dosisrate ist,

- K ein Koeffizient, in den die Natur der Strahlung und die Lage der Quelle eingehen
- d die Stärke der Betonwand
- Q die Intensität der γ -Quelle ist, proportional zur Gesamtaktivität dieser Quelle, da die Natur der Quelle in beiden Fällen dieselbe ist,
- μ der Absorptionskoeffizient von Beton für die untersuchten Strahlen ist.

Das führt uns zu der Annahme, daß die baulichen Strukturen von

AVM und KEWA - 3/77 ähnlich sind und daß der Beton ähnliche Eigenschaften hat. Daher sind K und M gleich. Das kann wie folgt umgesetzt werden:

$$(1) \begin{cases} 2,5 \cdot 10^{-3} = K \cdot 675\,000 \cdot e^{-\mu \cdot 1,55} \\ 0,1 \cdot 10^{-3} = K \cdot 340\,000 \cdot e^{-\mu \cdot 2} \end{cases}$$

was μ und K ergibt:

$$25 = \frac{675}{340} e^{-\mu(1,55-2)}$$

$$\mu = 5,629$$

$$K = 2,279 \cdot 10^{-5}$$

$$a) 0,1 \cdot 10^{-3} = 2,279 \cdot 10^{-5} \cdot 5 \cdot 10^6 \cdot e^{-5,629x}$$

Die Dicke, die den Betriebsraum wirksam gegen eine 5 MCi-Quelle abschirmen kann, ist mit den DWK-Vorschriften:

$$x = 2,47 \text{ m}$$

b) bei einer Dicke von nur 2 m wäre die empfangene Dosis:

$$x = 1,47 \text{ mrem/Stunde}$$

14,7fach mehr als im Sicherheitsbericht.

Schlußfolgerung

Die Arbeiter sollten wirksam vor der Strahlung der intensiven Quellen geschützt werden, die in den Verglasungszellen vorkommen können.

Daraus folgt die Errichtung von biologischen Abschirmungen mit genügender Stärke.

Das kann ausgewertet werden (die Abschwächung ist sehr wichtig) und beweist, daß die Dosen, die man in den Betriebsräumen aufnimmt, sehr niedrig gehalten werden können, wenn der Preis dafür bezahlt wird.

Das wirkliche Problem des Strahlenschutzes liegt woanders. Die Zwischenfälle und Dekontaminations- sowie Reparatur-eingriffe sind die Hauptursachen der Strahlendosen für die Belegschaft. Der KEWA-Bericht 3/77 erwähnt darüber keine Zahlen. Dies beweist den Mangel an Industrieerfahrung auf dem Gebiet der Entsorgung.