

Zeitschrift: Bulletin des Schweizerischen Elektrotechnischen Vereins
Herausgeber: Schweizerischer Elektrotechnischer Verein ; Verband Schweizerischer Elektrizitätswerke
Band: 53 (1962)
Heft: 15

Artikel: Der radioaktive Abfall als Problem der Kerntechnik
Autor: Kliefoth, W.
DOI: <https://doi.org/10.5169/seals-916958>

Nutzungsbedingungen

Die ETH-Bibliothek ist die Anbieterin der digitalisierten Zeitschriften. Sie besitzt keine Urheberrechte an den Zeitschriften und ist nicht verantwortlich für deren Inhalte. Die Rechte liegen in der Regel bei den Herausgebern beziehungsweise den externen Rechteinhabern. [Siehe Rechtliche Hinweise.](#)

Conditions d'utilisation

L'ETH Library est le fournisseur des revues numérisées. Elle ne détient aucun droit d'auteur sur les revues et n'est pas responsable de leur contenu. En règle générale, les droits sont détenus par les éditeurs ou les détenteurs de droits externes. [Voir Informations légales.](#)

Terms of use

The ETH Library is the provider of the digitised journals. It does not own any copyrights to the journals and is not responsible for their content. The rights usually lie with the publishers or the external rights holders. [See Legal notice.](#)

Download PDF: 16.03.2025

ETH-Bibliothek Zürich, E-Periodica, <https://www.e-periodica.ch>

BULLETIN

DES SCHWEIZERISCHEN ELEKTROTECHNISCHEN VEREINS

Gemeinsames Publikationsorgan des Schweizerischen Elektrotechnischen Vereins (SEV)
und des Verbandes Schweizerischer Elektrizitätswerke (VSE)

Der radioaktive Abfall als Problem der Kerntechnik

Von *W. Kliefoth*, Kiel-Geesthacht

621.039.7

Seit Ende des letzten Krieges kann man von der Entwicklung der Kerntechnik sprechen. Die ersten wesentlichen Schritte wurden in den USA im Zusammenhang mit der Kernwaffenproduktion gemacht. Inzwischen gibt es in der ganzen Welt Ansätze für kerntechnische Planungen; in den grossen Ländern nimmt die Kernenergie bereits einen wichtigen Platz in der Wirtschaft ein. Vor dem Problem der Beseitigung radioaktiver Abfälle, die unvermeidlich anfallen, stand man in den USA bereits während des 2. Weltkrieges, als man für den Bau der ersten Atombombe gewaltige Anlagen zur Isotopentrennung des Urans und für die Plutoniumproduktion betrieb. Die Bewältigung der damals völlig neuen Probleme war eine technische Leistung ersten Ranges, selbst wenn man heute zugeben muss, dass die Lösung keine ideale und endgültige war und nach Lage der Dinge unter dem Zeitdruck der Kriegsproduktion auch nicht sein konnte. Zur Herstellung von Plutonium baute man Leistungsreaktoren, die mit Uran betrieben wurden, aber als für Kriegszwecke wichtigstes «Beiprodukt» Plutonium erzeugten. Das aus dem Uranisotop 238 durch Aufnahme eines Neutrons und durch weitere Kernprozesse entstehende Plutonium musste vom bestrahlten hochaktiven Brennstoffelement getrennt werden. Die Abfallösungen besitzen eine Aktivität von einer bis dahin unbekannt Stärke. Die Aktivität, die auf Kernvorgängen beruht, kann man mit chemischen, thermischen oder mechanischen Methoden nicht beeinflussen; man kann die radioaktive Strahlung nicht «beseitigen» wie gewöhnlichen «Müll». «Atomüll» muss man solange sicherstellen, bis er inaktiv geworden ist, d. h. bis die Strahlung abgeklungen ist.

Das Problem der Sicherstellung von radioaktiven Abfallstoffen tritt allerdings nicht nur im Reaktorbetrieb auf, sondern überall dort, wo mit radioaktiven Stoffen gearbeitet wird, insbesondere bei der Erzeugung und Verwendung künstlicher und natürlicher Radioisotope. Wenn auch hier die Aktivitäten im allgemeinen nicht sehr hoch sind, so ist das Abfallproblem insofern besonders dringend, als bei der immer vielfältigeren und zahlreicheren Anwendung von Radioisotopen die Kontrolle sehr ernst genommen werden muss. Eine unkontrollierte Beseitigung der anfallenden Abfälle, z. B. in das Abwasser oder in die Luft, muss zum Schutz der Umwelt unbedingt verhindert werden.

Grundsätzlich unterscheidet man zwei Prinzipien der Sicherstellung von radioaktiven Abfällen — das

Prinzip der Verdünnung und das der Konzentration. Für die Wahl der Methode sind der Aggregatzustand der Abfallprodukte, die Menge des Anfalls, die Konzentration, die Lebensdauer (Halbwertszeit) der radioaktiven Substanzen bestimmend.

Prinzip der Verdünnung bei niederaktivem Abfall

Das Prinzip der Verdünnung findet im wesentlichen Anwendung bei niederaktiven Abfällen, das sind Aktivitäten in der Grössenordnung von Mikrocurie pro Liter. Dabei müssen die Grenzwerte an zugelassener Konzentration beachtet werden, die von der Internationalen Kommission für Strahlenschutz (ICRP) für eine grosse Zahl von Radioisotopen festgelegt sind. Es sind die sog. MZK-Werte (Maximal zulässige Konzentration), deren Grösse von der Strahlenart, ihrer Energie, der Halbwertszeit und der spezifischen Wirkung auf einzelne Organe des menschlichen Körpers abhängen, z. B. bei ^{131}J auf die Schilddrüse oder bei ^{90}Sr auf die Knochen.

Die Anwendung der Verdünnungsmethode setzt voraus, dass grosse Mengen des Verdünnungsmittels zur Verfügung stehen. Kann man aber wegen zu hoher Aktivität die Verdünnung nicht leicht unter die Grenzwerte bringen, so wird man bei radioaktiven Lösungen aus Gründen der Wirtschaftlichkeit bemüht sein, die Prozesse so zu leiten, dass kleinstmögliche Volumen anfallen. Die Kosten für Lagerung, Transport und Abfallbehandlung wachsen proportional mit dem Volumen der Lösung. Die Aktivität der aus der Kontrolle entlassenen verdünnten Mengen muss durch Messungen genau überprüft werden. Trotzdem ist die Methode für die Praxis wichtig, weil sich häufig der Anfall von grossen Mengen schwach aktiven Abfalls nicht vermeiden lässt, eine Konzentration aber ausserordentlich aufwendig, wenn nicht unmöglich ist. Handelt es sich um brennbares, festes Material, z. B. aus Laboratorien und Kliniken oder um Tierkadaver aus biologisch-medizinischen Instituten, das im allgemeinen nur schwach radioaktiv ist, aber sehr viel Volumen einnimmt oder sich schlecht lagern lässt, so empfiehlt sich zur Verminderung des Volumens die Veraschung. Neben der Asche, die die Radioaktivität der verbrannten Substanzen enthält, entstehen bei der Verbrennung auch aktive Gase und Aerosole, die zur Vermeidung einer Luftverunreinigung durch besondere Filteranlagen geleitet werden müssen.

Abfall mit hoher Aktivität

Von allen kerntechnischen Anlagen ist der grösste Produzent an radioaktiven Abfallstoffen der Kernreaktor, und zwar entstehen grosse Mengen von hochaktivem «Atommüll» bei der Aufarbeitung bestrahlter Brennelemente. Bei der Spaltung von ^{235}U - bzw. ^{239}Pu -Kernen entstehen β - und γ -aktive Spaltprodukte aus Atomkernen mittleren Atomgewichts (zwischen 70 und 160). In Tab. I sind die wichtigsten und am häufigsten anfallenden Spaltprodukte mit ihrem prozentualen Anteil am Spaltproduktgemisch und ihre Halbwertszeit aufgeführt.

Die wichtigsten Spaltprodukte von ^{235}U

Tabelle I

Element	Halbwertszeit	Anteil %
^{85}Kr	10,6 a	0,32 (gasf.)
^{89}Sr	51 d	4,8
^{90}Sr	28 a	5,8
^{95}Zr	65 d	6,4 (m, ^{90}Nb)
^{131}J	8 d	2,9
^{133}Xe (^{131}J)	5,3 d	6,5
^{135}Xe	9,2 h	6,3
^{137}Cs	30 a	5,9
^{139}Ba	85 m	6,2
^{140}Ba (^{140}La)	12,8 d	6,4
^{144}Ce	290 d	6
^{151}Sm	80 a	0,5

Die langlebigsten Spaltprodukte, die in grösseren Mengen anfallen, sind demnach ^{85}Kr , ^{90}Sr , ^{137}Cs , ^{151}Sm . Da man in der Praxis mit einem Abgeklungensein eines radioaktiven Elements nach 10 Halbwertszeiten rechnet, muss man ein solches Spaltproduktgemisch 200...300 Jahre unter Kontrolle halten, bis es ungefährlich geworden ist.

Die Aktivität eines solchen Spaltproduktgemisches ist schwer angebar; Isotope mit Halbwertszeiten von wenigen Sekunden, Minuten oder Stunden klingen schnell ab. Man lässt daher ausgebrannte Brennelemente erst 100...200 Tage «abkühlen», bevor man sie überhaupt transportiert, geschweige denn anfängt sie aufzuarbeiten. Auch dann kann man für die Aktivität nur den geschätzten Mittelwert angeben.

Unter spezifischer Aktivität versteht man die Aktivität pro Gramm Substanz; Radium hat die spezifische Aktivität von 1 Curie (c), d. h. 1 Gramm Radium hat die Aktivität von 1 Curie; bei ^{60}Co sind es 1100 c/g, bei ^{90}Sr 140 c/g. Für ein «abgekühltes» Spaltproduktgemisch setzt man die spezifische Aktivität (vorsichtig) mit 200 c/g an, das entspräche einem Radiumäquivalent von 200 g Ra.

Um eine Vorstellung von der Grösse der Aktivität der im Kernreaktor anfallenden Spaltprodukte zu geben, soll den Schätzungen die als Faustregel bekannte Beziehung zu Grunde liegen:

Bei der Spaltung von 1 g ^{235}U entsteht an thermischer Energie etwa 1 MWd.

Reaktoren mit einer thermischen Leistung von 100 MW verbrauchen somit in einem Jahr bei Dauerbetrieb rund 40 kg ^{235}U .

Nach den vorliegenden Plänen wird Grossbritannien bis 1966 Kernkraftwerke mit einer elektrischen Leistung von etwa 3000 MW betreiben; das entspricht einer thermischen Leistung von etwa 10 000 MW, also einem jährlichen Verbrauch von 4000 kg ^{235}U . Die Menge der anfallenden radioaktiven Spaltprodukte entspricht dem ^{235}U -Verbrauch. Somit ergeben sich bei dem soeben angeführten Atomkraftwerk pro Jahr 40

kg aktive Spaltprodukte; in dem Fall vor Grossbritannien sind es ab 1966 jährlich 4 t Atommüll.

Angenommen, dass in absehbarer Zeit — etwa 1975 — in der ganzen Welt in Atomkraftwerken eine thermische Leistung von 1 000 000 MW installiert ist, so würde das 400 t radioaktiven Abfall pro Jahr ergeben. Das bedeutet täglich 1 t mit einer Aktivität von $200 \cdot 10^6$ c (Tab. II).

Anfall an Aktivität in Reaktoren

Tabelle II

	Energieproduktion (therm.)	^{235}U -Verbrauch	Radioaktive Spaltprodukte	Aktivität c
Kleines Kraftwerk	1 MW	≈ 1 g	1 g	200
Grossbritannien	100 MW	40 kg	40 kg	$8 \cdot 10^6$
ab 1966	10 000 MW	4 t	4 t	$8 \cdot 10^8$
Weltproduktion	100 000 MW	400 t	400 t	$8 \cdot 10^{10}$
ab 1975				

Alle Wege, die man zur Sicherstellung der hochradioaktiven Substanzen beschreitet, müssen in erster Linie die Forderung der Sicherheit unbedingt erfüllen. Wenn aber die friedliche Nutzung der Kernenergie sinnvoll sein und Chancen für eine technische Ausweitung haben soll, muss auch das Problem einer wirtschaftlichen Sicherstellung befriedigend gelöst sein. Das setzt zunächst voraus, dass zur Aufarbeitung grössere Mengen von radioaktivem Abfall vorhanden sind, bedeutet aber gleichzeitig die Notwendigkeit einer Zusammenführung des radioaktiven Abfalls an einer Stelle und damit eine vernünftige Lösung der Transportfrage; der Transport hoher Aktivitäten stellt an die Versicherung erhebliche Anforderungen.

Methoden zur Sicherstellung hochaktiver Lösungen

Der erste hochradioaktive Abfall in grossem Massstab aus kerntechnischen Prozessen fiel Anfang der Vierziger Jahre noch während des 2. Weltkrieges in den USA in den grossen Isotopen-Trennanlagen und bei den grossen Reaktoren zur Plutoniumgewinnung für militärische Zwecke an. Die Abfallflüssigkeiten wurden in grosse doppelwandige, unterirdische Betonbehälter gefüllt, die mit nichtrostendem Stahl ausgekleidet sind und von denen jeder ein Fassungsvermögen von 2000...5000 m³ hat; dort werden mehr als 200 000 m³ hochaktive Flüssigkeit gespeichert. Die Behälter liegen 2...3 m unter der Erde, um die Gammastrahlung abzuschirmen. Das Sieden der Behälterflüssigkeit infolge der Wärmeentwicklung durch Selbstabsorption der radioaktiven Strahlung wird durch Wärmeaustauscher verhindert. Allerdings muss sicher sein, dass an den Kühlschlangen keine Undichtigkeiten auftreten. Das Behältermaterial ist einer dauernden starken Korrosion ausgesetzt, die sich bei Lagerung über lange Zeiträume störend bemerkbar macht. Ferner bereiten die sich in den Abfallflüssigkeiten durch Radiolyse bildenden Gase Schwierigkeiten; sie bewirken eine erhebliche Druckerhöhung im Behälter und führen zur Ansammlung von explosiven gasförmigen Produkten. Die Gasfreisetzung kann in radioaktiven Lösungen pro Tag bis zu Volumina von 10 cm³ Gas pro Curie Aktivität führen.

Diese Art der Lagerung flüssiger Abfälle ist auf alle Fälle äusserst kostspielig und dürfte kaum für eine rationelle Speicherung über 200 Jahre in Frage kommen.

Eine Unterbringung radioaktiver Lösungen in Kavernen von Steinsalzlagerstätten erscheint möglich. NaCl schmilzt erst bei 800 °C; seine Druckfestigkeit beträgt 200...300 kg/cm². Trotz grosser Wasserlöslichkeit von 38 g pro 100 cm³ H₂O kann man eine Lösung der Kavernenwände in der Flüssigkeit verhindern durch Sättigung der Abfallflüssigkeit mit NaCl-Lösung vor dem Einleiten in die Kaverne. Die Wärmeleitfähigkeit von Steinsalz ist relativ gross, so dass die in der Abfallflüssigkeit entstehende Wärme zu einem erheblichen Teil abgeführt werden kann. Allerdings muss ein fortgesetztes Sieden verhindert werden, weil dadurch ein «Wandern» der Kaverne bewirkt werden kann. Der sich bildende Wasserdampf kondensiert an den Wänden und der Decke der Höhle, löst dort etwas von dem Salz und tropft in die Flüssigkeit zurück; gleichzeitig kristallisiert in der Flüssigkeit gelöstes Salz am Boden der Kaverne aus. Eine zu starke Gasbildung durch Radiolyse kann sich ebenfalls schädlich auswirken. Andererseits werden Risse in den Wänden durch plastisches Fließen des Salzes unter statischer Belastung geschlossen. Grossversuche liegen noch nicht vor, so dass ein letztes Wort noch nicht gesprochen werden kann.

Die Einlagerung hochradioaktiver Lösungen in Salzkavernen bedeutet natürlich ein Entlassen aus der Kontrolle für einen Zeitraum von 100...200 Jahre. Das gleiche gilt in noch stärkerem Masse bei der Methode des Versickerns der Spaltproduktlösungen in geeignete Böden mit natürlichem Ionenaustauscher (Bentonit, Montmorillonit, Monoliterde). Schichtdecken von 10 m liefern eine radioaktive Verdünnung um den Faktor 100. Der Entschluss, diese Methode anzuwenden, setzt allerdings die genaue Kenntnis der geologischen Beschaffenheit des Bodens voraus, da jegliches Eindringen in das Grundwasser vermieden werden muss.

Ein oft auf internationalen Konferenzen heftig diskutiertes Problem ist die Frage: Kann man radioaktive Abfälle gefahrlos dem Meer anvertrauen, indem man entweder schwach radioaktive Flüssigkeiten ins Meer pumpt oder höhere Aktivitäten in geschlossenen Behältern ins Meer versenkt?

Zwei Meinungen stehen sich gegenüber.

Die Verfechter der einen, die hauptsächlich in den USA Zustimmung findet, glauben auf Grund des heutigen Wissens ohne Gefahr jährlich radioaktive Abfälle von einigen Megacurie in geeigneten Behältern an geeigneten Stellen in die Tiefsee versenken zu können. Die amerikanische Genehmigungsbehörde, die AEC, hält ausserdem die Versenkung von einigen hundert Curie pro Jahr im Küstenbereich und die Abgabe von einigen hundert Curie aus mit Kernenergie betriebenen Schiffen in das Oberflächenwasser ohne Gefährdung der Menschen, Tiere und Pflanzen für zulässig. Man glaubt, dass die derzeitigen Sicherheitsmassnahmen strenger sind, als es sich bei genauerer Kenntnis der komplexen Verhältnisse als notwendig erweisen wird.

Die andere Meinung lehnt jede Versenkung von radioaktivem Abfall in den Weltmeeren aus folgenden Gründen ab:

1. Versuche und Beobachtungen zeigen, dass Tiefseeströmungen über weite Entfernungen hinweg radioaktive Produkte zu transportieren vermögen.

2. Aus Echolotungen folgt, dass Meeresplankton auch in grossen Tiefen Verteilungsschwankungen aufweist.

3. Der Nachweis von Tiefseeorganismen in der Nahrung von Fischen, die in Oberflächengewässern leben, ist ein Zeichen für eine jährliche Zirkulation des Meeresplankton.

Die unterschiedliche Auffassung in der Frage der Versenkung von nuklearem Abfall im Meer lässt die rechtliche Seite des ganzen Komplexes deutlich werden. Die Versenkung in Meeresgewässer lässt sich befriedigend nur auf internationaler Basis regeln. Die Internationale Atomenergie-Organisation (IAEG) in Wien hat vorbereitende Schritte zur Behandlung dieser Fragen auf internationaler Basis unternommen; Experten-Konferenzen konnten bisher zu keiner einheitlichen Auffassung kommen.

Die Sicherstellung hochaktiver Lösungen wird erleichtert, wenn man auf chemischem Wege in grossem Masse anfallende langlebige Isotope, wie ⁹⁰Sr, ¹³⁷Cs, ¹⁴⁴Ce, von den übrigen trennt. Dadurch wird nicht nur die Abklingzeit des Gemisches ganz wesentlich herabgesetzt, sondern die Wirtschaftlichkeit erhöht. Wenn man die langlebigen Spaltprodukte in reiner Form gewinnt, erhält man vielfältig verwendbare Strahlenquellen. Eine solche Trennung kann natürlich nur in technisch lohnender Weise vorgenommen werden, wenn ausreichende Mengen von Spaltproduktlösungen zusammenkommen.

Die amerikanische Atomenergie-Kommission (AEC) lässt in ihren Hanford-Werken neue Anlagen zur Separation von Spaltprodukten — besonders von ⁹⁰Sr, ¹³⁷Cs und ¹⁴⁴Ce — errichten. Es wird damit gerechnet, dass von Mitte 1963 ab diese Spaltprodukte in reiner Form in Mengen von Megacurie geliefert werden können. Bisher wurden nur relativ kleine Mengen in den Laboratorien von Oak Ridge in einer Grossversuchsanlage hergestellt. Die AEC schätzt den jährlichen Bedarf an ⁹⁰Sr auf etwa 750 000 c und den an ¹³⁷Cs auf 250 000 c; das Interesse an Promethium-147 für die Leuchtfarbenproduktion wächst ebenfalls.

Endlagerung hochradioaktiver Lösungen

Eine kritische Bewertung aller möglichen Methoden führt zu der Einsicht, dass ein kontrolliertes Zusammenhalten und -tragen hochaktiver Abfallstoffe allen anderen Möglichkeiten der Sicherstellung vorzuziehen ist. Technisch muss eine sichere Dauerlagerung mit möglichst geeigneter Kontrolle erstrebt werden. Als Lösung bietet sich die Überführung der in flüssiger Form anfallenden konzentrierten Abfälle in feste unveränderliche Präparate an, welche die eingeschlossenen radioaktiven Spaltprodukte unauslaugbar zurückhalten. An der Entwicklung und Vervollkommnung solcher Verfahren und deren grosstechnischer Ausnützung wird an vielen Stellen gearbeitet.

Von den Verfahren ist zu fordern:

1. Die Verfahren müssen technisch einfach sein, damit sie bei hohen Aktivitäten durch Fernsteuerung gehandhabt werden können.

2. Das Volumen der festen Stoffe soll kleiner sein als das der ursprünglichen Abfalllösung.

3. Der feste Körper muss leicht zu kühlen und ein Schmelzen durch die durch die Radioaktivität entstehende Wärme ausgeschlossen sein.

4. Die Aktivität darf aus dem Festkörper durch Wasser (Regen- oder Grundwasser) nicht ausgelaugt werden können.

Von allen im folgenden erwähnten Verfahren der Lokalisierung hochaktiver Isotopenlösungen ist keines bereits im Stadium industrieller Ausnützung. Naheliegender scheint die Inkorporation aktiver Spaltprodukte

Eigenschaften	Metalloxyde getrocknet bei 200...250 °C	Metalloxyde gegläht bei 500...700 °C	Geglühte Tone	Zementblöcke	Zusammengeschmolzene Salze	Glasartige Präparate
Herstellungsschwierigkeiten	starkes Stäuben	Stäuben	beschränktes Austauschvermögen der Tone	Durchmischung notwendig	Korrosion der Apparatur	Hohe Temperaturen (> 1000 °C)
Volumenänderung im Vergleich zum Ausgangsvolumen	Abnahme auf $\frac{1}{100}$	Abnahme auf $\frac{1}{100}$	Abnahme auf $\approx \frac{1}{50}$ (je nach Austauschvermögen der Tone)	Zunahme um 30...50 %	Abnahme auf $\frac{1}{50}$... $\frac{1}{70}$	Abnahme auf $\frac{1}{350}$
Abgabe von Gasen bei Lagerung infolge Radiolyse	ja	nein	nein	ja	ja	nein
Wärmebeständigkeit	> 1000 °C	> 1000 °C	bis 900 °C	bis 100 °C	bis 300 °C	> 1200 °C
Wärmeleitfähigkeit [kcal/m · h · grad]	0,05	0,03	0,05		≈ 1	≈ 2
Auswaschbarkeit der Spaltprodukte durch Wasser (Grundwasser)	bedeutend	merklich	gering	gering	löslich	sehr gering

in Beton, bei welchem die radioaktive Abfallflüssigkeit als Mischwasser für die Betonherstellung dient. Schwierigkeiten bei der technischen Durchführung bieten neben der Notwendigkeit einer guten Durchmischung bei der Bereitung des Betons einmal eine gewisse Auslaugbarkeit des normalen Betons durch Wasser und sodann die Selbsterhitzung des «aktiven» Betons. Temperaturen, bei denen das Hydrationswasser des Betons ausgetrieben wird, werden durch die Selbsterhitzung leicht erreicht.

Das Verfahren geglähter Tone geht von der Verwendung von Ionenaustauschern aus, die bei schwachen Lösungen und solchen mittlerer Aktivität gang und gäbe ist. Bestimmte Tone, z. B. Bentonit-Tone, haben ein hohes Basenaustauschvermögen, das die Inkorporierung der Spaltprodukte in die Tonsubstanz gestattet. Beim Brennen des Tons geht die Austauschkapazität verloren, so dass die Spaltprodukte bei hochgradiger Stabilität des Produktes gegenüber Umgebungseinflüssen chemisch inkorporiert sind.

Praktisch geht man so vor, dass man die Spaltstoff-Nitrat-Lösungen — man schliesst hauptsächlich mit Salpetersäure auf — mit den Tonen in Kontakt bringt und Pasten formt; diese werden zu einer ziegelartigen Masse gebrannt, aus der die Spaltprodukte kaum mehr auslaugbar sind. Ton hat allerdings für Ruthenium-106 und das Tochterprodukt Rhodium-106 keine Adsorptionskapazität.

Ein anderer Weg besteht im Zusammenschmelzen von Salzen, die bei der Aufbereitung z. B. von Uran-Aluminium-Legierungen entstehen; die Aluminiumnitrat enthaltenden Abfallösungen werden zu einem Granulat kalziniert, das hauptsächlich aus Aluminiumoxyd besteht.

Die Herstellung glasartiger Präparate zeigte in jüngster Zeit hoffnungsvolle Ansätze für eine grosstechnische Ausnützung. Das Einschmelzen konzentrierter Abfallösungen in Aluminiumsilikate bietet über den Ionenaustauschprozess hinaus technische und wirtschaftliche Vorteile, wenn Silikate billig zur Verfü-

gung stehen. Das Verfahren wurde in Kanada auf der Basis eines Tiegelverfahrens bis zu einer Grossversuchsanlage entwickelt; in England und Frankreich wird in ähnlicher Weise gearbeitet. In Laboratoriumsversuchen in Harwell hat man zur Fixierung radioaktiver Abfälle in unlöslichen glasartigen Feststoffen eine $\text{SiO}_2\text{-Na}_2\text{B}_4\text{O}_7$ -Suspension in einer Salpetersäurelösung der konzentrierten Abfallstoffe hergestellt, sie verdampft und bis zur Rotglut erhitzt. Das Gemisch sintert dabei zusammen, und bei Abkühlung erhält man eine glasartige Masse, die etwa 20...30 % an Abfalloxyden enthält.

Aufschlussreiche Untersuchungen wurden in der Sowjetunion gemacht¹⁾. Die Notwendigkeit, die radioaktiven Materialien hohen Schmelztemperaturen auszusetzen, bewirkt, dass ein Teil der Spaltprodukte in die Dampf-Gas-Phase oder in Aerosole übergeht. Radioaktive Aerosole entstehen durch Sublimation leichtflüchtiger Verbindungen von Radioisotopen wie ^{106}Ru , ^{137}Cs , ^{95}Zr und ^{95}Nb . Die Aerosolbildung nimmt bei Temperaturen oberhalb 1200 °C stark zu, so dass also bei der technischen Auswertung des Verfahrens besondere Vorsichtsmassnahmen notwendig sind. Es wird versucht, die Aerosolbildung zu verringern durch bessere Verankerung der radioaktiven Spaltprodukte in der Schmelze, durch Wahl anderer inaktiver Zusätze und durch Änderung der Schmelzbedingungen.

Tab. III vergleicht die Vor- und Nachteile der Fixierung von Spaltprodukten in festen Substanzen. Die Vorteile des Einschlusses in eine glasartige Masse werden deutlich. Sie zeichnet sich aus durch eine Strahlen- und Wärmebeständigkeit über 1200 °C hinaus, durch eine grosse Volumenverringerng des zu beseitigenden radioaktiven Materials gegenüber der flüssigen Ausgangslösung und durch geringe Auslaugbarkeit.

Adresse des Autors:

Prof. Dr. W. Kliefoth, Hindenburgufer 78/79, Kiel (Deutschland).

¹⁾ Ausführlich berichtet in Atomkernenergie 7, 147—154 (1962); Kernenergie 4, 653 (1961).