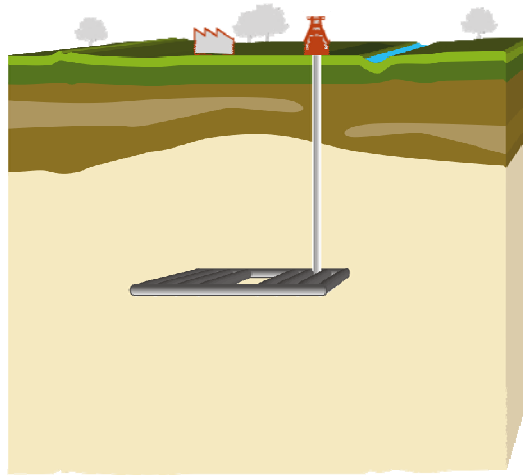


Endlagerung wärmeentwickelnder radioaktiver Abfälle in Deutschland

Anhang Abfälle

Entstehung, Mengen und Eigenschaften von wärmeentwickelnden radioaktiven Abfällen



30.09.2008

Bearbeiter:

Neles, J.

mit Beiträgen von:

Mohr, S.

Schmidt, G.

**Braunschweig / Darmstadt
September 2008**

**Anhang zu GRS-247
ISBN 978-3-939355-22-9**

Das diesem Bericht zugrunde liegende FE-Vorhaben wurde im Auftrag des Bundesministeriums für Wirtschaft und Technologie unter den Kennzeichen 02E9783 und 02E9793 durchgeführt. Die Verantwortung für den Inhalt dieser Veröffentlichung liegt bei den Autoren.

Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung	3
2	Entstehung wärmeentwickelnder Abfälle	5
2.1	Wärmeentwickelnde radioaktive Abfälle aus Kernkraftwerken.....	5
2.2	Wärmeentwickelnde Abfälle aus der Forschung	9
3	Charakterisierung und Menge wärmeentwickelnder Abfälle	11
3.1	Ausgediente Brennelemente	11
3.2	Abfälle aus der Wiederaufarbeitung	14
3.3	Sonstige Abfälle	17
3.4	Zusammenstellung der prognostizierten Abfallmengen	19
4	Klassifikation von Abfällen	21
5	Eigenschaften wärmeentwickelnder Abfälle	27
5.1	Entstehung radioaktiver Stoffe bei der Kernspaltung	27
5.2	Radioaktivität und Halbwertszeit	29
5.3	Radiotoxizität und Dosisfaktor	32
5.4	Wärmeentwicklung	34
5.5	Mobilität	38
5.6	Gasbildung	39
5.7	Chemotoxizität	41
5.8	Übersicht über einige Charakteristika von ausgewählten langzeitrelevanten Radionukliden	42
6	Endlagergebinde für wärmeentwickelnde Abfälle	44
6.1	Beschreibung der Endlagergebinde und Einlagerungskonzepte für wärmeentwickelnde Abfälle	45
6.2	Anforderungen an Endlagergebinde für wärmeentwickelnde Abfälle.....	52
7	Literatur	59
8	Weiterführende Literatur	64

1 Einleitung

Radioaktive Abfälle werden in der Strahlenschutzverordnung /SSV 01/ definiert als radioaktive Stoffe im Sinne des Atomgesetzes, die gemäß den Vorgaben des Atomgesetzes geordnet beseitigt werden müssen. Solche radioaktiven Abfälle fallen bei den verschiedensten Anwendungen von Radioaktivität an. Sie müssen aufgrund ihres Gefährdungspotentials dauerhaft von dem Menschen und seiner Umwelt separiert werden. Dies gilt insbesondere für die Abfälle mit hoher Radioaktivität, die so genannten wärmeentwickelnden radioaktiven Abfälle. Über diese wird im vorliegenden Anhang berichtet. Die dauerhafte Entfernung aus der belebten Umwelt wird durch die Endlagerung in tiefen geologischen Schichten erreicht, die im Hauptband und den verschiedenen Anhängen dargestellt wird.

Abfälle mit niedriger oder mittlerer Radioaktivität, die so genannten nicht wärmeentwickelnden Abfälle, sind nicht Thema dieses Vorhabens. Für sie steht das Endlager Konrad zur Verfügung, das bereits genehmigt aber noch nicht in Betrieb ist.

In Kapitel 2 „Entstehung wärmeentwickelnder Abfälle“ wird zunächst dargestellt, bei welchen Prozessen und Anwendungen radioaktive Abfälle entstehen; dies sind vor allem die kommerzielle Stromerzeugung in Leistungskraftwerken, die Wiederaufarbeitung von Brennelementen und die Forschung.

In Kapitel 3 „Charakterisierung und Menge wärmeentwickelnder Abfälle“ werden die verschiedenen wärmeentwickelnden Abfallarten genauer charakterisiert. Die endzulagernden Gesamtmengen werden abgeschätzt. Die wichtigsten Abfallströme sind bestrahlte Brennelemente und Abfälle aus der Wiederaufarbeitung. Darüber hinaus gibt es in geringem Umfang sonstige Abfälle, die aus verschiedenen Gründen nicht im Endlager Konrad endgelagert werden können.

Im Kapitel 4 „Klassifikation von radioaktiven Abfällen“ wird zunächst dargestellt, nach welchen Kriterien Abfälle eingeteilt werden. Deutschland hat sein Klassifizierungssystem nach den Endlagerprojekten entwickelt. Andere Länder haben Klassifizierungssysteme nach den eigenen Entsorgungsmöglichkeiten entwickelt und sind zu anderen Einteilungen gekommen.

Kapitel 5 „Eigenschaften wärmeentwickelnder Abfälle“ widmet sich den verschiedenen physikalischen und chemischen Eigenschaften der radioaktiven Abfälle. Die Ausführ-

rungen beschränken sich überwiegend auf die Hauptabfallströme. Nach diesen Eigenschaften müssen sich das Endlagerkonzept und die Auslegung eines Endlagers ausrichten. Erläutert werden Radioaktivität, Wärmeentwicklung, Radiotoxizität, Mobilität, Gasbildung und Chemotoxizität.

Um ein handhabbares Abfallgebinde zu erhalten, muss der Abfall verpackt werden. Diese Thematik wird in Kapitel 6 „Endlagergebinde für wärmeentwickelnde Abfälle“ behandelt. Dazu werden die Behälterkonzepte und die Anforderungen im Hinblick auf die Radioaktivität und die Handhabbarkeit dargestellt.

2 Entstehung wärmeentwickelnder Abfälle

Wärmeentwickelnde radioaktive Abfälle entstehen überwiegend bei der Nutzung der Kernenergie zur kommerziellen Stromerzeugung. Die in den Kernkraftwerken eingesetzten Brennelemente fallen entweder direkt als endzulagerndes Material an oder indirekt in Form von Abfällen aus der Wiederaufarbeitung. In geringerem Maße entstehen wärmeentwickelnde radioaktive Abfälle auch in der Forschung.

2.1 Wärmeentwickelnde radioaktive Abfälle aus Kernkraftwerken

In der Tabelle 1 sind die betriebenen Kernkraftwerke der Bundesrepublik Deutschland zusammengestellt. Es handelt sich dabei um Leistungskraftwerke, die zur Stromerzeugung errichtet wurden.

Nach der Novellierung des Atomgesetzes vom April 2002 /AtG 02/ gemäß den Vereinbarungen zwischen der Energiewirtschaft und der Bundesregierung (sog. Atomkonsens) wurden die erzeugbaren Restenergiemengen für jeden Leistungsreaktor festgelegt. Nachdem die Restenergiemenge in das Stromnetz eingespeist ist, erlischt die Betriebsgenehmigung für den Reaktor. Die pro Kernkraftwerk zu entsorgende Menge an Abfällen hängt im Wesentlichen von der Restenergiemenge ab, die die Anlage noch erzeugt. Dagegen hat das Abschaltdatum praktisch keinen Einfluss auf die Abfallmenge.

Tab. 1: Kernkraftwerke in Deutschland in alphabetischer Reihenfolge /BUN 01/, /IAE 07/ – ergänzt durch verbleibende Reststrommenge zum 31.12.2006 und jährliche mittlere erzeugte Strommengen zwischen 2000 und 2006 /BFS 08a/

Kraftwerk (Kurzbezeichnung)	Betreiber bzw. (Gesellschafter)	mittlerer BE Anfall pro Jahr (tSM)	Nettoleistung (MWe)	verbleibende Reststrommenge zum 31.12.06 (GWh)	erzeugte Strommenge pro Jahr (Mittelwert aus Einzelwerten 2000 bis 2006) (GWh)
Biblis-A (KWB A)	RWE Power AG (100%)	k. A.	1167	13.680,98	6.902,72
Biblis-B (KWB B)	RWE Power AG (100%)	k. A.	1240	23.839,08	8.231,56

Kraftwerk (Kurzbe- zeichnung)	Betreiber bzw. (Gesell- schafter)	mittlerer BE Anfall pro Jahr (tSM)	Nettoleis- tung (MWe)	verbleibende Reststrom- menge zum 31.12.06 (GWh)	erzeugte Strommenge pro Jahr (Mit- telwert aus Einzelwerten 2000 bis 2006) (GWh)
Brokdorf (KBR)	E.ON Kern- kraft GmbH (E.ON Kern- kraft 80%, Vattenfall Eu- rope 20%) ...	26,0	1370	139.785,19	11.156,40
Brunsbüttel (KKB)	Kernkraftwerk Brunsbüttel GmbH (Vat- tenfall 66,7%, E.ON Kern- kraft 33,3%)	14,3	771	13.487,53	4.883,21
Emsland (KKE)	Kernkraftwer- ke Lippe-Ems GmbH (KLE) (87,5% RWE Power; 12,5 % exon)	27,7	1329	152.812,95	11.036,72
Grafenrhei- feld (KKG)	E.ON Kern- kraft (100%)	24,7	1275	79.899,16	10.018,69
Grohnde (KWG)	E.ON Kern- kraft (E.ON Kernkraft 83,3%, Stadt- werke Biele- feld 16,7%)	25,8	1360	124.660,50	10.891,36
Gundremmin- gen-B (KRB B)	Kernkraftwerk Gundremmin- gen GmbH (KGG).(RWE Power AG 75%, E-ON Kernkraft GmbH 25 %)	25,8	1284	90.245,76	10.096,32
Gundremmin- gen-C (KRB C)	siehe KRB C	25,8	1288	99.004,01	9.906,57
Isar-1 (KKI 1)	E.ON Kern- kraft (E.ON Kernkraft 100 %)	18,3	878	31.004,80	6.763,60
Isar-2 (KKI 2)	E.ON Kern- kraft (E.ON Kernkraft 75 %, Stadtwer- ke München 25 %)	25,7	1400	150.518,94	11.527,29

Kraftwerk (Kurzbe- zeichnung)	Betreiber bzw. (Gesell- schafter)	mittlerer BE Anfall pro Jahr (tSM)	Nettoleis- tung (MWe)	verbleibende Reststrom- menge zum 31.12.06 (GWh)	erzeugte Strommenge pro Jahr (Mit- telwert aus Einzelwerten 2000 bis 2006) (GWh)
Krümmel (KKK)	Kernkraftwerk Krümmel GmbH & Co. oHG. (Vatten- fall Europe 50%, E.ON Kernkraft (50%))	22,8	1260	94.034,94	9.169,29
Gemein- schafts- kraftwerk Ne- ckar-I (GKN 1)	GKN (EnBW, Neckarwerke Stuttgart, Deutsche Bahn)	17,3	785	14.961,46	6.055,51
Gemein- schafts- kraftwerk Ne- ckar-II (GKN 2)	GKN (Ne- ckarwerke Stuttgart, Deutsche Bahn, EnBW u. a.)	23,7	1305	162.625,12	10.487,84
Philippsburg-1 (KKP 1)	EnBW	17,5	890	35.622,26	6.573,98
Philippsburg-2 (KKP 2)	EnBW	26	1392	124.691,26	10.559,82
Unterweser (KKU)	E.ON Kern- kraft (100%)	25,8	1345	52.671,80	9.329,74
BE - Brennelemente					

Da die Brennelemente nach dem Abbrand noch spaltbares Uran enthalten und durch den Neutronenbeschuss Plutonium entstanden ist, wurden sie in den vergangenen Jahrzehnten zu einem großen Teil der Wiederaufarbeitung zugeführt. Die nach der Separierung des Kernmaterials verbleibenden Bestandteile des Brennstoffes und die übrigen Bestandteile der Brennelemente fallen als wärmeentwickelnde radioaktive Abfälle an, die einer Endlagerung zugeführt werden müssen.

Das zurückgewonnene Kernmaterial, insbesondere das Plutonium, wird in neuen Brennelementen (z. B. Mischoxid (MOX) Brennelementen, s. Kap. 3.1) wiederverwendet. Nach ihrem Einsatz werden die MOX-Brennelemente ebenfalls zu Abfall und müssen endgelagert werden. Auch das separierte Uran kann in Brennelementen wieder eingesetzt werden. Auch diese Brennelemente werden nach ihrem Einsatz zu Abfall und müssen endgelagert werden.

Da Transporte zur Wiederaufarbeitung seit dem 30.06.2005 nicht mehr erlaubt sind, sind alle nach diesem Zeitpunkt angefallenen abgebrannten Brennelemente für die direkte Endlagerung vorgesehen. Dazu kommen schon früher angefallene abgebrannte Brennelemente, bei denen sich der jeweilige Betreiber entschieden hat, diese nicht der Wiederaufarbeitung zuzuführen. Alle diese Brennelemente werden bis zur Verfügbarkeit eines Endlagers in geeigneten Behältern (z.B. CASTOR) in Zwischenlagern – zu meist an den Kernkraftwerksstandorten – gelagert.

Seit Beginn der Kernenergienutzung in Deutschland wurde bereits eine Reihe von Kernkraftwerken stillgelegt. Es handelt sich größtenteils um Prototypanlagen und Anlagen geringerer Leistung. Tabelle 2 stellt die stillgelegten Kernkraftwerke zusammen.

Die ausgedienten Brennelemente dieser Anlagen sind in der Regel ebenfalls einer Endlagerung in Deutschland zuzuführen und werden derzeit in Zwischenlagern gelagert. Aus einigen Anlagen wurden auch Teilmengen der Brennelemente der Wiederaufarbeitung zugeführt; hier sind dann die dabei entstandenen Abfälle endzulagern (mit Ausnahme der bis 1986 in die UdSSR gelieferten Brennelemente aus den ehemaligen DDR-Kernkraftwerken).

Tab. 2 stillgelegte Kernkraftwerke in Deutschland /BFS 07a/

Kraftwerk	Nettoleistung (MWe)	Betriebszeit
AVR Jülich	13	1967 - 1988
Greifswald-1	408	1974 - 1990
Greifswald-2	408	1975 - 1990
Greifswald-3	408	1978 - 1990
Greifswald-4	408	1979 - 1990
Greifswald-5	408	1989 - 1990
Großwelzheim	23	1970 - 1971
Gundremmingen Block A	238	1967 - 1980
Lingen	256	1968 - 1979
Mülheim-Kärlich	1219	1987 - 1988
MZFR Karlsruhe	52	1966 - 1984
Niederaichbach	100	1973 - 1974
Obrigheim	340	1968 - 2005
Rheinsberg	70	1966 - 1990
Stade	640	1972 - 2003
THTR-300 Hamm-Uentrop	296	1987 - 1989
Würgassen	640	1972 - 1995
VAK Kahl	15	1961 - 1985

Die im Betrieb befindlichen Leistungsreaktoren (Tab. 1) und die meisten der bisher stillgelegten Reaktoren verwenden Brennelemente mit uranoxidhaltigem Brennstoff in Tablettenform (Pellets), die in Brennstäbe eingebracht sind. Teilweise wurde und wird auch Brennstoff aus Mischoxid (MOX) eingesetzt. Entsprechend sind die Handhabungstechniken bei Konditionierung und Endlagerung auf solche Brennelemente zugeschnitten.

Die einzige Ausnahme sind die Brennelemente aus den stillgelegten Anlagen AVR Jülich und dem THTR-300 Hamm-Uentrop. Diese Brennelemente bestehen aus einer kugelförmigen Graphitmatrix, in die neben Uranoxid z.T. auch Thoriumoxid eingebettet ist. Deswegen müssen diese Brennelemente hinsichtlich ihrer Handhabung bei Konditionierung und Endlagerung getrennt betrachtet werden.

2.2 Wärmeentwickelnde Abfälle aus der Forschung

In der Forschung fallen ebenfalls wärmeentwickelnde radioaktive Abfälle an. Hier sind die Forschungsreaktoren zu nennen (s. Tabelle 3), die in Forschungszentren und Universitäten angesiedelt sind. Außerdem sind die großen Forschungszentren maßgeblich, die meist mehrere kerntechnische Anlagen, heiße Zellen und verschiedene kerntechnische Labors betreiben bzw. betrieben haben.

Die großen nuklearen Forschungszentren in Deutschland sind:

- Forschungszentrum Karlsruhe (FZK)
- Forschungszentrum Jülich (FZJ)
- GKSS Forschungszentrum Geesthacht
- Verein für Kernverfahrenstechnik und Analytik Rossendorf e. V. (VKTA)
- Hahn-Meitner-Institut Berlin (HMI)
- Reaktorstation Garching der TU München
- Institut für Transurane (ITU), Forschungseinrichtung der Europäischen Union

Forschungsreaktoren dienen nicht der Erzeugung von Energie, sondern zu Forschungszwecken wie der Erprobung neuer Technologien, der Erzeugung von Neutronen für wissenschaftliche Experimente oder zur Lehre an den Universitäten. Die über-

wiegende Zahl der Forschungsreaktoren wurde mittlerweile außer Betrieb genommen. Für einzelne Anlagen ist eine langfristige Weiterverwendung geplant. Neu errichtet wurde der Forschungsreaktor FRM-II der TU München. Er ist im März 2004 in Betrieb gegangen. Die Forschungsreaktoren sind nicht Bestandteil des in Deutschland geltenden Atomausstiegs.

Die Tabelle 3 stellt die derzeit in Betrieb befindlichen Forschungsreaktoren zusammen.

Tab. 3: Zusammenstellung der Forschungsreaktoren in Betrieb (Stand Februar 2008)

Forschungsreaktoren	Standort	Leistung
FRG-1*	Geesthacht	5 MWth
BER-II	Berlin	10 MWth
FRMZ	Mainz	0,1 MWth
FRM-II	Garching	20 MWth
AKR 2	Dresden	2 W
* Abschaltung voraussichtlich Ende 2009		

Aus dem laufenden Betrieb bzw. spätestens bei der Stilllegung der Forschungsreaktoren fallen abgebrannte Brennelemente an. Die Entsorgungswege reichen von Rückgabe an das Herstellerland, über direkte Endlagerung bis zur Wiederaufarbeitung. Von den westdeutschen Forschungsreaktoren wurde und wird überwiegend das Angebot der Rückgabe an das Herstellerland USA genutzt, so dass voraussichtlich nur ein geringer Anteil dieser Brennelemente in Deutschland endgelagert werden muss.

Eine Besonderheit bei den Forschungseinrichtungen in Deutschland ist die 1990 stillgelegte Wiederaufarbeitungsanlage Karlsruhe (WAK) am Standort des Forschungszentrums. Die Anlage hatte Prototypmaßstab. Sie war 19 Jahre in Betrieb. Aus dem Rückbau resultieren als radioaktive Abfälle die wärmeentwickelnden radioaktiven Spaltproduktlösungen sowie große Mengen Rückbauabfälle mit nennenswerten Anteilen an wärmeentwickelnden radioaktiven Abfällen. Diese müssen nach entsprechender Konditionierung der Endlagerung zugeführt werden.

3 Charakterisierung und Menge wärmeentwickelnder Abfälle

Aus dem voran gegangenen Kapitel wird deutlich, dass die wesentlichen Mengen an wärmeentwickelnden Abfällen in Kernkraftwerken generiert werden. Im Folgenden werden die wesentlichen Abfallströme charakterisiert und ihre Mengen erfasst. Radioaktive Abfälle, die in einem Endlager für wärmeentwickelnde Abfälle endgelagert werden müssen, sind:

- Ausgediente Brennelemente aus Leistungsreaktoren und Forschungsreaktoren (Kapitel 3.1)
- Verglaste wärmeentwickelnde Spaltproduktlösung aus der Wiederaufarbeitung abgebrannter Brennelemente sowie sonstige wärmeentwickelnde Abfälle aus der Wiederaufarbeitung (Kapitel 3.2)
- Sonstige wärmeentwickelnde Abfälle sowie Abfälle, die trotz geringer Radioaktivität nicht in das Endlager Konrad eingelagert werden können (Kapitel 3.3).

3.1 Ausgediente Brennelemente

Brennelemente sind zusammengesetzte Konstruktionen. Der Kernbrennstoff (Urandioxid oder MOX) ist in Form von Pellets in ein Hüllrohr aus einer Zirkonlegierung (Zirkaloy) eingebettet, der sogenannte Brennstab. Die Brennstäbe sind mittels Kopf- und Fußstücken sowie Abstandshaltern zu Brennelementen gebündelt. In dieser Form wird der Brennstoff in den Reaktor eingebracht. Bei der Kernspaltung entstehen aus dem Kernbrennstoff verschiedene Spaltprodukte. Zusätzlich werden durch Neutroneneinfang Transurane bzw. Aktiniden gebildet. Mit der Einsatzdauer im Reaktor steigt der Anteil der Spaltprodukte und Transurane in den Brennstäben. Diese sind wiederum für die hohe Radioaktivität der abgebrannten Brennelemente verantwortlich.

Der Urandioxid-Kernbrennstoff (UO_2 -Kernbrennstoff) ist der am häufigsten in kommerziellen Kernkraftwerken eingesetzte Kernbrennstoff. Daneben wird auch Mischoxid-Kernbrennstoff (MOX-Kernbrennstoff) verwendet, der neben Uran auch spaltbares Plutonium aus der Wiederaufarbeitung enthält. In einigen Prototyp- und Forschungsreaktoren wurden teilweise auch andere Kernbrennstoffe z. B. zur Erprobung neuer Techniken eingesetzt.

In Tabelle 4 ist für einen Kernbrennstoff aus Urandioxid (UO₂) die Zusammensetzung des Kernbrennstoffs nach einem mittleren Abbrand von 50 GWd/tSM und einer Lagerzeit von 4 Jahren nach Entladung dargestellt.

Tab. 4: UO₂-Kernbrennstoff vor und nach einem Abbrand von 50 GWd/tSM (4 Jahre nach Entladung), (eigene Berechnungen)

Radionuklid	frischer UO ₂ Kernbrennstoff	UO ₂ -Kernbrennstoff nach Einsatz
Uran-235	4,2 %	0,8 %
Uran-236/237/238	95,8 %	91,8 %
Plutonium	-	1,2 %
Spaltprodukte und Transurane	-	6,2 %

In kommerziellen Kernkraftwerken werden heute mittlere Abbrände des Kernbrennstoffs von 45 GWd/tSM bis 50 GWd/tSM erreicht, weitere Steigerungen werden angestrebt. Vor 10 Jahren waren die Abbrände deutlich niedriger. Bei höheren Abbränden wird der Kernbrennstoff länger im Reaktor eingesetzt und damit mehr Uran-235 gespalten. Um über den längeren Einsatzzyklus die gleiche Reaktorleistung zu erhalten, werden Brennelemente mit höherer Urananreicherung verwendet. Weltweit dürfen Brennelemente mit einem Anreicherungsgrad von maximal 5 % U-235 für zivile Leistungsreaktoren gehandelt werden. Damit sind Abbrände bis etwa 70 GWd/t SM erreichbar.

Die höheren Abbrände führen zu höheren Anteilen an längerlebigen Spaltprodukten (z. B. Sr-90, I-129 und Cs-137) und langlebigen Aktiniden (z. B. Neptunium-237, Plutonium-238 und Curium-244) im abgebrannten Kernbrennstoff. Diese Radionuklide mit langer Halbwertszeit und hoher Radiotoxizität sind für den Langzeitsicherheitsnachweis eines Endlagers sowie für die Strahlenschutzmaßnahmen während des Betriebs eines Endlagers von besonderer Bedeutung.

Die mittlere jährliche Entlademenge eines großen Kernkraftwerks von 1300 MW elektrischer Leistung beträgt je nach Brennelementtyp etwa 25 bis 30 t Schwermetall (tSM). Für die im Jahr 2008 bestehenden deutschen Kernkraftwerke sind dies jährlich ca. 400 tSM. Durch die Stilllegung einzelner Kernkraftwerke wird sich zukünftig die jährliche Gesamtentlademenge verringern. Unter den im Atomkonsens beschlossenen Bedingungen, werden bis zum endgültigen Atomausstieg insgesamt etwa 17.200 tSM abgebrannte Brennelemente angefallen sein /BFS 07b/. Davon müssen, derzeit abschätzbar, 10.500 tSM direkt endgelagert werden. Der übrige Teil wurde an die Wie-

deraufarbeitungsanlagen abgegeben /BFS 07b/ und fällt als Abfall aus der Wiederaufarbeitung an (siehe Kap. 3.2).

Die aus den Kernkraftwerken der DDR (Greifswald und Rheinsberg) resultierenden abgebrannten Brennelemente wurden bis 1986 auf Basis eines Staatsvertrages an die Sowjetunion zurückgegeben. Der Vertrag sieht keine Rücklieferung von Wiederaufarbeitungsabfällen nach Deutschland vor; deswegen führen diese Brennelemente nicht zu einem Endlagerungsbedarf in Deutschland. Alle abgebrannten Brennelemente, die danach an den beiden Reaktorstandorten angefallen sind, befinden sich im Zwischenlager Nord (ZLN) in Lubmin. Dort lagern 585 tSM, die für die direkte Endlagerung in Deutschland vorgesehen sind /EWN 08/. Bei diesen Brennelementen handelt es sich um Uranoxidbrennelemente mit niedrigeren Abbränden als in westdeutschen Anlagen üblich. Sie weisen andere geometrische Abmessungen auf als die Brennelemente aus den westdeutschen Kernkraftwerken, so dass für die Lagerbehälter andere Inneneinbauten verwendet werden müssen. Weitere Besonderheiten bestehen nicht.

Bei den Forschungsreaktoren beträgt die jährliche Entlademenge eine zu entsorgende Menge von rund 390 kg (Bezugsjahr 2007). Nicht alle Forschungsreaktoren müssen regelmäßig neue Brennelemente einsetzen. Insbesondere bei den kleinen Anlagen fallen nur am Ende der Laufzeit einmalig die Brennelemente an (Ausnahme defekte Brennelemente). Diese sind in den genannten 390 kg nicht berücksichtigt. Für die Brennelemente aus Forschungsreaktoren der westlichen Bundesländer steht die Möglichkeit zur Verfügung, im Rahmen eines derzeit bis 2016 befristeten Übereinkommens die Brennelemente an das Herstellerland, die USA, zurückzugeben. Dieser Entsorgungsweg wird umfangreich genutzt. Damit ist für diese Brennelemente keine Endlagerung in Deutschland erforderlich. Nach Ablauf des Übereinkommens müssen die dann noch anfallenden Brennelemente von Forschungsreaktoren in Deutschland direkt endgelagert werden.

Die abgebrannten Brennelemente des Rossendorfer Forschungsreaktors RFR, ein Forschungsreaktor der ehemaligen DDR, werden in Deutschland endgelagert. Für die 2292 kg abgebrannte Brennelemente steht der Entsorgungsweg in das Ausland nicht zur Verfügung.

Voraussichtlich müssen auch die Brennelemente des 2004 in Betrieb gegangenen Garchingener Forschungsreaktors FRM II gegebenenfalls nach einem Konditionierungs-

schrift in Deutschland endgelagert werden, da hierfür derzeit keine Entsorgung im Ausland absehbar ist.

3.2 Abfälle aus der Wiederaufarbeitung

Brennelemente enthalten nach ihrem Einsatz im Kernkraftwerk noch spaltbare Isotope. Dies sind im Wesentlichen Uran-235 und neu gebildetes Plutonium (Pu-239; Pu-241). Bei der Wiederaufarbeitung werden Uran und Plutonium aus dem abgebrannten Brennstoff abgetrennt. Ziel ist der anschließende Wiedereinsatz der spaltbaren Isotope als Brennstoff im Kernkraftwerk. Neben Uran und Plutonium resultiert aus dem Wiederaufarbeitungsprozess eine Vielzahl von Abfällen, die einer Endlagerung zugeführt werden müssen. Bei in Frankreich und Großbritannien wiederaufgearbeitetem Material ist der Eigentümer des wiederaufgearbeiteten Brennstoffs, also das jeweilige Energieversorgungsunternehmen (EVU), verantwortlich für die weitere Entsorgung dieser Abfälle. Dies bedeutet, dass die deutschen EVU die Abfälle aus der Wiederaufarbeitung nach Deutschland zurücknehmen müssen.

Die deutschen Energieversorgungsunternehmen (EVU) haben seit Mitte der 70er Jahre Wiederaufarbeitungsverträge mit den Firmen AREVA NC (ehemals COGEMA) in La Hague, Frankreich und Sellafield Ltd. (ehemals BNFL) in Sellafield, Großbritannien abgeschlossen. Die Wiederaufarbeitung von abgebrannten Brennelementen hatte bis zur Novellierung des Atomgesetzes im Jahr 1994 Vorrang vor dem Entsorgungsweg der direkten Endlagerung. Die etwa bis zur Aufgabe des Wiederaufarbeitungsprojektes Wackersdorf (1989/1990) abgeschlossenen Verträge werden Altverträge und die späteren Neuverträge genannt. Die Abarbeitung der vertraglich vereinbarten Mengen erfolgte wesentlich später.

Ab 1994 waren Wiederaufarbeitung und direkte Endlagerung gleichberechtigte Entsorgungswege. Mit den in der Novellierung des Atomgesetzes vom April 2002 festgeschriebenen Vereinbarungen zwischen der Bundesregierung und den EVUs (so genannter „Atomkonsens“) wurde der Transport abgebrannter Brennelemente zur Wiederaufarbeitung ab 1.7.2005 verboten. Diese Regelung wurde im Atomgesetz verankert. Alle bis zu diesem Zeitpunkt nicht zur Wiederaufarbeitung transportierten Brennelemente werden der direkten Endlagerung als einzigem Entsorgungsweg zugeführt werden.

Nach Angaben des Bundesamtes für Strahlenschutz /BFS 07b/ wurden insgesamt 6230 tSM zur Wiederaufarbeitung nach Frankreich und England abgegeben. Diese werden gemäß den vertraglichen Vereinbarungen zur Endlagerung nach Deutschland zurücktransportiert.

Nachfolgend werden erläuternde Angaben zu den wichtigsten Stoffen und Abfällen gemacht, die bei der Wiederaufarbeitung entstehen.

- Plutonium: Der Pu-Anteil im abgebrannten Brennelement beträgt etwa 1,2 % des Schwermetallgehaltes. Durch den Wiederaufarbeitungsprozess wird das Plutonium aus dem abgebrannten Kernbrennstoff abgetrennt. Anschließend wird das Plutonium in sogenannten Mischoxid (MOX-) Brennelementen eingesetzt. Nach ihrem Einsatz im Reaktor können MOX-Brennelemente unter Beachtung einiger Besonderheiten wie höherer Spaltstoffgehalt, höhere Nachzerfallswärme etc. direkt endgelagert werden. Derzeit haben 11 deutsche Kernkraftwerke eine Genehmigung für den Einsatz von MOX-Brennelementen (Stand März 2008).
- Uran: Das abgetrennte Uran bildet mit rund 93 % den überwiegenden Anteil des Schwermetallgehaltes des abgebrannten Brennelements. Der Anteil an spaltbarem Uran U-235 beträgt etwa 0,8 % an der Gesamtmasse Schwermetall. Das entspricht in etwa der Konzentration in Natururan. Vor dem Wiedereinsatz im Reaktor müssen deshalb Prozesse zur Erhöhung des Spaltstoffgehaltes durchgeführt werden oder das Material muss mit hochangereichertem Uran geblendet werden. Abgebrannte Brennelemente mit rezykliertem Uran weisen hinsichtlich ihrer Endlagerbarkeit keine relevanten Unterschiede zu den normalen abgebrannten Uranbrennelementen auf.
- HLW-Glaskokillen: Bei der Wiederaufarbeitung fallen aus den Trennprozessen hochradioaktive Spaltproduktlösung und Feedklärschlämme an. Diese werden mit Borosilikatglas verschmolzen und in spezifizierte Kokillen aus Edelstahl verfüllt, die sogenannten HLW-Glaskokillen (HLW = high level waste). Die französischen HLW-Glaskokillen werden nach ihrem Standard auch als CSD-V (Conteneur Standard de Déchets Vitriifiés) bezeichnet. Eine Kokille enthält die Spaltprodukte und Aktiniden aus ca. 1,3 tSM abgebranntem Kernbrennstoff. Die Kokillen werden an die Abfalllieferer in Castor-Behältern (Typ Castor-HAW-20/28 CG) oder vergleichbaren Behältern anderer Hersteller zur weiteren Entsorgung zurückgeliefert. Sie sollen später endgelagert werden.

- Nach einem neuen Verfahren sollen die Deko- und Spülwässer ebenfalls verglast und in Kokillen gleicher Abmessung wie die HLW-Kokillen eingebracht werden. Dieser Abfall wird als MAW-Glas (MAW = middle active waste) bezeichnet. Nach derzeitiger Schätzung ist eine Menge von 600 Kokillen mit der Bezeichnung CSD-B (Conteneur Standard de Déchets Bitumés) endzulagern /BFS 08b/. Das Verfahren befindet sich aber noch in der Erprobungsphase. Entsprechend sind die Mengenangaben noch relativ ungenau.
- Technologische Abfälle: Darunter werden wärmeentwickelnde Abfälle wie Brennstabhüllrohre und Kopf- und Fußstücke sowie sonstige technologische Abfälle aus der Wiederaufarbeitung verstanden. Nach der französischen Spezifikation handelt es sich im Wesentlichen um metallische Betriebsabfälle, die bis zu ca. 10 % andere Materialien wie Glas und Kunststoffe enthalten können. Diese Abfälle werden kompaktiert und in Kokillen (CSD-C = Conteneur Standard de Déchets Compactés) verfüllt, die die gleichen Abmessungen aufweisen wie die CSD-V. Aus Frankreich werden diese Abfälle zurückgeliefert. Nach /BFS 07b/ handelt es sich um eine Menge von etwa 950 m³.

Insgesamt werden 108 Behälter mit in Kokillen verglasten bzw. darin vergossenen Abfällen aus Frankreich und 21 Behälter mit Kokillen aus Großbritannien zurückgeliefert /BFS 07b/. Davon lagern bereits (Stand Juli 2007) 75 Behälter aus Frankreich im Transportbehälterlager Gorleben.

Mit Großbritannien kommt es voraussichtlich zu einer Substitution. Statt der technologischen sowie anderer radioaktiver Abfälle werden 15 % mehr HLW-Kokillen nach Deutschland zurückgeliefert. Diese Menge ist in der oben genannten Zahl von 21 Behältern mit HLW-Kokillen bereits enthalten. Zusätzlich resultieren aus der Wiederaufarbeitungsanlage Karlsruhe rund 5 Behälter mit Glaskokillen.

Aus Forschungsreaktoren (Typ Materialtestreaktor, MTR) wurden Brennelemente zwischen 1958 und 1998 in der Wiederaufarbeitungsanlage D1204 in Dounreay, Schottland, wiederaufgearbeitet. Die Anlage wurde aufgrund wiederholter Sicherheitsmängel stillgelegt. Aus der Wiederaufarbeitung resultieren das abgetrennte Uran sowie ca. 29.070 Liter Spaltproduktlösung. Die Spaltproduktlösung soll so in 153 Fässern zementiert werden, dass die Endlagerbedingungen Konrad eingehalten werden. Danach ist keine Endlagerung in einem Endlager für wärmeentwickelnde Abfälle erforderlich /DBE 07a/.

3.3 Sonstige Abfälle

Das wesentliche Inventar eines Endlagers für wärmeentwickelnde Abfälle wird aus den abgebrannten Brennelementen (Kap. 3.1) und den Abfällen der Wiederaufarbeitung (Kap. 3.2) gebildet. Darüber hinaus fallen aus dem Betrieb und dem Rückbau kerntechnischer Anlagen geringe Mengen wärmeentwickelnder Abfälle an. Außerdem gibt es Abfälle, die keinem der genannten Abfallströme zuzuordnen sind.

3.3.1 Wärmeentwickelnde Abfälle aus Betrieb und Stilllegung

Aus Betrieb und Stilllegung kerntechnischer Anlagen fallen radioaktive Abfälle an, darunter auch ein sehr geringer Anteil an wärmeentwickelnden Abfällen. Dazu zählen formal auch die Abfälle, die obwohl „nicht wärmeentwickelnd“ aber anderen Konrad-Bedingungen nicht genügen.

Beispiele für wärmeentwickelnde Abfälle sind Steuerstäbe sowie Incore-Lanzen oder Absorber-Brennelemente.

Die Abfallmengen werden jährlich von den Abfallverursachern an das Bundesamt für Strahlenschutz gemeldet. Der jährliche Anfall der wärmeentwickelnden Abfälle am Gesamtaufkommen der radioaktiven Abfälle beträgt im Mittel etwa 2 %. Die tatsächlichen Mengen schwanken aber stark.

Größere Mengen an wärmeentwickelnden Abfällen ergeben bzw. ergaben sich aus dem Rückbau der Prototypreaktoren und der Wiederaufarbeitungsanlage Karlsruhe (Forschungseinrichtungen). Auch aus dem Rückbau der Kernkraftwerke sind wärmeentwickelnde Abfälle zu erwarten. Bei einem Teil der wärmeentwickelnden Abfälle ist im Verlauf der Zwischenlagerzeit über einige Jahrzehnte die Radioaktivität so weit abgeklungen, dass sie wieder als nicht wärmeentwickelnde Abfälle deklariert werden können.

3.3.2 Problematische Abfälle

Unter problematische Abfälle fallen hier die Abfälle, die aufgrund ihrer chemischen und/oder physikalischen Eigenschaften nicht in die gängigen Abfallklassifizierungen

einzuordnen sind. Die spezifischen Besonderheiten dieser Abfälle müssen bei der Endlagerung Berücksichtigung finden.

Solche Abfälle lassen sich mengenmäßig nicht genau spezifizieren. Es handelt sich aber nur um sehr geringe Mengen. Jedoch können ihre physikalischen und/oder chemischen Eigenschaften die Gestaltung eines Endlagers gegebenenfalls beeinflussen.

Die Endlagerungsbedingungen Konrad werden als maßgeblich für die Endlagerung von radioaktiven Abfällen mit vernachlässigbarer Wärmeentwicklung herangezogen. Sie enthalten auch Aktivitätsobergrenzen für alle relevanten Nuklidarten, die sich aus den derzeitigen Anforderungen für den Langzeitsicherheitsnachweis dieses Endlagers ergeben. Hieraus resultiert, dass Abfälle mit bestimmten Nukliden nur in einer begrenzten Menge eingelagert werden können. Dies betrifft beispielsweise Abfälle, die Tritium, Radium oder Thorium enthalten. Damit verursachen Abfälle, die nicht wärmeentwickelnd sind, derzeit Probleme im Hinblick auf die spätere Endlagerung. Kann keine Entsorgungsalternative ermittelt werden, müssen diese Abfälle in einem Endlager für wärmeentwickelnde Abfälle endgelagert werden. Falls eine Einlagerung im Endlager für wärmeentwickelnde Abfälle erforderlich wird, sind die Eigenschaften dieser Abfälle (z.B. spezielle Nuklidzusammensetzungen, spezielle chemische Eigenschaften) bei der Auslegung eines Endlagers zu berücksichtigen.

3.3.3 Reststoffe und Rückstände

Hierunter werden Reststoffe zusammengefasst, die derzeit nicht für die Endlagerung vorgesehen sind, die aber möglicherweise aufgrund veränderter Randbedingungen später doch endgelagert werden müssen (z. B. Tails aus der Uran-Anreicherung). Bisher wurden die radioaktiven Materialien, die unter diese Gruppe fallen, nicht als radioaktiver Abfall eingestuft.

Für die Herstellung von Kernbrennstoff wird der Anteil des spaltbaren U-235 angereichert. Natururan hat eine U-235 Anteil von etwa 0,7 %. Für die Brennelemente von Leichtwasserreaktoren werden Konzentrationen von etwa 3,5 % U-235 benötigt. Neben dem angereicherten Uran verbleibt als Reststoff das abgereicherte Uran, die sogenannten Uran-Tails. Die Uran-Tails werden von den Betreibern entsprechender Anlagen als Wertstoff-Reserve angesehen, Durch Wiederanreicherung oder Blenden mit hoch angereichertem Uran oder Plutonium kann das Uran zu Kernbrennstoff weiterverarbeitet werden. Auch andere Verwertungsmöglichkeiten werden diskutiert wie z. B.

die Nutzung als Abschirmmaterial /MÖL 07/. Es ist jedoch offen, ob mit der gesamten anfallenden Menge an Uran-Tails so verfahren werden kann. Sollten keine Verwertungsmöglichkeiten für die Uran-Tails verfügbar sein, bleibt nur die Endlagerung. Dabei ist zu beachten, dass ein Endlager wie Konrad aufgrund seiner Annahmebedingungen keine größeren Uranmengen aufnehmen kann. Hier muss gegebenenfalls ein Endlager für wärmeentwickelnde Abfälle genutzt werden.

Diese Materialien fallen in relevanten Mengen an. Eine ältere Schätzung in /BRE 01/ gibt die Menge an Uran-Tails aus der Anreicherung mit 14.000 m³ an (Stichtag 31.12.99). Solche Mengenangaben sind aber sehr ungenau, da sie von vielen Randbedingungen abhängig sind. So wurden beispielsweise einerseits die Anreicherungs-kapazitäten in Deutschland in den letzten Jahren deutlich ausgebaut und andererseits bestehen derzeit Entsorgungsmöglichkeiten für die Uran-Tails durch die Wiederanreicherung in Russland.

3.4 Zusammenstellung der prognostizierten Abfallmengen

In der nachfolgenden Tabelle sind die Mengen zusammengestellt, die ein Endlager für wärmeentwickelnde Abfälle aufnehmen muss. Die Abschätzungen des Bundesamtes für Strahlenschutz basieren auf den Daten und Bedingungen mit Stand vom 17.12.2007. Es ist zu beachten, dass die Zahlengrundlage teilweise nur Schätzwerte sind und deshalb in Zukunft noch Variationen möglich sind.

Tab. 5: Prognostizierter Abfallbestand für das Jahr 2040, der in einem Endlager für wärmeentwickelnde Abfälle eingelagert werden muss /nach BFS 07b/

Radioaktiver Abfall	Menge
Abgebrannte Brennelemente in Pollux-Behältern	18.000 m ³
verglaste Abfälle aus der WAA	770 m ³
technologische Abfälle aus der WAA	950 m ³
Abgebrannte Brennelemente aus Forschungsreaktoren	130 m ³
Brennelemente aus den AVR- und THTR-Reaktoren	2000 m ³
wärmeentwickelnde Abfälle	5540 m ^{3*}
Summe	27.390 m³
*Angabe geschätzt auf folgender Zahlenbasis: Bestand nicht wärmeentwickelnder Abfälle (2040): 270.400 m ³ , Anteil wärmeentwickelnde Abfälle 2 %	

Neben den angegebenen Abfallmengen sind Volumina für die Verpackung der radioaktiven Abfälle zu berücksichtigen. Diese sind abhängig vom gewählten Einlagerungskonzept (siehe Kap. 6).

4 Klassifikation von Abfällen

Der Zweck von Klassifizierungssystemen für radioaktive Abfälle ist, den formalen Umgang mit diesen zu vereinfachen. Viele verschiedene Abfallarten werden anhand von Hauptmerkmalen zu einigen wenigen Abfallklassen zusammengefasst. Hauptmerkmale sind meist Abfalleigenschaften, die für einen angestrebten Entsorgungsweg entscheidend sind.

Anhand der unterschiedlichen Gegebenheiten wurden verschiedene nationale Klassifizierungssysteme entwickelt. Sie richten sich jeweils nach den im jeweiligen Land anfallenden radioaktiven Abfällen und den verfügbaren bzw. geplanten Entsorgungskonzepten, beispielsweise bei schwachaktiven Abfällen oberflächennahe Endlagerung oder Endlagerung in tiefen geologischen Formationen.

Abfallklassifizierung in Deutschland

Von den deutschen Aufsichtsbehörden wird die grundlegende Unterteilung in

- wärmeentwickelnde Abfälle und
- Abfälle mit vernachlässigbarer Wärmeentwicklung (bzw. verkürzt als nicht wärmeentwickelnde Abfälle bezeichnet)

verwendet.

Diese Einteilung resultiert aus dem Planfeststellungsverfahren Schacht Konrad. Die Begrenzung der thermischen Beeinflussung des Wirtsgesteins auf 3 Kelvin am Stoß (Seitenwand des Grubenbaues) war eine der ersten Bedingungen, die für das Endlager Konrad entwickelt wurde. Nach dieser Bedingung sind „nicht wärmeentwickelnde Abfälle“ solche, die nur zu einer kleineren thermischen Belastung führen als in der Bedingung gefordert. „Wärmeentwickelnde Abfälle“ sind dagegen solche, deren Wärmefreisetzung zu einer Nichteinhaltung dieser Bedingung führen würde.

Diese Unterteilung basiert auf dem physikalischen Sachverhalt, dass beim radioaktiven Zerfall von Nukliden auch Wärme freigesetzt wird, deren Größe nuklidspezifisch ist. In einem radioaktiven oder radioaktiv kontaminierten Material ist dann die Größe der Wärmefreisetzung vor allem von der Konzentration an radioaktiven Nukliden abhängig.

In der Praxis werden darüber hinaus auch andere Abfallklassifizierungen verwendet. Beispielsweise erfassen die Abfallerzeuger ihre radioaktiven Abfälle nach der Entstehung und den physikalischen und chemischen Eigenschaften, die für die weitere Behandlung relevant sind. So werden Abfälle nach Aggregatzustand (fest, flüssig, gasförmig), Brennbarkeit, Kompaktierbarkeit, vorherrschender Strahlenart (alpha/beta-, gamma-, oder Neutronenstrahlung) und Radioaktivitätsgehalt (hoch-, mittel- und schwachradioaktiv) getrennt erfasst und behandelt und entsprechend dokumentiert. Abfälle werden auch nach ihrem Behandlungszustand in Rohabfälle, Zwischenprodukte und konditionierte Abfälle unterteilt.

Internationale Klassifizierungssysteme der IAEA und der EU

International werden sehr unterschiedliche Klassifizierungssysteme verwendet. Diese richten sich nach länderspezifischen Gegebenheiten. Sowohl von der International Atomic Energy Agency (IAEA) als auch von der Europäischen Kommission (EU) wurden Vorschläge für eine Vereinheitlichung der Klassifizierungssysteme radioaktiver Abfälle vorgelegt. Obwohl diese Systeme versuchen, möglichst viele länderspezifische Klassen einzubinden, haben sich die Klassifizierungssysteme nicht durchgesetzt.

Die derzeit noch gültige IAEA Richtlinie „Classification of radioactive Waste“ von 1994 /IAE 94/ unterscheidet die drei Abfallgruppen: „hochaktive Abfälle (high level waste - HLW)“, „schwach- und mittelaktive Abfälle (low and intermediate level waste - LILW)“, die nach ihrer Halbwertszeit weiter in kurz- und langlebige Abfälle unterschieden werden (Grenze ist eine Halbwertszeit von 30 Jahren) und „exempt waste“, Abfälle mit sehr geringer Radioaktivität.

Im Entwurf der überarbeiteten Richtlinie „Classification of radioactive waste“ /IAE 06/ wird die Abfallgruppe der schwach- und mittelaktiven Abfälle stark differenziert. Die Gruppe der hochaktiven Abfälle und die als „exempt waste“ bezeichneten Abfälle bleiben bestehen. Zusätzlich zu den schwach aktiven und den mittelaktiven Abfällen werden die Gruppe sehr schwach aktive Abfälle (very low level waste – VLLW) und die sehr kurzlebigen Abfälle (very short level waste – VSLW) eingefügt. Der Verlauf der Grenzlinien zwischen den einzelnen Gruppen ist abhängig vom Aktivitätslevel und der Halbwertszeit. So erlauben kürzere Halbwertszeiten ein höheres Aktivitätsniveau des radioaktiven Abfalls einer Gruppe. Für den genauen Verlauf der Grenzlinien wurden keine exakten Werte angegeben. Es werden lediglich Beispiele gegeben. Der Entwurf

der Richtlinie besagt, dass die genaue Festlegung abhängig von den bestehenden Entsorgungsmöglichkeiten erfolgen muss.

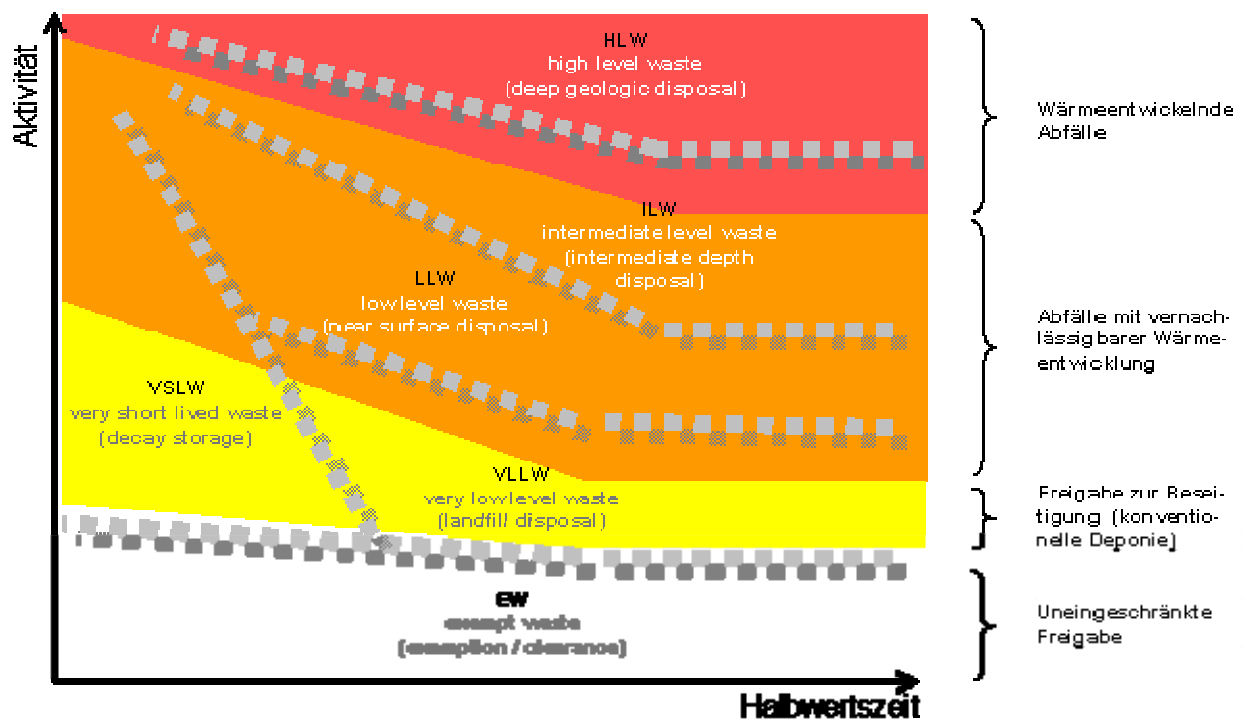


Abb. 1: Vergleich der deutschen Abfallklassifizierung mit dem Entwurf der IAEA-Richtlinie /IAE 06/, aus /BMU 08/

Die Empfehlung der Europäischen Kommission vom 15. September 1999 /EU 99/ für ein Klassifizierungssystem für feste radioaktive Abfälle orientiert sich an dem Klassifizierungsschema der IAEA von 1994 /IAE 94/. Folgende Klassen werden definiert:

- hochaktive Abfälle,
- schwach und mittelaktive Abfälle mit der zusätzlichen Unterteilung in kurzlebige und langlebige Abfälle; die EU-Kommission schlägt zusätzlich vor, einen Grenzwert für die Wärmeentwicklung nach den Ergebnissen der standortspezifischen Sicherheitsanalysen festzulegen,
- „radioaktive Abfälle in der Übergangsphase“ (Abklingabfälle); es handelt sich um Abfälle, deren Radioaktivität innerhalb von 5 Jahren soweit abklingt, dass sie konventionell entsorgt werden können, weil dann ihre Aktivität unter den entsprechenden Freigabegrenzen liegt.

Klassifizierungssysteme anderer Länder

Beispielhaft werden die Abfallklassifizierungen in Frankreich und den USA beschrieben. Beides sind Länder mit einer sehr großen Zahl an Kernkraftwerken und einem damit verbundenen hohen Abfallaufkommen.

Frankreich

Das in Frankreich angewendete Klassifizierungssystem spiegelt sich in den internationalen Systemen der EU und der IAEA wider. Es richtet sich nach den vorhandenen Entsorgungsanlagen. Tabelle 6 gibt einen Überblick über das französische Klassifizierungssystem.

Tab. 6: Französisches Klassifizierungssystem für radioaktive Abfälle und Entsorgungswege /AND 06/ (die Jahresangaben beziehen sich auf die Halbwertszeit der wesentlichen enthaltenen Radionuklide)

	sehr kurzlebig	kurzlebig (HWZ < 30 a)	langlebig (HWZ >30 a)
sehr schwache Aktivität (TFA)	Abklingen am Verwendungsort	Endlager für sehr schwach aktive Abfälle (TFA)* Morviliers (Aube)	
schwache Aktivität		oberirdisches Endlager (derzeit FMA de l'Aube) Forschungsvorhaben (tritiumhaltige Abfälle)	Forschungsvorhaben (radiumhaltige Abfälle und Graphitabfälle)
mittlere Aktivität			Forschung gemäß Gesetz L 542-1 bis 14 du Code l'environnement (loi du 30.12.1991)
hohe Aktivität		Forschung gemäß Gesetz L 542-1 bis 14 du Code l'environnement (loi du 30.12.1991)	
* ausgenommen Rückstände aus der Uranverarbeitung, die am Produktionsstandort lagern			

In der praktischen Handhabung spielen folgende fünf Hauptkategorien eine wesentliche Rolle: hochradioaktive Abfälle, langlebige mittelaktive Abfälle, langlebige schwachaktive Abfälle, kurzlebige schwach- und mittelaktive Abfälle sowie sehr schwach aktive Abfälle.

In der Folge des Gesetzes vom 30.12.1991 („Bataille“-Gesetz) /LOI 91/ hat im Juni 2006 das französische Parlament mit dem Gesetz „Programm für die langfristige Behandlung der radioaktiven Stoffe und Abfälle“/FRA 06/ entschieden, eine Gesamtstrategie auf Basis der Forschungsergebnisse der letzten 15 Jahre zu entwickeln.

United States of America

In den USA werden je nach Herkunft der Abfälle und Zuständigkeit der Behörden zwei Klassifizierungssysteme mit vergleichbarer Struktur verwendet. Das eine Klassifizierungssystem wird bei Abfällen aus der kommerziellen Kernenergienutzung angewendet und richtet sich nach den Regularien der United States Nuclear Regulatory Commission (USNRC). Für die radioaktiven Abfälle aus militärischen Nuklearanlagen verwendet das United States Department of Energy (USDOE) ein eigenes Klassifizierungssystem. Beide Klassifizierungssysteme wurden aus den vorhandenen Entsorgungswegen entwickelt. Manche Entsorgungseinrichtungen werden ausschließlich von kommerziellen oder militärischen Anlagen und manche Entsorgungseinrichtungen werden gemeinsam genutzt. Tabelle 7 zeigt die wesentlichen Elemente der beiden Klassifizierungssysteme.

Tab. 7: Klassifizierungssysteme der USA für radioaktive Abfälle und Entsorgungswege (Quelle: /USD 03/)

US NRC	(kommerzielle Anlagen)	US DOE	(militärische Anlagen)
Abfallklasse	Definition	Abfallklasse	Definition
HLW (high level waste)	Spaltproduktlösung und andere hochradioaktiven Rückstände aus der Wiederaufarbeitung, bestrahlter Kernbrennstoff und andere hochradioaktiven Stoffe, die einer dauerhaften Isolierung bedürfen	HLW (high level waste)	Spaltproduktlösung und andere hochradioaktiven Rückstände aus der Wiederaufarbeitung, bestrahlter Kernbrennstoff und andere hochradioaktiven Stoffe, die einer dauerhaften Isolierung bedürfen
		TRU (Transuranic)	Radioaktive Abfälle mit alpha-emittierenden Transuranen (Definition und Ausnahmen sind in verschiedenen Vorschriften geregelt)
GTCC LLW (greater-than-class-C)	Abfall, der nicht oberflächennah endgelagert werden kann und an den	LLW (low level)	Radioaktive Abfälle, die nicht unter die übrigen Abfallklassen fallen und

US NRC	(kommerzielle Anlagen)	US DOE	(militärische Anlagen)
Abfallklasse	Definition	Abfallklasse	Definition
	strengere Anforderungen als an Klasse C LLW zu stellen sind (Abfalleigenschaften sind in verschiedenen Vorschriften genauer geregelt)	waste)	nicht natürlichen radioaktiven Ursprungs sind
Class C LLW	Abfall, der neben den Anforderungen aus Klasse A und B zusätzliche Maßnahmen an die Endlagereinrichtung erforderlich macht (Abfalleigenschaften sind in verschiedenen Vorschriften genauer geregelt)		
Class B LLW	Abfall an den neben den Anforderungen an Klasse A strengere Anforderungen hinsichtlich seiner Stabilität zu stellen sind (Abfalleigenschaften sind in verschiedenen Vorschriften genauer geregelt)		
Class A LLW	Die physikalische Form und die Eigenschaften des Abfalls müssen minimalen Anforderungen genügen (Abfalleigenschaften sind in verschiedenen Vorschriften genauer geregelt)		
11 e (2) Material	Abfälle und Tails, die bei der Uran- oder Thoriumgewinnung entstehen	11 e (2) Material	Abfälle und Tails, die bei der Uran- oder Thoriumgewinnung entstehen

Die hoch radioaktiven Abfälle sowohl aus dem kommerziellen als auch dem militärischen Sektor sollen in Yucca Mountain endgelagert werden. Für die Transuran-Abfälle aus dem militärischen Sektor ist seit 1999 das Endlager WIPP bei Carlsbad (New Mexico) in Betrieb. Für schwach radioaktive Abfälle (LLW) aller Art stehen derzeit zwei oberflächennahe Endlager zur Verfügung (Barnwell, South Carolina und Richland, Washington). Das oberflächennahe Endlager Environcare bei Clive, Utah nimmt nur Class A LLW und 11 e(2) Material entgegen.

5 Eigenschaften wärmeentwickelnder Abfälle

Bestimmte physikalische und chemische Eigenschaften der Abfälle sind für die Auslegung eines Endlagers relevant. Nachfolgend werden die wichtigsten Eigenschaften im Hinblick auf ihre Bedeutung für ein Endlager diskutiert.

Durch die verschiedenen Prozesse entstehen im Kernreaktor große Mengen radioaktiver Stoffe mit sehr hoher Aktivität. Die Entstehung der Radionuklide wird in Kapitel 5.1 dargestellt. In Kapitel 5.2 wird die Radioaktivität näher erläutert. Den radioaktiven Zerfall begleitet die Entstehung von Wärme, eine Eigenschaft, die besondere Anforderungen an das Konzept und die technischen Einrichtungen eines Endlagers stellt. Dies betrifft sowohl die Handhabung der Abfälle während der Einlagerungsphase als auch die endgültige Einlagerung im Endlager. Die Wärmeentwicklung wird in Kapitel 5.3 dargestellt. Im Hinblick auf die Langzeitsicherheit eines Endlagers sind die Eigenschaften, die die Mobilität eines Abfallinhaltsstoffes bestimmen, von Bedeutung. Diese werden in Kapitel 5.4 behandelt. Auch das Gasbildungspotential (Kap. 5.5) des Abfalls muss berücksichtigt werden. Durch sich aufbauenden Gasdruck können z. B. Wegsamkeiten im Gebirge verändert werden. Im Kapitel 5.6 wird die Bedeutung der chemisch-toxischen Eigenschaften der radioaktiven Abfälle dargestellt.

5.1 Entstehung radioaktiver Stoffe bei der Kernspaltung

Während des Betriebs eines Kernkraftwerks werden das spaltbare Uran-235 und die spaltbaren Plutonium-Isotope 239 bzw. 241 mit Neutronen beschossen. Durch die Aufnahme des Neutrons nimmt der Uran-235-Kern Energie auf und geht in einen hochangeregten instabilen U-236-Kern über, der sich unter Abgabe von Neutronen in zwei oder mehr Bestandteile aufspaltet. Die entstandenen Spaltprodukte haben i. d. R. einen Neutronenüberschuss und zerfallen weiter. Die Umwandlung kann je nach entstandenem Isotop entweder direkt zu einem stabilen Nuklid führen oder über mehrere instabile Isotope als Zwischenschritte bis zu einem stabilen Nuklid erfolgen (Zerfallskette).

Überwiegend entstehen Nuklide mit einer Massenzahl von 69 bis 90 (Beispiel: Strontium-90) und von 129 bis 150 (Beispiel: Cäsium-137). Dies wird aus der so genannten Doppelhöckerkurve deutlich (Abb. 2).

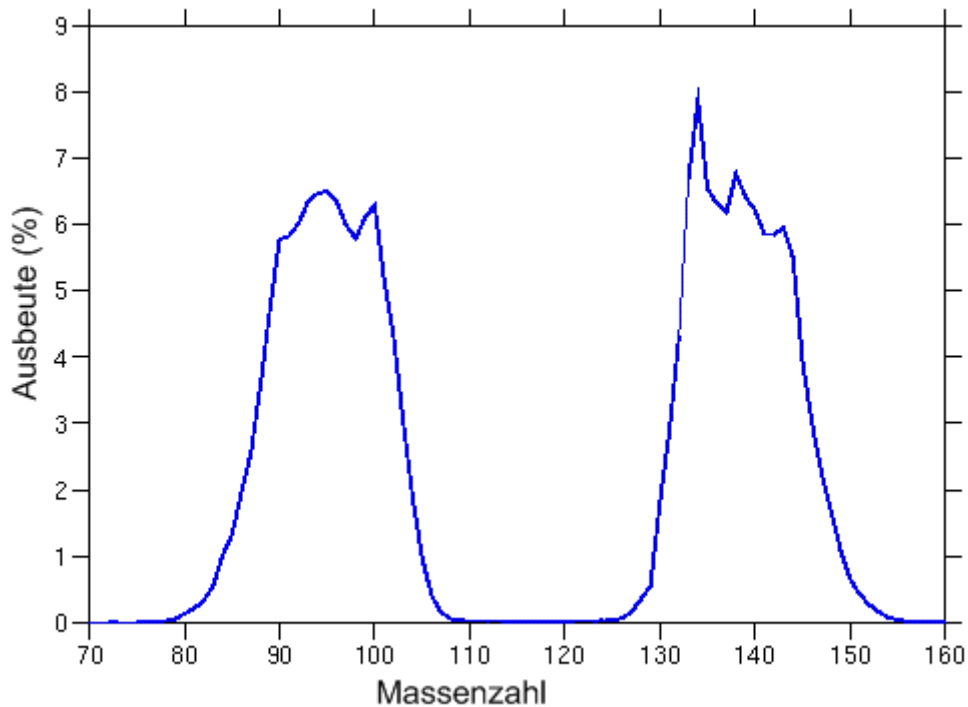


Abb. 2: Doppelhöckerkurve der Isotopenausbeute bei der Spaltung von U-235 mit thermischen Neutronen

Bei der Spaltung entsteht ein Neutronenüberschuss. Verschiedene Nuklide fangen diese ein (Neutroneneinfang) und werden zu anderen radioaktiven Stoffen. Aus dem Brennstoffmaterial Uran (bzw. Plutonium) entstehen Transurane wie Neptunium, Plutonium, Americium und Curium. Eine andere nicht ganz präzise Bezeichnung für diese Stoffgruppe ist „Aktiniden“. Diese Radionuklide sind teilweise sehr langlebig und mobil; sie sind deshalb von besonderer Relevanz für die Endlagerung (s. auch Kap. 5.8).

Darüber hinaus werden die Materialien, die sich im Reaktor befinden, durch die Neutronenstrahlung aktiviert. Diese werden als Aktivierungsprodukte bezeichnet. Für die Endlagerung wichtige Aktivierungsprodukte sind:

- aktivierte Stoffe in Regel- und Steuerungseinrichtungen des Reaktors, die der Neutronenregelung (Regelstäbe, Borat im Kühlwasser, Neutronengifte im Brennstoff, etc.) dienen,

- aktivierte Metalle in Brennstoffhüllrohrmaterialien (z.B. Zirkon), im Reaktor-druckbehälter und in Einbauten, sowie
- aktivierte Inhaltsstoffe im Reaktorkühlwasser, die zu langlebigen mobilen Radionukliden führen (z.B. C-14, Cl-36).

Auch bei den Aktiniden und den Aktivierungsprodukten sind Zerfallsketten zu berücksichtigen, bis ein stabiles Endprodukt erreicht wird. Bei der Endlagerung spielt dieser Mechanismus eine besondere Rolle, da einige Zerfallsprodukte von der Mobilität und von der Strahlenbelastung her anders zu beurteilen sind, als die im Reaktor entstehenden Ausgangsnuklide.

Die Spaltprodukte und die Aktiniden sowie ihre Zerfallsprodukte tragen den Hauptanteil der Aktivität. Ihre Menge und Art können beeinflusst werden. Sie sind beispielsweise vom Abbrand des Kernbrennstoffs abhängig. Je höher der Abbrand (= höhere Einsatzdauer des Kernbrennstoffs im Reaktor), desto mehr Spaltprodukte und Aktiniden entstehen und umso höher ist die Gesamtaktivität.

Beim Einsatz von MOX-Brennelementen ergibt sich durch das bereits vom Einsatzbeginn an im Reaktor vorhandene Plutonium ein schnellerer Aufbau langlebiger höherer Aktiniden. Durch höhere Abbrände wird dieser Effekt noch verstärkt.

5.2 Radioaktivität und Halbwertszeit

Die Radioaktivität ist eine Stoffeigenschaft. Als radioaktive Stoffe werden in der Physik Stoffe bezeichnet, deren Atomkerne instabil sind, d. h. mit der Zeit zerfallen und dabei Teilchen und/oder Strahlung aussenden. Diese Stoffe werden auch Radionuklide genannt.

Die Art und die Häufigkeit des radioaktiven Zerfalls sind für die verschiedenen chemischen Elemente und die verschiedenen Atomsorten (Nuklide) eines chemischen Elements charakteristisch. Bei allen radioaktiven Zerfällen wird Energie frei. Es handelt sich entweder um die kinetische Energie, mit der ein Teilchen aus einem Kern herausgeschleudert wurde oder um die Strahlungsenergie.

Am bedeutsamsten sind der Alpha-(α -)Zerfall, Beta-(β -)Zerfall und Gamma-(γ)Zerfall. Sie wurden als erste entdeckt und treten besonders häufig auf. Später wurden weitere

Zerfallsarten entdeckt, die nicht diesen drei zugeordnet werden konnten. Die nachfolgende Tabelle 8 gibt eine Übersicht über die verschiedenen Zerfallsarten, die bei radioaktiven Abfällen relevant sind.

Tab. 8: Übersicht über die in radioaktiven Abfällen auftretenden Zerfallsarten

Zerfallsart	Beschreibung	Tochternuklid
Alphazerfall	Ein Alphateilchen (entspricht Heliumkern) wird emittiert.	(A-4, Z-2)
Neutronenemission	Ein Neutron wird emittiert.	(A-1, Z)
Spontane Spaltung	Der Kern zerfällt spontan in zwei oder mehr Tochternuklide und evtl. weitere Teilchen.	(mehrere Varianten)
Beta-Minus-Zerfall	Ein Kern emittiert ein Elektron und ein Antineutrino.	(A, Z+1)
Beta-Plus-Zerfall	Ein Kern emittiert ein Positron und ein Neutrino (Positronemission)	(A, Z-1)
Elektroneneinfang (K-Einfang)	Ein Kern absorbiert ein Elektron aus der Atomhülle und emittiert ein Neutrino. Der Tochterkern verbleibt in einem angeregten, instabilen Zustand.	(A, Z-1)
Gammazerfall	Ein angeregter Kern emittiert ein hochenergetisches Photon (Gammaquant).	(A, Z)
Innere Konversion	Ein angeregter Kern überträgt Energie auf ein Hüllenelektron, welches das Atom verlässt.	(A, Z)
A = Massenzahl / Nukleonenzahl Z = Ordnungszahl (entspricht der Anzahl der Protonen)		

Der radioaktive Zerfall wird physikalisch mit der Aktivität beschrieben. Die Aktivität ist die Anzahl der Kernzerfälle pro Sekunde in einer Menge einer radioaktiven Substanz. Als Maßeinheit wird das Becquerel (Bq) verwendet. 1 Bq entspricht einem Kernzerfall pro Sekunde.

In der Praxis wird der Abfall häufig nach Höhe der Aktivität in die drei Abfallgruppen hochaktiver Abfall / high active waste (HAW), mittelaktiver Abfall / middle active waste (MAW) und schwachaktiver Abfall / low active waste (LAW) eingeteilt. Die Grenzen

zwischen den einzelnen Abfallgruppen sind nicht einheitlich definiert. Die Grenze zwischen LAW und MAW wird im Bereich 10^{10} bis 10^{11} Bq/m³ angesiedelt und die Grenze zwischen MAW und HAW etwa im Bereich 10^{14} bis 10^{15} Bq/m³.

Die Strahlung wird im Wirtsgestein des Endlagers so stark abgeschirmt, dass das Vorhandensein auch großer Mengen radioaktiver Stoffe schon nach wenigen Metern Wirtsgestein praktisch nicht mehr messbar ist. Die Strahlung aus den endgelagerten radioaktiven Stoffen ist nach Verschluss des Endlagers demnach nur dann relevant, wenn radioaktive Stoffe in relevanten Mengen migrieren, den Einschluss im Endlager verlassen und die Biosphäre erreichen. In der Betriebsphase kommt dagegen den radiologischen Eigenschaften noch wegen der Strahlenexposition des Personals im Endlager Bedeutung zu. Dies betrifft insbesondere die Handhabung der Abfallbehälter und den Aufenthalt in der Nähe von Behältern, die sich noch nicht in der endgültig verfüllten Position befinden.

Zur Charakterisierung eines radioaktiven Stoffes wird außerdem seine Halbwertszeit herangezogen. Die Halbwertszeit ist der Zeitraum, nach dem die Hälfte der Kerne einer gegebenen Menge eines Radionuklids zerfallen ist; sie ist ebenfalls charakteristisch für ein Nuklid. Sie kann je nach Nuklid zwischen 10^{-16} Sekunden und 10^{24} Jahren liegen. In der Empfehlung der IAEA /IAE 06/ werden Abfallstoffe mit einer Halbwertszeit von kleiner als 30 Jahren als kurzlebig, alle anderen als langlebig bezeichnet. Eine in der Praxis einheitlich verwendete Definition gibt es aber nicht.

Zur Veranschaulichung ist in Abbildung 3 die exponentiell mit der Zeit abnehmende Nuklidmenge dargestellt. Mit jeder Halbwertszeit, die vergangen ist, hat sich die Menge des radioaktiven Stoffes halbiert.

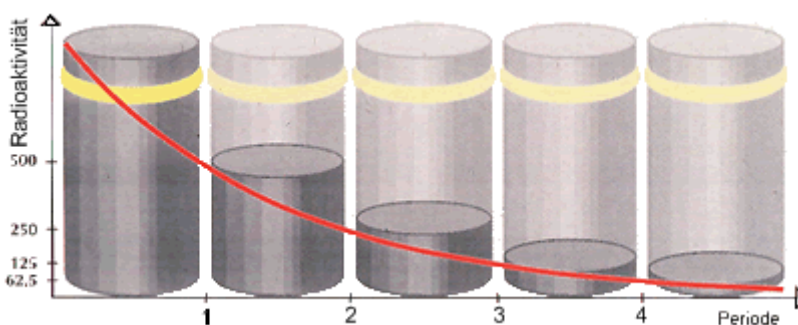


Abb. 3: Veranschaulichung der Halbwertszeit beim radioaktiven Zerfall nach /AND 08/

Durch den radioaktiven Zerfall gemäß der Halbwertszeit ändert sich die Aktivität eines radioaktiven Stoffes. Entweder entsteht ein radioaktives Zerfallsprodukt mit spezifischer Halbwertszeit oder ein stabiles, d.h. nicht radioaktives Isotop. Dies zeigt, dass zur Charakterisierung eines Abfalls neben der Angabe seiner Inhaltsstoffe auch Zeitbezüge hergestellt werden müssen (z. B. Aktivitätsinventar zu einem bestimmten Datum).

5.3 Radiotoxizität und Dosisfaktor

In den vorangegangenen Kapiteln wurden die radiologischen Eigenschaften des Abfalls beschrieben. Daraus ergibt sich noch keine Aussage über die Gefährlichkeit eines Abfalls für den Menschen, der mit ihm direkt oder indirekt in Berührung kommt. Um das Maß der Gefährlichkeit von Radionukliden für den Menschen zu beschreiben, wurde deshalb der Begriff der Radiotoxizität eingeführt. Mit diesem Begriff wird die biologische Strahlenwirkung beschrieben, die eine bestimmte Menge an radioaktiven Stoffen, die durch Ingestion oder Inhalation in den Organismus gelangt ist, ausübt. Der Grad der Radiotoxizität wird insbesondere durch

- die Strahlenart und Strahlungsenergie,
- die Resorption des radioaktiven Stoffes im Organismus oder in bestimmten Organen bzw. Geweben, und
- die Verweildauer im Körper

beeinflusst.

Als Maßeinheit für eine Strahlenwirkung, die näher anzugeben ist, wurde der Begriff der Dosis eingeführt. Je nach Messaufgabe oder Blickwinkel des Strahlenschutzes werden verschiedene Dosisbegriffe verwendet. Diese sind in der Strahlenschutzverordnung /SSV 01/ näher definiert. In der nachfolgenden Tabelle (Tab. 9) sind die Dosisbegriffe als Übersicht zusammengestellt.

Tab. 9: Übersicht über Dosisbegriffe

Begriff	Beschreibung	SI-Einheit
Energiedosis	Energie, die von 1 kg Masse absorbiert wurde	Gray [Gy] 1 Gy = 1 J/kg
Organdosis	Summe der nach Strahlungsart gewichteten Energiedosen in einem Organ, Gewebe oder Körperteil	Sievert [Sv] 1 Sv = 1 J/kg
effektive Dosis	Summe der nach betroffenem Gewebe gewichteten Organdosen	Sievert [Sv] 1 Sv = 1 J/kg
Äquivalentdosis	Summe der mit einem Qualitätsfaktor gewichteten Energiedosen. Der Qualitätsfaktor berücksichtigt z. B. Strahlenart und Art der Exposition	Sievert [Sv] 1 Sv = 1 J/kg

Die Verweildauer eines Radionuklids im Körper eines Menschen wird mit der biologischen Halbwertszeit beschrieben. Radionuklide lagern sich zu unterschiedlichen Anteilen in den verschiedenen Organen ab. Die Schilddrüse lagert z. B. Iod-129 ein, wogegen Uran-238 hauptsächlich in den Knochen und in den Nieren gespeichert wird. Über den Darm, die Nieren oder direkt über die Haut werden die Radionuklide wieder aus dem Körper ausgeschieden. Die Zeit, in der die Hälfte eines vom Körper resorbierten Nuklids wieder ausgeschieden ist, ist die biologische Halbwertszeit. Um die biologische und die physikalische Halbwertszeit zu berücksichtigen, werden diese in der effektiven Halbwertszeit kombiniert.

Für die Berechnung, welche Strahlendosis der Aufnahme einer bestimmten Menge radioaktiver Stoffe entspricht, wurden Dosiskoeffizienten eingeführt. Sie hängen vom jeweiligen Radionuklid, vom Inkorporationsweg, der chemischen Verbindung, d. h. der Löslichkeit, und vom Alter der Person ab.

Die Dosis, die aus einem Endlager resultieren könnte, muss begrenzt werden. Im Rahmen des Langzeitsicherheitsnachweises wird unter verschiedenen Randbedingun-

gen ermittelt, welche Radionuklide die Biosphäre erreichen könnten und zu welcher Dosis dies unter definierten Belastungsszenarios führen würde.

Um ein Verständnis der Größenordnung der Mengen zu bekommen, ist für das Iod-129, das in vielen Langzeitsicherheitsanalysen das Dosis bestimmende Nuklid darstellt, beispielhaft ausgerechnet worden, welche Massenkonzentration in $\mu\text{g/l}$ dieses Stoffs einer effektiven Dosis von 0,1 mSv entspricht. Dieser Dosisgrenzwert gilt in der Schweiz für Endlager. Bei einem Erwachsenen mit einem Jahreskonsum von 300 Litern Trinkwasser entspricht der Dosisgrenzwert einer Massenkonzentration von 47 $\mu\text{g/l}$, bei einem Kleinkind liegt der Wert bei 2,6 $\mu\text{g/l}$. Diese Konzentrationen liegen in der gleichen Größenordnung wie die Grenzwerte für nicht-radioaktive toxische Stoffe in Trinkwasser (z.B. Schwermetalle, Arsen). Für Nuklide mit niedrigerer Halbwertszeit und vergleichbarem Dosiskoeffizienten sind nur entsprechend niedrigere Massekonzentrationen zulässig.

5.4 Wärmeentwicklung

Beim radioaktiven Zerfall wird Energie frei. Diese Energie wird beispielsweise innerhalb eines Abfalls absorbiert und führt zu einer Selbsterwärmung. Besonders in hochradioaktiven Stoffen ist die Anzahl der radioaktiven Zerfälle pro Zeiteinheit und damit die Wärmeerzeugung so groß, dass sich die Abfälle deutlich erwärmen und deshalb eine ausreichende und dauerhafte Wärmeabfuhr erforderlich wird.

Die erzeugte Wärmemenge ist vom Radionuklid, von der Zerfallsart und den Wechselwirkungen mit der umgebenden Materie abhängig. So entsteht beim α -Zerfall pro Zerfallsereignis mehr Wärmeenergie als beim β -Zerfall. Bei abgebrannten Uran-Kernbrennstoffen tragen nach einer Abklingzeit von einigen Jahren die in der Tab. 10 genannten Radionuklide wesentlich zur Wärmeentwicklung bei.

Tab. 10: Relevante wärmeerzeugende Radionuklide in abgebranntem Uran-Brennstoff (Abbrand 45 GWd/tSM, Abkling-/Zwischenlagerzeit: ca. 30 Jahre, Beitrag eines einzelnen Nuklids mindestens 1 %) (eigene Berechnungen)

Nuklidart	Nuklid(-paar)	Halbwertszeit (Jahre)	Beitrag zur Wärmeleistung ca. %
Spaltprodukte	Cs-137/Ba-137m	30,2	33
	Sr-90/Y-90	28,5	31
	Eu-154	8,8	2
Aktiniden	Am-241	432,6	14
	Pu-238	87,7	11
	Cm-244	18,1	4
	Pu-240	6.600	2

Höhere Abbrände und damit eine stärkere Ausnutzung des Brennstoffs sowie der Einsatz plutoniumhaltiger Brennelemente (MOX) führt zu einer Steigerung der Wärmeleistung. Während die Wärmeleistung aus den Spaltprodukten annähernd linear zum Abbrand wächst, steigt die Wärmeleistung der Aktiniden überproportional zum Abbrand. Auch der Einsatz von MOX-Brennelementen steigert die Wärmeleistungskurve überproportional. Wird die gesamte in Deutschland eingesetzte Plutoniummenge von 36 t in Form von endzulagernden MOX-Brennelementen berücksichtigt, ist das ein Anteil von 6,2 % an der Masse aller endzulagernden Brennelemente (Annahme: direkte Endlagerung ohne erneute Wiederaufarbeitung). Die daraus resultierende Wärmeleistung steigt aber im Endlager überproportional um 10 %.

Die Abbildungen 4 bzw. 5 zeigen den Verlauf der Wärmeleistungskurven über etwa 20.000 Jahre. Dabei werden 1 tSM eines Uran-Brennelementes bzw. 1 tSM eines MOX-Brennelementes dargestellt. Berücksichtigt wurden nur Nuklide, deren Beitrag zur Wärmeleistung zu irgendeinem Zeitpunkt mindestens 2 % beträgt.

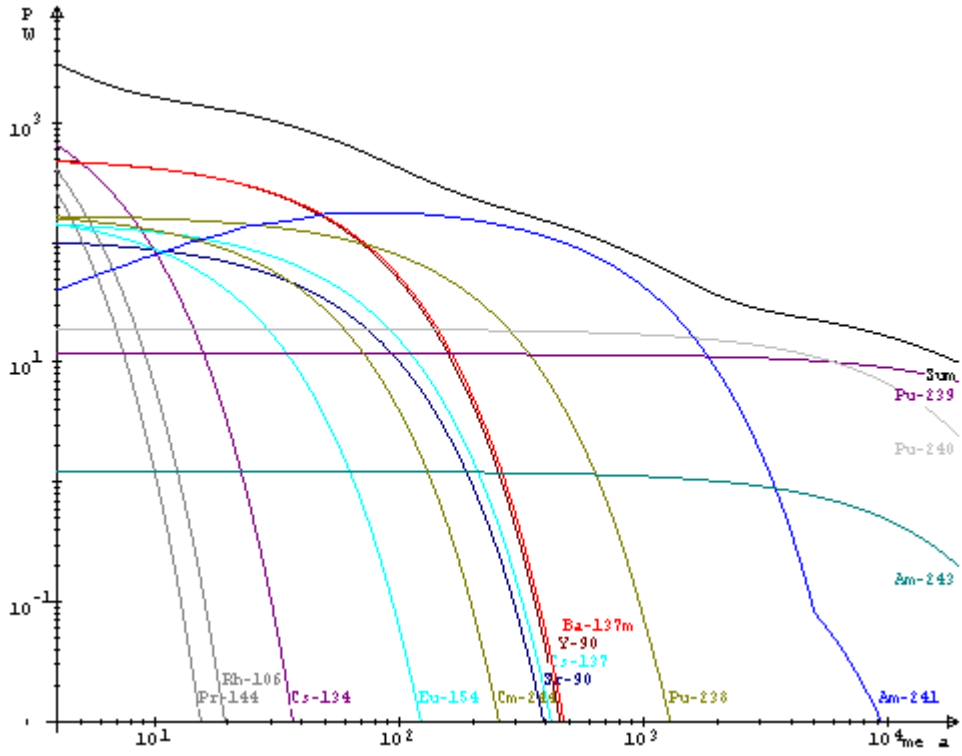


Abb. 4: Wärmeleistungskurve für 1 tSM Uran-Brennstoff mit einem Abbrand von 45 GWd/tSM (eigene Berechnung auf Grundlage von ORIGEN)

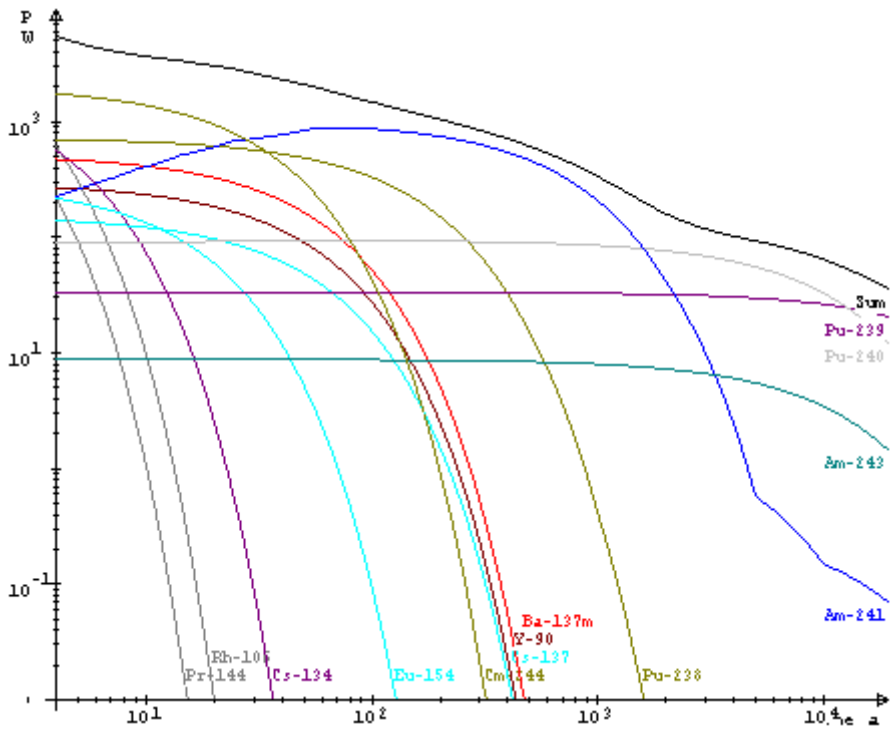


Abb. 5: Wärmeleistungskurve für 1 tSM MOX-Brennstoff mit einem Abbrand von 45 GWd/tSM (eigene Berechnungen auf Grundlage von ORIGEN)

Im Vergleich der beiden Grafiken wird sichtbar, dass der Anteil der Aktiniden beim MOX-Brennstoff die Wärmeleistung dominiert. Insbesondere die Wärmeleistung des Cm-244 übersteigt etwa die ersten 100 Jahre alle anderen Beiträge. Bei den Uran-Brennelementen sind die Anteile der Aktiniden an der Wärmeleistung deutlich geringer, so dass die Spaltprodukte (z. B. Sr-90) die Gesamtwärmeleistung bestimmen. Die Wärmeleistung, die aus den Spaltprodukten (Halbwertszeiten um 30 Jahre) resultiert, klingt im Verlauf von etwa 300 bis 500 Jahren ab. Später dominieren auch bei den Uran-Brennelementen langlebige Radionuklide wie Americium und Plutonium die Wärmeleistung, so dass das weitere Abfallen der Kurve deutlich abgeflacht wird.

Auswirkungen auf das Endlager

Die Wärmeentwicklung radioaktiver Abfälle ist für die Endlagerung relevant, weil die Wärmeeinwirkung auf das Wirtsgestein zu Veränderungen führt. Eine Veränderung ist die wärmebedingte Ausdehnung des Gesteins und die dadurch entstehenden Spannungen. Beim Abkühlen erfolgt der umgekehrte Vorgang, der Rückgang erfolgt aber langsamer als der Spannungsaufbau bei der Erwärmung. Eine Folge kann sein, dass durch Spannungsaufbau und -abbau Risse entstehen und sich gegebenenfalls neue Wegsamkeiten bilden. Neue Wegsamkeiten können auch entstehen, wenn es aufgrund der Wärmeeinwirkung zu temperaturbedingten Änderungen der Gesteineigenschaften oder zu Mineralumwandlungen kommt. Um solche Nachteile zu vermeiden, muss die Wärmeeinwirkung der Abfallgebinde auf das Wirtsgestein und die insgesamt in das Endlager eingebrachte Wärmelast begrenzt werden.

In /RSK 05/ wird für das Wirtsgestein Steinsalz eine Begrenzung der Kontakttemperatur auf 200°C empfohlen. Für die Wirtsgesteine Tonstein und Granit sind niedrigere Kontakttemperaturen (jeweils 100 °C) einzuhalten, da sie Wärme schlechter leiten als Steinsalz, und Änderungen der Eigenschaften schon bei niedrigeren Temperaturen erfolgen. Die Einhaltung dieser Temperaturgrenzen kann durch ein entsprechendes Einlagerungskonzept erreicht werden. Einflussgrößen sind vor allem die Abklingzeit der Brennelemente und HLW-Glasabfälle, die räumlichen und zeitlichen Einlagerungsmuster sowie die Anordnung der Bohrlöcher bzw. der Einlagerungskammern und deren Abstände untereinander.

5.5 Mobilität

Die Mobilität von Radionukliden steht dem eigentlichen Ziel der Endlagerung, nämlich dem sicheren Einschluss dieser Radionuklide, entgegen. Entsprechend hat die Mobilität der Radionuklide beim Nachweis der Langzeitsicherheit eines Endlagers zentrale Bedeutung.

Bei der Freisetzung von Radionukliden spielen folgende Prozesse eine Rolle: Behälterkorrosion, Zersetzung der Abfallmatrix, in Lösung gehen der Schadstoffe, Sorptionsprozesse und radioaktiver Zerfall. Dabei verhalten sich die Radionuklide gemäß ihrer chemischen Eigenschaften unterschiedlich mobil. Auch für einen einzelnen Stoff ist seine Mobilität sowohl von seiner chemischen Form als auch von den vorliegenden Milieubedingungen abhängig.

Alle Freisetzungsprozesse können nur in wässrigen Systemen ablaufen. Entsprechend ist das vorhandene Wasserangebot die entscheidende Voraussetzung. Wasser kann dabei als Feuchtigkeitsgehalt des Abfalls bzw. des Versatzmaterials oder in Lösungsnestern des Wirtsgesteins (Steinsalz) vorhanden sein oder im Rahmen eines Störfalles zufließen.

Die überwiegend im radioaktiven Abfall vorkommenden Schwermetalle können in einer wässrigen Umgebung in folgenden Formen auftreten: freies Ion, anorganischer (oder organischer) Komplex, echtes Kolloid oder gebunden an Teilchen. Dabei ist beispielsweise das Ion mobiler als ein gebundenes Teilchen. Welche Formen überwiegend auftreten, ist abhängig von den im Endlager vorhandenen Bedingungen. Die wichtigsten Parameter zur Beschreibung des geochemischen Milieus sind:

- pH-Wert / eH-Wert
- Temperatur
- Salzkonzentration
- Vorhandensein von Komplex-/Chelatbildnern

In verschiedenen Forschungsvorhaben wurde die Mobilität der radioaktiven Inhaltsstoffe unter den Bedingungen eines Endlagers erforscht. Die Ergebnisse wurden in Model-

le umgesetzt, mit denen berechnet werden kann, welche Radionuklide welche Beiträge zur Strahlenexposition in der Biosphäre nach welcher Zeit bringen. Aufgrund ihrer Mobilität und ihren langen Halbwertszeiten sind die Radionuklide Iod-129, Selen-79 und Neptunium-237 besonders relevant.

Die Bewertung der Mobilität der endgelagerten Radionuklide und im Umkehrschluss die Bewertung des erreichten sicheren Einschluss erfolgt im Langzeitsicherheitsnachweis.

5.6 Gasbildung

Im Laufe der Lagerzeit verändern sich die radioaktiven Abfälle. Sie unterliegen Korrosions- und Abbauprozessen, bei denen Gase entstehen können.

Gaserzeugung und Gasbildungsraten sind bei der Endlagerung relevante Größen sowohl für die Langzeitsicherheit als auch für die Betriebssicherheit. Zum einen würde die mögliche Bildung von explosiblen Luft-/Wasserstoffgemischen eine akute Gefährdung des Bergwerkbetriebs während der Betriebsphase darstellen. Deshalb sind entsprechende Vorsorgemaßnahmen und Überwachungsmaßnahmen vorgesehen.

Zum anderen können sich nach Verschluss des Endlagers Gasdrücke in undurchlässigen Wirtsgesteinen aufbauen, die zu entsprechenden Spannungen führen. Wenn diese bestimmte Grenzen überschreiten, können Risse entstehen, durch die neue Wegsamkeiten geschaffen werden. Die Integrität des Endlagers wäre dann beeinträchtigt.

Im Folgenden werden die wichtigsten Prozesse, die zur Gasbildung führen, näher erläutert. Wie auch bei den Mobilisierungsprozessen ist die Voraussetzung für alle Prozesse das Vorhandensein von Wasser. Wasser kann als Feuchtigkeit oder Anhaftung an den Abfällen und insbesondere an den eingebrachten Versatzmaterialien vorliegen oder aus dem Wirtsgestein z. B. aus Lösungsnestern zutreten /BFS 05/.

Korrosionsvorgänge sind durch langsam ablaufende Oxidationsvorgänge zwischen eingebrachten Metallen (z. B. Eisen, Aluminium, Zink im Abfall oder Gebinde) und Wasser zu erwarten. Unter anaeroben Bedingungen entsteht dabei Wasserstoff. Angebot und Zufuhr von Wasser sind dabei meist der begrenzende Faktor, der die Gasbildungsrate bestimmt. Außerdem hängt die Korrosionsrate von der Art des Metalls und den chemischen Bedingungen (pH-Wert, Pufferung, Salzgehalt, etc.) ab. Generell fin-

den Oxidationsvorgänge nur an der Oberfläche der Metalle statt. Die spezifische Oberfläche der Metalle ist somit ebenfalls zu berücksichtigen.

Eine zweite Quelle von Gasen können organische Bestandteile in radioaktiven Abfällen sein, die mikrobieller Zersetzung unterliegen. Solche organischen Materialien werden in einem Endlager für wärmeentwickelnde Abfälle in nur geringen Mengen endgelagert. Sie kommen aber z.B. in bestimmten Ionenaustauscherharzen oder in mit Bitumen konditionierten Abfälle (z. B. aus der Wiederaufarbeitung, Konditionierungsmethode heute nicht mehr gebräuchlich) vor. In heutigen CSD-C Kokillen sind nur sehr geringe Anteile an organischem Material zulässig. Die Umsetzungsrate für die mikrobielle Zersetzung ist dabei von der Art der organischen Stoffe abhängig: Kohlenhydrate und ähnlich aufgebaute Stoffe werden rascher mikrobiell abgebaut als Bitumen. Die wichtigsten Abbauprodukte aus der mikrobiellen Zersetzung sind Methan und Kohlendioxid. Ein Nebeneffekt der mikrobiellen Zersetzung ist, dass Abbauprodukte gegebenenfalls die Korrosionsvorgänge beschleunigen und chemische Verbindungen in leichter lösliche Verbindungen umwandeln können.

Der dritte Gasbildungsprozess ist die Radiolyse. Darunter versteht man die Dissoziation von Molekülen unter Einwirkung von Strahlung. Beispielsweise trennt sich bei intensiver Bestrahlung Wasser in Wasserstoff und Sauerstoff auf. Damit sich nennenswerte Volumina an Radiolysegasen bilden, sind allerdings sehr hohe Dosisleistungen nötig. Welche Radiolysegase sich bilden, hängt neben der Zusammensetzung der Lösungen auch von der Strahlungsart ab. Gemäß /BFS 05/ ist die radiolytische Gasbildung vernachlässigbar.

Mengenmäßig betrachtet ist die Gasentwicklung in einem Endlager für hochradioaktive Abfälle durch Korrosionsprozesse bei weitem der relevanteste Mechanismus, in geringem Umfang trägt auch die Zersetzung von organischen Stoffen zum Gesamtaufkommen noch bei, während die Radiolyse von untergeordneter Bedeutung ist.

Zur Beherrschung der Gasbildung sind verschiedene Möglichkeiten zu berücksichtigen. Diese sind vorrangig vom Standort und vom Wirtsgestein abhängig. In undurchlässigen Wirtsgesteinen (z. B. Steinsalz) ist das Ziel die gebildeten Gase im Endlager einzuschließen. Dies kann durch die Bereitstellung entsprechender Hohlräume, z. B. als Porenvolumen im Versatzmaterial oder große Grundfläche des Endlagers erreicht werden. In durchlässigen Wirtsgesteinen darf die Gasbildung keinen Antrieb für den Ra-

dionuklidtransport darstellen. Dies wird über Modellrechnungen nachvollzogen /BFS 05/.

5.7 Chemotoxizität

Radioaktive Abfälle können neben ihrer radiologischen Schädlichkeit auch chemotoxische Wirkungen haben. In diesem Fall wirken sie ähnlich wie z. B. nichtradioaktive Schwermetalle schädigend auf bestimmte Organe ein, sofern sie in den Körper gelangen. Welche der beiden Schädigungsmechanismen bei einem bestimmten aufgenommenen Radioisotop überwiegt, ist isopenabhängig.

In ein Endlager gelangen zusätzlich zu den radioaktiven Schadstoffen aber auch nicht-radioaktive Schadstoffe mit chemotoxischer Wirkung. Diese chemotoxischen Bestandteile können im Abfallgemisch enthalten sein, aus den Verpackungsmaterialien stammen oder in den Materialien vorhanden sein, mit denen die Hohlräume des Endlagers ausgebaut, verfüllt oder verschlossen werden (Versatz, Verschlussbauwerke, etc.).

Unabhängig vom naturwissenschaftlich-technischen Sachverhalt ergeben sich hier auch juristische Fragen. So muss abgeleitet von einer juristischen Würdigung festgelegt werden, welche der eingebrachten Materialgruppen in einer Analyse im Genehmigungsverfahren hinsichtlich chemotoxischer Auswirkungen zu betrachten sind. Fraglich ist z.B., ob aus juristischer Sicht chemotoxische Bestandteile des Versatzmaterials zu betrachten sind. Andererseits dürfte aus juristischer Sicht klar sein, dass chemotoxische Bestandteile des Abfallmaterials und der Behälter auf jeden Fall zu betrachten sind.

Da das Verhalten von chemotoxischen und radioaktiven Abfällen in einigen Aspekten sehr unterschiedlich ist, müssen bei Sicherheitsbetrachtungen von Endlagern sowohl die Einhaltung der radiologischen Schutzziele nachgewiesen werden als auch Sicherheitsbewertungen im Hinblick auf die Ausbreitung der chemotoxischen Bestandteile durchgeführt werden. Wie die chemotoxischen Bestandteile bei den Sicherheitsberechnungen zu berücksichtigen sind, hängt von dem Wirtsgestein ab. Erfolgt wie bei einer Endlagerung im Steinsalz ein vollständiger Einschluss, findet nur bei Störfällen (weniger wahrscheinlichen Entwicklungen) eine Ausbreitung der chemotoxischen Bestandteile statt. Im Referenzfall ohne Annahme von Störfällen (wahrscheinliche Entwicklung) spielen die chemotoxischen Bestandteile demnach bei den Sicherheitsbetrachtungen im Falle des vollständigen Einschlusses keine Rolle.

Bei Endlagern in Tongesteinen oder in Granit erfolgt kein vollständiger Einschluss, da sich Schadstoffe über langsame Diffusion (Tonstein) oder in Lösung über Klüfte (Granit) ausbreiten können. In diesem Fall sind die Ausbreitungspfade der chemotoxischen Bestandteile in einer ähnlichen Ausbreitungsrechnung zu ermitteln, wie sie auch für radioaktive Bestandteile erfolgt. In den Sicherheitsbetrachtungen muss nachgewiesen werden, dass die Schutzziele des Wasserhaushaltsgesetzes eingehalten sind.

Als Beispiel für real durchgeführte Sicherheitsbetrachtungen für die chemotoxischen Schadstoffe in Endlagern für hochradioaktive Abfälle ohne sicheren Einschluss kann die Umweltverträglichkeitsprüfung für das Endlager Yucca Mountain herangezogen werden. In /DOE 02/ werden die chemotoxischen Bestandteile ermittelt, ihre Ausbreitung entlang des Wasserpfades unter konservativen Randbedingungen betrachtet und die sich ergebenden Maximalkonzentrationen in einem Brunnen in der Umgebung des Endlagers mit Trinkwassergrenzwerten verglichen. Die Analyse ergibt in diesem Fall, dass die Grenzwerte bereits unter den ungünstigsten Annahmen eingehalten sind und sich daher eine vertiefte Analyse der Ausbreitung erübrigt. Eine unmittelbare Übertragbarkeit des Ergebnisses auf deutsche Verhältnisse ist nicht gegeben, da weder die angegebenen Inventare chemotoxischer Stoffe noch die hydrogeologischen Verhältnisse noch die angesetzten Grenzwerte für Trinkwasser übereinstimmen. Übertragbar ist hingegen das angewendete Vorgehen (Screening-Analyse unter konservativ angesetzten Bedingungen, Entscheidung über die Notwendigkeit einer detaillierten Analyse).

5.8 Übersicht über einige Charakteristika von ausgewählten langzeitrelevanten Radionukliden

Zusammenfassend sind Radionuklide für die Langzeitsicherheit von Endlagern relevant, wenn sie mehrere der folgenden Eigenschaften aufweisen:

- großes Inventar des Radionuklids (z. B. die häufigsten Spaltprodukte aus der Höckerverteilung oder die Aktiniden Uran, Neptunium, Plutonium und Americium),
- lange Halbwertszeit (> 1000 Jahre),
- hohe oder moderate Mobilität (teilweise abhängig von Standortbedingungen).

Die Tab. 11 stellt die Charakteristika einiger Radionuklide zusammen, die in mehreren der bisher international durchgeführten Analysen zur Langzeitsicherheit von Endlagern für die Dosis eine nennenswerte Rolle gespielt haben. Um eine Vorstellung davon zu

geben, um welche Masse eines Stoffes es sich bei der endzulagernden Aktivität handelt, sind in der Tab. 11 die Aktivitäten auch in Massen umgerechnet.

Tab. 11: Charakteristika einiger ausgewählter Radionuklide in abgebranntem Brennstoff im Hinblick auf die Langzeitsicherheit von Endlagern (eigene Zusammenstellung)

Radio-nuklid	Halbwertszeit (Jahre)	Aktivität-inventar⁽¹⁾ ca. (Bq)	Masse ca. (t)	Mobilität⁽²⁾ (Bedingungen)
C-14	5.700	- ⁽³⁾	-	Gaspfad: mobil
Cl-36	300.000	1 E13 ⁽³⁾	0,007	Anion: mobil
Se-79	360.000	3,2 E14	0,1	Oxidiert: mobil
Tc-99	210.000	1,2 E16	0,2	Oxidiert: mobil
I-129	16.000.000	2,9 E13	4,6	Anion: mobil
Cs-135	2.000.000	3,9 E14	8	Kation: moderat mobil
Np-237	2.100.000	3,4 E14	13	Anion: moderat mobil
U-238	4.400.000.000	1,9 E14	15.000	Oxidiert: mobil

⁽¹⁾ ca. 17.400 t abgebrannter Kernbrennstoff als abgebrannte Brennelemente oder verglaster hochradioaktiver Abfall, mittlerer Abbrand, einige Jahre Lagerzeit

⁽²⁾ Mobilitätsgrad bzw. chemische Bedingung für Mobilität

⁽³⁾ Herkunft aus wärmeentwickelnden technologischen Abfällen, Inventare abgeschätzt

Die Zusammenstellung zeigt, dass alle hier berücksichtigten Radionuklide moderat mobile bis mobile Eigenschaften haben. Die Mobilität ist entscheidend für die Bewertung der Langzeitsicherheit. Liegen Isotope in einer vergleichsweise immobilen chemischen Form vor, stellen sie für den Menschen und die Biosphäre keine Gefährdung dar, da sie den Menschen nicht erreichen.

Die Halbwertszeiten der einzelnen Nuklide und ihre Inventare sind dagegen sehr unterschiedlich lang bzw. hoch. Solange die Radionuklide in einem Endlager eingeschlossen sind, sind diese Eigenschaften von geringerer Bedeutung für die langfristige Sicherheit des Menschen.

6 Endlagergebinde für wärmeentwickelnde Abfälle

Aufgrund der dargestellten Eigenschaften des wärmeentwickelnden radioaktiven Abfalls ist seine Behandlung (z. B. das Verglasen der Spaltproduktlösung) und insbesondere seine Verpackung erforderlich. Die Verpackung ermöglicht den Umgang mit den wärmeentwickelnden Abfällen, indem sie u. a. die radioaktive Strahlung abschirmt. Im Endlager ist eine Aufgabe der Verpackung, den Abfall so lange sicher einzuschließen, bis das Wirtsgestein bzw. die geotechnischen Barrieren diese Aufgabe übernehmen.

In der Strahlenschutzverordnung /SSV 01/ wird das Abfallgebinde als Einheit aus Abfallprodukt und Abfallbehälter einschließlich ggf. sonstiger Verpackungen definiert. Das Abfallprodukt ist dabei der verarbeitete radioaktive Abfall.

Für den Transport und die Zwischenlagerung können andere Verpackungen verwendet werden als für die Endlagerung. Deshalb wird in der Praxis der Begriff Endlagergebinde für das Abfallgebinde verwendet, das schließlich endgelagert wird. Im Folgenden werden die Konzepte für Endlagergebinde der mengenmäßig bedeutsamsten Abfälle betrachtet. Dies sind die Brennelemente aus den Leichtwasserreaktoren und die verpressten bzw. in einer Glasmatrix fixierten Abfälle aus der Wiederaufarbeitung.

In Deutschland wurde als Referenzkonzept die Endlagerung von bestrahlten Brennelementen und von verglasten hochradioaktiven Abfällen in dickwandigen metallischen Behältern (z. B. POLLUX-Behälter) in Strecken in einem Salzstock entwickelt. Für die HLW-Glas-Kokillen (CSD-V) wurde auch die Einlagerung von Kokillen in Bohrlöchern betrachtet. Dieses Referenzkonzept wurde Mitte der 80er Jahre als technisch und sicherheitsmäßig realisierbar bewertet. Über lange Zeit wurden keine weiteren Konzepte entwickelt. Aktuellere Überlegungen beziehen sich auf die Bohrlochlagerung von unzerlegten Brennstäben in Kokillen, der so genannten BSK-3 Kokille.

Diese Konzepte wurden für das Wirtsgestein Steinsalz entwickelt. Werden für die Endlagerung andere Wirtsgesteine in Betracht gezogen, müssen die Behälter aus unter den dann vorhandenen geochemischen Milieubedingungen korrosionsbeständigen Werkstoffen gefertigt werden. In einer Stellungnahme des Arbeitskreises für HAW-Produkte /KIE 01/ werden zusätzliche Umverpackungen vorgeschlagen, mit denen die bereits vorhandenen Abfallgebinde auch nachträglich noch verpackt werden können.

Im Nachfolgenden werden die derzeit wichtigsten Konzepte und Überlegungen für die Endlagerung dieser Abfälle dargestellt. Die Anforderungen, die sich aus Aspekten des Strahlenschutzes, der Handhabbarkeit und der Langzeitsicherheit ergeben, werden ebenfalls dargestellt.

6.1 Beschreibung der Endlagergebäude und Einlagerungskonzepte für wärmeentwickelnde Abfälle

Die beiden technischen Konzepte, die für die Einlagerung verfolgt werden, sind die Streckenlagerung und die Bohrlochlagerung. Die verschiedenen Einlagerungstechniken haben unterschiedliche Behälterkonzepte zur Folge. Prinzipiell ist aber auch eine Kombination der beiden Lagerungskonzepte in einem Endlager möglich.

Bei der Streckenlagerung ist die direkte Einlagerung in horizontal verlaufenden breiten tunnelartigen Strecken vorgesehen, bei der die Abfälle in dickwandigen Endlagerbehältern wie dem Pollux einzulagern sind (Kap. 6.1.1). Bei der Streckenlagerung besteht ausreichend Platz für Handhabung und Verfüllung im Einlagerungsbereich rund um das Abfallgebäude.

Bei dem zweiten Einlagerungskonzept, der Bohrlochlagerung, werden in der Einlagerungssohle Bohrlöcher mit einem im Vergleich zur Streckendimension geringen Durchmesser vertikal, schräg oder horizontal ins Wirtsgestein hineingetrieben. Sie nehmen den Abfall nur in dünnwandigen Behältern auf, den so genannten Kokillen. Für die verschiedenen wärmeentwickelnden Abfälle werden unterschiedliche Kokillen eingesetzt. Die Brennstäbe werden in Brennstabkokillen (BSK) (siehe Kap. 6.1.2), die verglasten Abfälle aus der Wiederaufarbeitung in HLW-(High Level Waste) Kokillen, und die verpressten technischen Abfälle aus der Wiederaufarbeitung in Frankreich in CSD-C-(Conteneur Standard de Déchets Compactés) Kokillen (siehe Kap. 6.1.3) verpackt. Die Länge der Bohrlöcher ist von der Geometrie des einschlusswirksamen Gebirgsbereichs, der Stapelfähigkeit der Endlagerbehälter sowie der Einlagerungstechnik abhängig.

Im Hinblick auf die abgebrannten Brennelemente ist dem Konzept der Streckenlagerung mit POLLUX-Behältern und dem der Bohrlochlagerung mit BSK-3 Kokillen gemeinsam, dass vollständige Brennstäbe eingelagert werden. Ein früher entwickeltes Konzept, bei dem die endzulagernden Brennstäbe zerschnitten wurden, wird derzeit nicht mehr verfolgt. Die Brennstäbe werden lediglich aus dem Brennelementgerüst ge-

zogen. Die Stäbe bleiben als äußere Hülle um die Brennstoffpellets intakt und können so weiter verpackt werden. Die Endstücke und sonstigen Strukturteile können verpresst und ebenfalls in Pollux-Behältern oder Kokillen verpackt werden.

6.1.1 Behälterkonzept Pollux

Beim Endlagerbehälter Pollux handelt es sich um einen dickwandigen, aber gegenüber dem Transport- und Zwischenlagerbehälter für abgebrannte Brennelemente (z. B. Typ Castor-Behälter) etwas leichteren Behälter. Er nimmt die Brennstäbe in einer höheren Packungsdichte als im Brennelement auf. Der Pollux besitzt einen Innenbehälter aus Schmiedestahl und einen Außenbehälter aus Sphäroguss (siehe Abb. 6).

Der Innenbehälter kann je nach Typ Brennstäbe aus bis zu 10 Druckwasserreaktor(DWR)- oder bis zu 30 Siedewasserreaktor(SWR)-Brennelemente aufnehmen, dies entspricht ungefähr einer Schwermetallmenge von 5,5 t. Die Brennstäbe werden in Büchsen verfüllt, wobei jede einzelne Brennstabbüchse die Brennstäbe von zwei DWR-Brennelementen oder sechs SWR-Brennelementen aufnehmen kann. Diese werden in den quadratisch ausgeführten inneren Bereich des Innenbehälters eingebracht. Der Innenbehälter kann alternativ zu den Brennstäben auch kompaktierte Brennelementskelette aufnehmen. Zur Sicherstellung des Einschlusses der Radionuklide ist der Innenbehälter des Pollux mit einem verschraubten Primär- und einem verschweißten Sekundärdeckel verschlossen. Der Innenbehälter ist so ausgelegt, dass er einem isostatischen Gebirgsdruck von 30 MPa standhält.

Der Außenbehälter aus Sphäroguss mit Kugelgraphit GGG 40 (Grauguss mit globulärer Graphitausbildung) dient u. a. der Abschirmung der radioaktiven Strahlung. Der äußere Abschirmbehälter muss dafür aber keine Dichtfunktion mehr übernehmen und besitzt deshalb nur einen vergleichsweise einfachen Schraubdeckel. Zur Verbesserung des Wärmeübergangs sind an der Außenfläche des Abschirmbehälters Aluminiumrippen angebracht.

Der gesamte Pollux-Behälter mit einem Brutto-Volumen von 10,2 m³ (Länge 5.517 mm, Durchmesser 1.560 mm) besitzt ein Brutto-Gewicht von 65 t. Zur Beladung von Pollux-Behältern ist der Betrieb einer entsprechenden Konditionierungsanlage erforderlich.

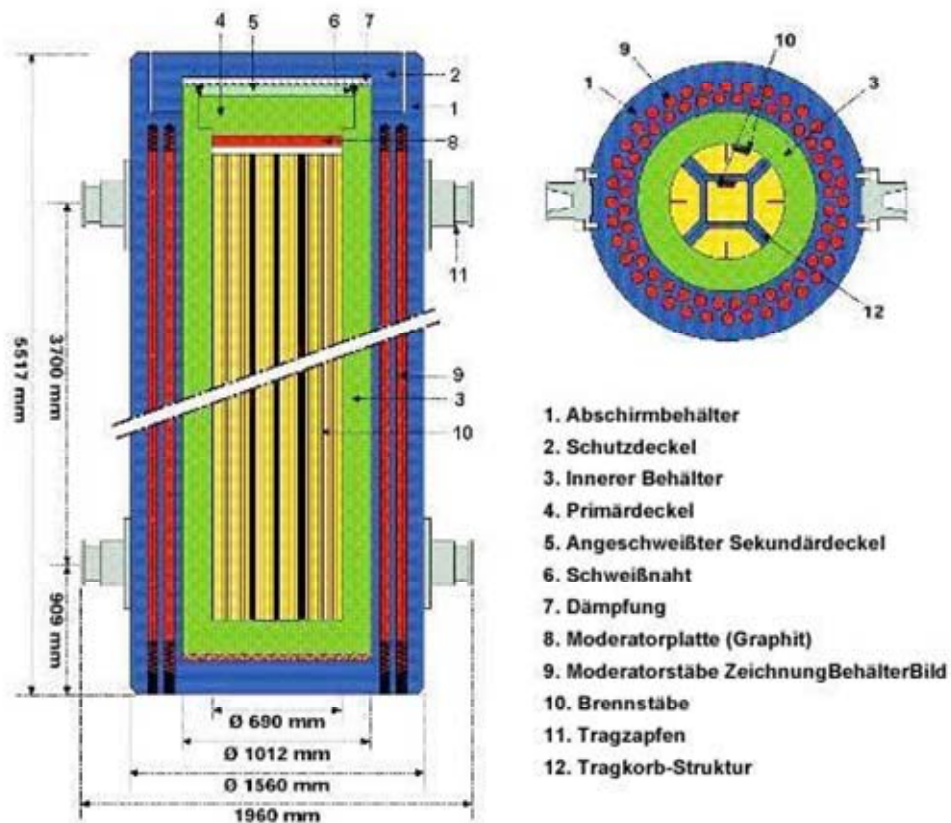


Abb. 6: Endlagerbehälter Pollux /GNS 05/

6.1.2 Behälterkonzept Brennstabkokille mit Transferbehälter

Die Brennstabkokille (BSK-3) soll prinzipiell nach dem gleichen Konzept in Bohrlöcher eingebracht werden wie die Kokillen aus der Wiederaufarbeitung. Sie besteht aus einem vergleichsweise dünnwandigem Behälter, der als unabgeschirmtes Gebinde in vertikale Bohrlöcher eingestellt wird. Die Brennstabkokille BSK-3 kann die Brennstäbe von jeweils drei DWR-Brennelementen bzw. neun SWR-Brennelementen aufnehmen /DBE 07b/. Die beladene Kokille wird anschließend verschweißt. Bis auf die Länge entspricht die BSK-3 Kokille in ihren Außenmaßen denen der HLW-Kokille (CSD-V-Standard). Aufgrund der Länge der Brennstäbe ist die BSK-3 Kokille knapp 5 m lang und damit das mehr als 3,5fache einer HLW-Kokille. Eine beladene BSK-3 Kokille wiegt auch etwa das 10fache einer HLW-Kokille. Die genauen Maßangaben sind in Tabelle 12 zusammengestellt.

Die Reaktorsicherheitskommission hält gemäß ihrer Stellungnahme vom März 2005 /RSK 05/ das Konzept prinzipiell für technisch realisierbar. Das Konzept hat gegenüber

dem Pollux-Konzept Vor- und Nachteile aufzuweisen, die für einen konkreten Endlagerstandort gegeneinander abgewogen werden müssten.

Als Vorteile eines Bohrlochkonzeptes mit Kokillenlagerung sind folgende Punkte zu nennen /DBE 07b/:

- Durch die gezielte Anordnung der verschiedenen Abfälle mit unterschiedlich hoher Wärmeentwicklung lässt sich der Wärmeeintrag in das Wirtsgestein und damit der Flächenbedarf optimieren.
- Die Bohrlochlagerung nutzt das Wirtsgestein in die Tiefe. Damit muss weniger Volumen für das Endlagerbergwerk aufgefahren werden.
- Durch den Verzicht auf Abschirmbehälter verringert sich das Gasbildungspotential aufgrund der Korrosion der Behälter.
- Die wesentlich geringeren Durchmesser der Bohrlöcher sind durch die Konvergenz des Salzes schneller vollständig eingeschlossen als die großen Durchmesser der Strecken, die für die Pollux-Lagerung erforderlich sind.
- Die identische Handhabungstechnik für BSK-3 Kokillen, HLW-Kokillen und CSD-C Kokillen spart Kosten und hilft Fehler vermeiden.

Nachteilig ist, dass die Brennstabkokille nicht alle Anforderungen während der Einlagerungsphase erfüllt. So muss für die Abschirmung von Strahlung und für die Stabilität während der Transportvorgänge die Kokille bis zur abschließenden Einlagerung im Bohrloch mit einem Overpack ausgestattet werden, dem sogenannten Transferbehälter. Aufgrund der erheblichen Länge und des deutlich größeren Gewichtes der BSK-3 Kokille im Gegensatz zur HLW-Kokille müssen auch neue Systeme für den Transport und die Einlagerung in das Bohrloch entwickelt werden. Neben dem Transferbehälter sind ein Plateauwagen, eine Einlagerungsvorrichtung und eine Bohrlochschleuse zu entwickeln. Im Rahmen eines Forschungsprogramms werden die Komponenten entwickelt, gebaut und im Maßstab 1:1 in einer ehemaligen Turbinenhalle erprobt. Die Ergebnisse dieses Forschungsvorhabens sollen im Jahr 2009 vorliegen.

Nach diesem Konzept teilt sich die Gewährleistung der Behälteranforderungen zwischen dem Transferbehälter und der Brennstabkokille auf. Die Brennstabkokille ge-

währleistet einen geeigneten Wärmeübergang, Kritikalitätssicherheit sowie ausreichende Stabilität bei der Einschleusung in das Bohrloch und gegenüber dem Gebirgsdruck im Bohrloch. Abschirmung radioaktiver Strahlung, mechanische Integrität des Behälters während Transport und Einlagerungsvorgang sowie Störfallsicherheit gegen Brand sind dagegen durch den umgebenden Transferbehälter sichergestellt. Nach der Einlagerung der Brennstabkokille in das Bohrloch wird der Transferbehälter wiederverwendet.

6.1.3 Behälterkonzept Kokillen aus der Wiederaufarbeitung

Die hochradioaktiven wärmeentwickelnden Abfälle wie die Spaltproduktlösung und die Feedklärschlämme werden verglast und in so genannte HAW bzw. HLW-Kokillen verpackt. Die Glaskokillen aus Frankreich heißen nach französischem Standard auch CSD-V (Conteneur standard de déchets vitrifiés). Die Borosilikatglasschmelze wird gemeinsam mit dem hochaktiven Abfall in die Edelstahlkokillen eingefüllt und anschließend verschweißt. Die Vorteile des Glaskörpers sind seine mechanische Stabilität bei Umgebungstemperatur, seine Resistenz gegenüber radioaktiver Strahlung und der sichere Einschluss von Radionukliden.

Neben den verglasten Abfällen entstehen auch andere Wiederaufarbeitungsabfälle. Diese werden voraussichtlich nur aus Frankreich zurückgeliefert, während sie bei den Abfällen aus der Wiederaufarbeitung in England aufgrund der Substitutionsvereinbarungen entfallen (s. Kap. 2.2). Derzeitiges Ziel ist, alle WAA-Abfälle aus Frankreich in Behälter mit gleichen Außenabmessungen zu verpacken. Für die so entstehenden Einheitsgebände können dann die gleichen Transport- bzw. Transferbehälter und Handhabungswerkzeuge verwendet werden.

Die technologischen Abfälle und die Hülsen und Endstücke werden kompaktiert, d. h. mit hohem Druck auf ein Viertel ihres Volumens verpresst. Die entstehenden Presslinge werden in Edelstahlkokillen, die in ihren Außenabmessungen den HLW-Kokillen entsprechen, verfüllt. Die Kokillen werden als CSD-C (Conteneur standards de déchets compactés) bezeichnet. Sie können 5 bis 7 Presslinge aufnehmen. Pro Tonne aufgearbeitetem Schwermetall entstehen ca. 1,3 CSD-C Kokillen.

Für die Abwässer aus den französischen Wiederaufarbeitungsanlagen ist ein neues Verfahren vorgesehen. Die Wässer werden zukünftig eingedampft und die entstehenden Konzentrate verglast. Das Glasprodukt (so genanntes MAW-Glas) wird in Kokillen

mit der Typenbezeichnung CSD-B mit gleichen Außenabmessungen wie die CSD-V verfüllt. Es wird mit max. 600 Kokillen gerechnet (Stand Juli 2007). Nach Abschluss der Entwicklungsarbeiten kann sich diese Zahl aber noch reduzieren /BFS 08b/.

Für den Transport von Frankreich nach Deutschland und die Zwischenlagerung in Deutschland werden die Kokillen in geeignete Transportbehälter (z. B. CASTOR) verpackt. Je nach Lagerkonzept können die Kokillen entweder in dickwandige Behälter vom Typ Pollux für die Streckenlagerung verpackt werden oder unter Verwendung eines angepassten Transferbehälters in Bohrlöcher eingestellt werden. Auf dem Bohrlochkonzept für die HLW-Kokillen bauen die Konzepte für alle anderen Kokillen auf.

Da die Herstellung des Abfallproduktes und seine Verpackung in Frankreich erfolgt und die Endlagerung der deutschen Wiederaufarbeitungsabfälle dann in Deutschland stattfindet, sind umfangreiche Abstimmungsmaßnahmen erforderlich. Im Allgemeinen findet bereits während der Entwicklung des Verfahrens zur Herstellung eines Abfallproduktes ein intensiver Austausch statt. Die Spezifikation des Abfallgebundes wird bei der Herstellerfirma in Frankreich erstellt und der deutschen Aufsichtsbehörde zur Prüfung vorgelegt. Nach Prüfung wird dieser Spezifikation eventuell unter Auflagen im Rahmen eines Approvals (Zustimmung) stattgegeben. Vertreter der Produktkontrollstelle (PKS) des Bundesamtes für Strahlenschutz führen dann halbjährliche Inspektionen der Anlagen in La Hague durch.

6.1.4 Zusammenstellung der technischen Daten der Endlagergebände

Die verschiedenen diskutierten Endlagerbehälter werden zur Übersicht in Tabelle 12 aufgeführt. Über die CSD-B Kokillen zur Aufnahme des MAW-Glases liegen noch keine detaillierteren Angaben vor. Sie sollen aber in ihren Außenabmessungen den CSD-V bzw. CSD-C Kokillen entsprechen.

Tab. 12: Verschiedene Endlagerbehältertypen

Endlager- behälter	BSK-3	CSD-C Ko- kille	CSD-V Kokille (HLW)	CSD-B Kokille	Pollux-10
Durchmesser	Ø außen 0,43 m	Ø außen 0,43 m	Ø außen 0,43 m	Ø außen 0,43 m	Ø außen 1,56 m Ø innen 0,69 m
Länge	4,98 m	1,335 m	1,335 m	1,335 m	5,517 m
Wandstärke	45 mm	5 mm	5 mm	5 mm	435 mm
Beladung tSM pro Ge- binde	1,6 tSM	-	-	-	5,4 tSM
Gesamt- gewicht	5,2 t	bis 0,85 t	0,5 t	*	65 t
Inhalt	3 BE DWR / 9 BE SWR	5 – 7 Pel- lets	HAW- Glas	MAW-Glas	10 BE DWR / 30 BE SWR
Beladung	Uran/MOX	- Hülsen und End- stücke - Technolo- gieabfälle	Spaltpro- duktlö- sung	Abwasser- konzentrat	Uran/MOX
Gebinde pro verarbeitete tSM	0,6	1,3	0,8	ca. 0,25	0,2
* keine Angaben					

Wenn die wärmeentwickelnden radioaktiven Abfälle ausschließlich in Kokillen verpackt und in Bohrlöcher eingebracht werden, wird die Zahl der endzulagernden Gebinde in /DBE 07b/ wie folgt abgeschätzt:

- 4778 HLW Kokillen
- 8764 CSD-C Kokillen
- 5525 BSK-3 Kokillen

Die nachfolgende Abbildung verdeutlicht die Größenverhältnisse der verschiedenen zur Anwendung kommenden Kokillen:

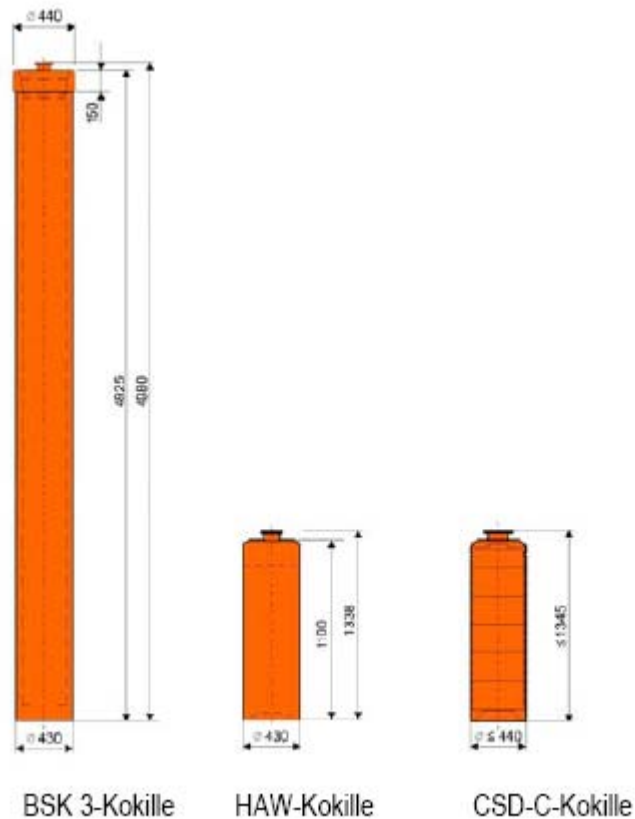


Abb. 7: Größenverhältnisse verschiedener Endlagerbehälter bzw. Kokillen /DBE 07b/

6.2 Anforderungen an Endlagergebäude für wärmeentwickelnde Abfälle

Anforderungen an den Endlagerbehälter ergeben sich während der ober- und unterirdischen Transportvorgänge, der Einlagerungsvorgänge und der unterirdischen Lagerung bis das Wirtsgestein bzw. die geotechnischen Barrieren die Barrierefunktion übernehmen. Im Wirtsgestein Steinsalz nimmt der Zeitraum, bis von dem Behälter kein Kredit mehr genommen werden muss, voraussichtlich einige wenige Jahrzehnte in Anspruch. Im Wirtsgestein Tonstein sind dagegen längere Standzeiten erforderlich. Im Granit übernehmen ausschließlich der Behälter und die ihn direkt umgebenden künstlichen Barrierematerialien die Barrierefunktion.

Während aller Vorgänge ist der Strahlenschutz für die Bevölkerung und für das Betriebspersonal sowohl beim betrieblichen Umgang als auch bei Störfällen sicherzustellen. Gleichzeitig muss die Handhabbarkeit der Endlagergebände sicher gestellt sein. Nachfolgend sind die Anforderungen, die an ein Abfall- bzw. Endlagergebäude zu stellen sind, zusammen gestellt:

- **Strahlungsbegrenzung am Abfallgebäude:** Als Maßnahmen stehen entweder die Begrenzung des Aktivitätsinventars pro Gebäude oder zusätzliche Abschirmungsmaßnahmen des Aktivitätsinventars zur Verfügung:
 - Aktivitätsinventarbegrenzung: Insbesondere hochabgebrannte MOX-Brennelemente geben aufgrund des hohen Gehalts an Transuranen erhebliche Neutronenstrahlung ab, die zwei bis drei Größenordnungen über der von abgebrannten Uran-Brennelementen liegt. Deshalb können entweder wenige MOX-Brennstäbe kombiniert mit einer größeren Anzahl an Uran-Brennstäben zusammen in einem Gebäude konditioniert werden oder weniger Brennstäbe pro Gebäude untergebracht werden.
 - Abschirmung: Die radioaktive Strahlung des Abfalls kann im Wesentlichen durch den Werkstoff und die Wandstärke des Endlagerbehälters bzw. Transferbehälters, aber auch durch spezielle neutronenabsorbierende Einbauten, abgeschirmt werden. So dient beispielsweise beim Pollux ein äußerer Behälter aus Sphäroguss GGG 40 mit Kugelgraphit der Abschirmung durch Reduzierung der Gamma- und Neutronendosisleistung des Abfallgebüdes. Spezielle in der Außenbehälterwand eingelagerte Moderatorstäbe und eine Moderatorplatte aus Polyethylen unterhalb des Deckels bewirken zusätzlich ein Abbremsen und Absorbieren der ausgesendeten Neutronenstrahlung.

Für Polluxbehälter, Transferbehälter für Kokillen oder alle anderen zur Abschirmung im Endlager eingesetzten Behälter wird daher eine Aktivitäts- und Dosisleistungsbegrenzung festzulegen sein, die mit der von Zwischenlagerbehältern für abgebrannte Brennelemente vergleichbar ist. Zu berücksichtigen sein wird bei der Behälterauslegung ein sogenannter Planungsrichtwert, der weit unterhalb des gesetzlichen Grenzwertes für beruflich strahlenexponierte Personen festgelegt ist. Der Grenzwert beträgt insge-

samt maximal 20 mSv/a und der Planungsrichtwert liegt für nicht vermeidbare Exposition durch äußere Strahlung bei kleiner 5 mSv/a.

- **Dichtheit des Abfallgebindes:** Bei den verschiedenen Kokillentypen wird die Dichtheit durch Verschweißen sichergestellt. Der dazugehörige Transferbehälter benötigt daher keine Dichtheitsfunktion. Der Innenbehälter des Pollux verfügt mit einem verschraubten Primär- und einem verschweißten Sekundärdeckel über ein ähnlich sicheres Dichtungssystem. Im Endlagerbehälter sind die abgebrannten Kernbrennstoffe durch das Brennstabhüllrohr und die Brennstoffmatrix zusätzlich gegen eine Freisetzung gesichert. Auch die HAW-Spaltprodukte sind in der Glasmatrix fixiert. Aufwändige Dichtungssysteme und Maßnahmen zur Leckratenbestimmung wie bei Zwischenlagerbehältern werden bei den Endlagerbehältern durch die endgültige Verschweißung der Abfallbehälter nicht mehr erforderlich. Inkorporationen und Kontaminationen für das Betriebspersonal durch Undichtigkeiten der Endlagergebäude sind damit im Normalbetrieb weitgehend auszuschließen.
- **Korrosionsbeständigkeit des Abfallgebindes:** Während der Einlagerungsphase im Steinsalz muss Korrosion durch Luftfeuchtigkeit oder Wasserzutritt so lange ausgeschlossen werden können, bis das Wirtsgestein die Barrierenfunktion des Behälters übernimmt. Bei der Bohrlochlagerung im Steinsalz kann gegenüber der Streckenlagerung sehr frühzeitig von einem Verschluss ausgegangen werden, da das zu schließende Hohlraumvolumen geringer ist. Bis zum Einschluss der Behälter kann die Korrosionsbeständigkeit der Endlagerbehälter durch korrosionsresistente Werkstoffe sichergestellt werden. Bei den Wirtsgesteinen Tonstein und Granit ist als zusätzliche Barriere meist eine Behälterummantelung aus Bentonit vorgesehen. Der Bentonit, ein mineralischer Ton, ist aufgrund seines hohen Quellvermögens und Adsorptionsvermögens besonders geeignet, den Wasserzutritt zum Abfallgebäude und die Gasfreisetzung aus dem Abfall zu unterbinden und wirkt somit als geotechnische Barriere rund um den Endlagerbehälter.
- **Störfallsicherheit des Abfallgebindes:** Für jeden Behältertyp und sein Abfallinventar ist der Nachweis zu erbringen, dass auch aus einem Störfall resultierende radioaktive Freisetzungen die Störfallplanungswerte der Strahlenschutzverordnung nicht überschreiten. Alle im Endlager eingesetzten Behältertypen müssen daher unter Berücksichtigung der spezifischen Handhabungs-

vorgänge geeignet ausgelegt und konstruiert werden. Deshalb ist die Störfallsicherheit der Abfallgebinde während der Verbringung aus dem oberirdischen in den untertägigen Endlagerbereich und bei der Einlagerung für eine Reihe von zu unterstellenden Störfallszenarien durch die Behälterauslegung sicherzustellen. Durch diese Störfallszenarien werden hohe Anforderungen an die Stoßfestigkeit, Stabilität und Brandsicherheit der Behälter gestellt. Nach Verschluss des Endlagers sind sie nicht mehr relevant, da keine Handhabung mehr stattfindet. Durch die Auslegung der Behälter gegen diese Störfälle ist eine Freisetzung von radioaktiven Stoffen im Endlager während des Endlagerbetriebes nahezu auszuschließen. Selbst bei einem Integritätsverlust eines oder auch mehrerer Behälter wird eine Freisetzung von Teilen des radioaktiven Behälterinventars - wenn überhaupt - nur sehr begrenzt stattfinden. Durch die Fixierung der Kernbrennstoffe in einer langzeitstabilen keramischen Abfallmatrix und ihren Einschluss in Brennstabhüllrohren ist bereits ein nahezu vollständiger Ausschluss von Freisetzungsmechanismen gegeben. Auch die Spaltprodukte sind innerhalb der HLW-Kokillen in einer Glasmatrix fixiert.

- **Behälterintegrität:** Alle eingesetzten Behälter werden einer Prüfung durch die Bundesanstalt für Materialwissenschaften (BAM) unterzogen und bedürfen einer Zulassung. Die Prüfungen der BAM umfassen auch qualitätssichernde Maßnahmen zur Sicherheit von Vorrichtungen am Behälter für die Handhabung, wie beispielsweise Tragzapfen und die entsprechenden Schweißnähte. Zur Schadensbegrenzung bei Ereignissen oder Störfällen während des Betriebes sollen sie einen bestimmten Absturz oder Aufprall und ein Schadensfeuer ohne unzulässigen Integritätsverlust bzw. ohne unzulässige Freisetzung von Radioaktivität überstehen. Zusätzlich müssen die Auswirkungen des Gebirgsdrucks im angestrebten Einlagerungshorizont berücksichtigt werden, um Freisetzungen aus bereits länger einlagernder Gebinde noch während der Betriebszeit ausschließen zu können. Bisher wird als Anforderung eine Behälterintegrität von wenigen hundert Jahren angenommen, um die Einlagerungsphase und die zu Beginn am stärksten ausgeprägte wärmeentwickelnde Phase ohne Integritätsverlust zu überstehen. Zur Vermeidung eines überhöhten Wärmeeintrages darf nach derzeitiger Vorstellung die Kontakttemperatur zwischen Behälter und Steinsalz 200°C nicht überschreiten, was bei der Behälterauslegung zu berücksichtigen ist. Für Granit und Tonstein werden erheblich niedrigere Kontakttemperaturen von ca. 100°C einzuhalten sein, was einen höheren Platzbedarf im Endlager mit sich führt.

- **Mechanische und fernbediente Hantierbarkeit im Endlager:** Vorkehrungen zum Schutz vor innerer und äußerer Strahlenexposition des Betriebspersonals sollen gemäß § 43 StrlSchV mit Hilfe baulicher und technischer Vorrichtungen oder geeigneten Arbeitsverfahren sichergestellt werden. Diese Anforderung an den Automatisierungs- bzw. Fernbedienungsgrad des Einlagerungsprozesses muss auch bei der Behälterauslegung Berücksichtigung finden. Zur Identifizierung der im Endlager zu unterstellenden Abläufe sind zunächst die genauen Vorgänge, geometrischen Verhältnisse und Kräfte bei der Einlagerung zu untersuchen und die Behälteranforderungen an die Ergebnisse der zu leistenden Sicherheitsanalysen und Randbedingungen durch die Handhabung im Endlager anzugleichen. Während beim Pollux und beim Transferbehälter das Gewicht für die Handhabung im Endlager von besonderer Relevanz ist, muss bei der Hantierung der dünnwandigen Kokillen die Gewährleistung der Stabilität im Vordergrund stehen. Die fernbediente Hantierung der Abfallgebinde sowie die Förderung in den ca. 800 m tiefen Einlagerungsbereich erfordert feste Innenkonstruktionen der Tragekörbe und Inneneinbauten der Behälter sowie Vorrichtungen am Behälter und geeignete Abmaße für die Handhabung durch die bei der Einlagerung verwendeten Maschinen. Entsprechend der vorgesehenen Handhabung sind Stoßdämpfer oder andere Aufsätze zur sicheren Hantierung zu ergänzen.

Damit die Anforderungen, die an Endlagergebinde zu stellen sind, eingehalten werden, werden Endlagerbedingungen entwickelt. Diese orientieren sich eng an dem letztendlich ausgewählten Endlagerstandort und dem Einlagerungskonzept. Entsprechend gibt es für wärmeentwickelnde radioaktive Abfallgebinde bis jetzt keine verbindlichen Einlagerungsbedingungen wie beispielsweise für nicht wärmeentwickelnde Abfälle, die im Endlager Konrad endgelagert werden sollen.

Bisher gibt es Spezifikationen, die den Abfallstrom qualifizieren. Außerdem werden die Daten der einzelnen Abfallgebinde erfasst. Ziel ist, bereits bei der Entstehung des Abfallgebundes alle relevanten Daten zu erfassen. So sollen spätere Untersuchungen an den Abfallgebunden vermieden werden. Die Angaben, die als endlagerrelevant zu betrachten sind, hat der Arbeitskreis HAW-Produkte in seinen Empfehlungen zusammengefasst /KIE 01/. Im Einzelnen handelt es sich um folgende Angaben bzw. Kenngrößen:

- Gesamtaktivität (β/γ - und α -Aktivität, Neutronenquellstärke)

- Aktivitäten relevanter Radionuklide, dazu zählen Aktivierungsprodukte (Co-60, Cl-36 etc.), flüchtige Nuklide (Tritium, Kr-85, C-14, I-129, Rn-222 etc.), Spaltprodukte (Cs-137, Sr-90 etc.), Aktinide (Np-237, Am-241, Cm-244, Uran- und Plutonium-Isotope etc.)
- Kritikalitätssicherheit, dazu sind Angaben zur Spaltstoffkonzentration (U-233, U-235, Pu-239 und Pu-241) und zur Konzentration spaltbarer Aktiniden erforderlich. Außerdem müssen die Mengen an Neutronenabsorber-, Moderator- und Reflektormaterialien sowie die Verteilung des Spaltstoffs erfasst sein.
- Thermische Leistung des Gebindes; Angaben zur Wärmeleitfähigkeit und zur maximalen Zentraltemperatur müssen in der Spezifikation beschrieben sein.
- Dosisleistung am Gebinde (γ und Neutronen) jeweils an der Gebindeoberfläche als auch in 1 m Abstand
- Oberflächenkontamination (getrennt nach α - und β/γ -Kontaminationen), dazu werden z. B. Messungen und Sichtkontrollen durchgeführt.
- Beschreibungen des Abfallproduktes, sie variieren, je nachdem um was für einen Abfall es sich handelt. Es sind z. B. Angaben zur Verglasung erforderlich oder Angaben zur Herkunft und Einsatzzeiten der Brennstäbe.
- Hydrolytische Beständigkeit, dazu sind u. a. Aussagen zum Korrosionsverhalten in Lösungen erforderlich. Diese Angaben werden bereits in der Spezifikation des Abfallproduktes ermittelt.
- Daten zum Endlagerbehälter, wie z. B. Werkstoff, Qualität der Schweißnähte, Gewicht, Dimension, Korrosionsbeständigkeit usw.
- Endlagergebundemasse
- Mechanische Eigenschaften wie Stapelbarkeit, Handhabbarkeit, Integrität des Gebindes
- eindeutige unverwechselbare Kennzeichnung des Gebindes

Diese Angaben werden in Gebindebegleitdokumentationen und den allgemeinen Spezifikationen des Abfallstroms erfasst. Hinter den einzelnen aufgelisteten Punkten verbergen sich detaillierte Einzelangaben. Es kann nicht ausgeschlossen werden, dass weitere Angaben erforderlich werden, sobald ein Endlagerstandort ausgewählt wurde.

7 Literatur

Hinweis: Dieses Literaturverzeichnis enthält alle in diesem Anhang zitierte Literatur.

- /AND 06/ Agence nationale pour la gestion des déchets radioactifs (ANDRA): „Inventaire national des déchets radioactifs et des matières valorisables – Edition 2006“, Rapport de synthèse 2006
- /AND 08/ Agence nationale pour la gestion des déchets radioactifs (ANDRA), Stand vom 21.04.2008 abrufbar unter <http://www.andra.fr>
- /ATG 02/ Gesetz über die friedliche Verwendung der Kernenergie und den Schutz gegen ihre Gefahren, BGBl I 1959, 814; (Stand: Neugefasst durch Bek. v. 15.7.1985 I 1565; zuletzt geändert durch Art. 8 G v. 6. 1.2004 I 2)
- /ATW 01/ atw: Jahrbuch der Atomwirtschaft 2001, Inforum Verlags- und Verwaltungsgesellschaft mbH
- /BFS 05/ Bundesamt für Strahlenschutz: Konzeptionelle und sicherheitstechnische Fragen der Endlagerung radioaktiver Abfälle – Wirtsgesteine im Vergleich – Synthesebericht des Bundesamtes für Strahlenschutz, Salzgitter 2005
- /BFS 07a/ Bundesamt für Strahlenschutz: Stilllegung von Leistungs- und Prototypreaktoren – Abrufbar unter:
http://www.bfs.de/de/kerntechnik/stilllegung/stilllegung_reaktoren.html
Stand vom 07.08.2007
- /BFS 07b/ Bundesamt für Strahlenschutz, „Abfallmengen / Prognosen“, Stand vom 17.12.2007, abrufbar unter:
http://www.bfs.de/de/transport/endlager/abfall_prognosen.html
- /BFS 08a/ Bundesamt für Strahlenschutz
Tabelle „Erzeugte Elektrizitätsmengen (netto) der deutschen Kernkraftwerke, Übertragung von Produktionsrechten und Erfassung der Reststrommengen“, Stand 18.02.2008
abrufbar unter www.bfs.de

- /BFS 08b/ Bundesamt für Strahlenschutz: „Rückführung von radioaktiven Abfällen aus der Wiederaufarbeitung von Brennelementen aus Frankreich und Großbritannien“, Stand vom 07.03.2008, abrufbar unter <http://www.bfs.de/de/transport/endlager/rueckfuehrung.html>
- /BMF 77/ Der Bundesminister für Forschung und Technologie (Herausgeber): Zur friedlichen Nutzung der Kernenergie – eine Dokumentation der Bundesregierung, Bonn 1977
- /BMU 07/ Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU), Referat Öffentlichkeitsarbeit
„Übereinkommen über nukleare Sicherheit – Bericht der Regierung der Bundesrepublik Deutschland für die Vierte Überprüfungstagung im April 2008“, Berlin, Oktober 2007
- /BMU 08/ Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU), Referat Öffentlichkeitsarbeit
„Gemeinsames Übereinkommen über die Sicherheit der Behandlung abgebrannter Brennelemente und über die Sicherheit der Behandlung radioaktiver Abfälle – Bericht der Bundesrepublik Deutschland für die dritte Überprüfungskonferenz im Mai 2009“, Berlin, Veröffentlichung geplant für Oktober 2008
- /BMV 04/ Bundesministerium für Verkehr, Beförderung radioaktiver Stoffe, Richtlinien für das Verfahren der Bauartzulassung von Versandstücken zur Beförderung radioaktiver Stoffe - R 003 vom 17.11.2004, Verkehrsblatt, Heft 23, 2004, S. 594-599
- /BUN 01/ Deutscher Bundestag – 14. Wahlperiode
Bundestags-Drucksache 14/3893, S. 68 - 70
- /DBE 05/ DBE Technology GmbH, Eschenstraße 55, 31201 Peine, „Optimierung der Direkten Endlagerung durch Kokillenlagerung in Bohrlöchern, Machbarkeitsstudie und Entwurfs- und Konzeptplanung“, Förderkennzeichen: 02 E 9854 Kurzinfo.- Abrufbar unter: http://hikwww1.fzk.de/ptwte/e/PTE_FB29.pdf am 8.12.2006

- /DBE 07a/ DBE TECHNOLOGY GmbH, Peine
Marion Tholen, Wilhelm Bollingerfehr
„Vorstudie über die Rückführung der Wiederaufarbeitungsabfälle von Brennelementen deutscher Forschungsreaktoren aus der WA Dounreay, Schottland (RETURN)“
Tagungsband KONTEC 2007, Dresden, März 2007
- /DBE 07b/ DBE TECHNOLOGY GmbH
Bollingerfehr, Wilhelm, Filbert, Wolfgang: „Optimierung der Direkten Endlagerung ausgedienter Brennelemente durch Kokillenlagerung in Bohrlöchern“, atw – Zeitschrift für Kernenergie, 52. Jahrgang, Heft 3, März 2007
- /DOE 02/: U.S. Department of Energy - Office of Civilian Radioactive Waste Management: Final Environmental Impact Statement for a Geologic Repository for the Disposal of Spent Nuclear Fuel and High-Level Radioactive Waste at Yucca Mountain, Nye County, Nevada. - DOE/EIS-0250, Washington(DC), February 2002
- /DOE 03/ United States Department of Energy (US DOE): „United States of America – National Report – Joint Convention on the Safety of Spent Fuel Management and the Safety of Radioactive Waste Management“, Mai 2003
- /EUK 99/ Empfehlung der Europäischen Kommission vom 15. September 1999 für ein Klassifizierungssystem für feste radioaktive Abfälle, Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften L265 vom 13.10.99
- /EWN 08/ Energiewerke Nord GmbH
„ZLN – Zwischenlager Nord“, Stand vom 12.03.2008
abrufbar unter www.ewn-gmbh.de/typo3temp/pics/2e6dd93be5.jpg
- /FRA 06/ JOURNAL OFFICIEL DE LA RÉPUBLIQUE FRANÇAISE, LOI n° 2006-739 du 28 juin 2006 de programme relative à la gestion durable des matières et déchets radioactifs, J.O n° 149 du 29 juin 2006 page 9721 texte n° 1

- /GNS 05/ Gesellschaft für Nuklearservice GmbH, „Pollux-Behälter, Design Merkmale“ Kurzinfo.- Abrufbar unter:
<http://www.gns.de/generator.aspx/templated=renderPage/lang=de/id=35680.html> am 8.12.2006
- /HER 83/ A.G. Herrmann: Radioaktive Abfälle – Probleme und Verantwortung, Springer-Verlag Berlin Heidelberg 1983
- /IAE 94/ International Atomic Energy Agency, Safety Series No. 111-G-1.1, “Classification of radioactive Waste”, Wien 1994
- /IAE 06/ International Atomic Energy Agency, IAEA Safety Standards Series for protecting people and the environment, „Classification of Radioactive Waste“, Draft Safety Guide No. DS 390, Stand 03.07.2006
- /IAE 07/ International Atomic Energy Agency, Wien, „Nuclear Power Reactors in the world“, Reference Data Series No. 2, 2007 Edition
- /IPP 95/ IPPNW (Hrsg.): Die Endlagerung radioaktiver Abfälle, Verlag s. Hirzel Stuttgart – Leipzig 1995
- /KIE 01/ Kienzler, B., Loida, A. (Hrsg.): Endlagerrelevante Eigenschaften von hochradioaktiven Abfallprodukten – Charakterisierung und Bewertung – Empfehlungen des Arbeitskreises HAW-Produkte, Forschungszentrum Karlsruhe, Institut für Nukleare Entsorgung FZKA 6651, Karlsruhe 2001
- /LOI 91/ Loi 91-1381 du décembre 1991 relative aux recherches sur la gestion des déchets radioactifs, France 1991
- /MÖL 07/ Kai D. Möller, „Challenges Dealing with Depleted Uranium Germany – Re-use or Disposal“,
Proceedings of the 11th international Conference on Environmental Remediation and Radioactive Waste Management, ICEM2007, Brügge, September 2007

- /RSK 05/ Reaktorsicherheitskommission, RSK-Stellungnahme: „Sicherheitstechnische Aspekte konzeptioneller Fragestellungen zur Endlagerung von bestrahlten Brennstäben mittels Kokillen in Bohrlöchern anhand eines Vergleiches mit dem Konzept ‚Streckenlagerung von dickwandigen Behältern‘“, 380. RSK Sitzung, Berlin, 31.03.2005
- /SBK 05/ Svensk Kärnbränslehantering AB, “Deep repository for spent nuclear fuel” Kurzinfo.- Abrufbar unter: <http://www.skb.se/templates/SKBPage8735.aspx> am 8.12.2006
- /SSV 01/ Verordnung über den Schutz vor Schäden durch ionisierende Strahlung (Strahlenschutzverordnung – StrlSchV) vom 20. Juli 2001, letzte Änderung durch Gesetz vom 1. September 2005 (BGBl. I, S.2618)
- /VDE 98/ Arbeitskreis „Radioaktive Abfälle“ der Vereinigung Deutscher Elektrizitätswerke – VDEW e. V (Herausgeber): Entsorgung von Kernkraftwerken – eine gelöste Aufgabe, Frankfurt am Main, Oktober 1998
- /WVK 04/ Wirtschaftsverband Kernbrennstoffkreislauf e. V.: Zahlen und Fakten – Abrufbar unter: www.kernbrennstoff.de/zahlenundfakten/entsorgung.html (letzte Aktualisierung 16.03.2004) am 26.04.2004

8 Weiterführende Literatur

Hinweis: Dieses Verzeichnis enthält als Ergänzung wichtige weiterführende Literatur zum Thema dieses Anhangs, die in diesem Anhang nicht explizit zitiert wurde. Zitierte Literatur findet sich im Literaturverzeichnis.

Brücher, H., Curtius, H., u.a.: Untersuchungen zur Radionuklidfreisetzung und zum Korrosionsverhalten von bestrahlten Kernbrennstoff aus Forschungsreaktoren unter Endlagerbedingungen – Abschlussbericht; Forschungszentrum Jülich, Institut für Sicherheitsforschung und Reaktortechnik, Jülich, 2001

Buchheim, B., Fellenberg, H. von, Rohr, D.: Ermittlung von Art und Menge chemotoxischer Stoffe in allen Arten radioaktiver Abfälle und Bewertung ihrer Freisetzung im Hinblick auf das Schutzziel des Wasserhaushaltsgesetzes, Buchheim Engineering PSP-Nr. WS 1004, Fällanden/Schweiz, 2005

Buhmann, D., Nies, A., Storck, R.: Analyse der Langzeitsicherheit von Endlagerkonzepten für wärmeerzeugende radioaktive Abfälle, GSF-Bericht 27/91, GSF-Forschungszentrum für Umwelt und Gesundheit GmbH, 1991

Bundesamt für Strahlenschutz: Auflistung kerntechnischer Anlagen in der Bundesrepublik Deutschland, Salzgitter 2007

Closs, K.D.: Anforderungen an Plutonium-Abfallprodukte aus der Sicht der Endlagerung – Deutsche Physikalische Gesellschaft, 64. Physikertagung, R. 6, Bd. 35(2000) SYP, Dresden 2000

Engelmann, H. J.: Direkte Endlagerung ausgedienter Brennelemente DEAB (02E84727), aktives Handhabungsexperiment mit Neutronenquellen – Abschlussbericht, Deutsche Gesellschaft zum Bau und Betrieb von Endlagern für Abfallstoffe mbH, Peine, 1995

Gmal, B., Hesse, U., Hummelsheim, K. et al.: „Untersuchungen zur Kritikalitätssicherheit in der Nachbetriebsphase eines Endlagers für ausgediente Kernbrennstoffe in unterschiedlichen Wirtformationen“, Gesellschaft für Anlagen- und Reaktorsicherheit (GRS)mbH, GRS-A-3240, Garching, 2004

International Atomic Energy Agency: New Developments and Improvements in Processing of „Problematic“ Radioactive Waste – Results of a coordinated research project 2003 – 2007, IAEA-TECDOC-1579, Wien 2007

International Atomic Energy Agency: Categorizing Operational Radioactive Wastes, IAEA-TECDOC-1538, Wien, 2007

International Atomic Energy Agency: Strategy and Methodology for Radioactive Waste Characterization, IAEA-TECDOC-1537, Wien 2007

International Atomic Energy Agency (IAEA/OECD/NEA): Geological Disposal of Radioactive Waste, Safety Requirements No. WS-R-4, Wien, 2006

International Atomic Energy Agency: The Principles of Radioactive Waste Management, Safety Series No. 111-F, Wien, 1995

Kienzler, B., Bosbach, D., Bauer, A. et al.: „Geochemische begründete Eingangsparameter für Kritikalitätsanalysen“, Forschungszentrum Karlsruhe – Institut für Nukleare Entsorgung (INE), Karlsruhe 2003

Mengel, K.: Mobilization and Immobilization of Repository-Related Trace Elements in Granitic Rock, TU Clausthal - Institut für Mineralogie und Mineralische Rohstoffe, Fachgebiet Mineralogie-Geochemie-Salzlagerstätten, 2001

Pitterich, H., Brückner, C.: Untertägige Entsorgung chemotoxischer Abfälle – Praxis und Forschungsvorhaben, Nachrichten-Forschungszentrum Karlsruhe, Vol. 30, 2/98, Karlsruhe 1998

Reaktor-Sicherheitskommission (RSK): RSK-Stellungnahme – Gase im Endlager, 379. Sitzung, 27.01.2005

Reaktor-Sicherheitskommission (RSK): RSK-Stellungnahme: „Spezifikation der Fa. Areva/Cogema zu hochdruckkompaktierten radioaktiven Abfällen (CSD-C) aus der Wiederaufarbeitung von deutschen LWR-Brennelementen“, 386. Sitzung, 08.09.2005

Reaktor-Sicherheitskommission (RSK): RSK-Stellungnahme zum Synthesebericht des BfS „Konzeptionelle und sicherheitstechnische Fragen der Endlagerung radioaktiver Abfälle – Wirtsgesteine im Vergleich“, 395. Sitzung, 13.09.2006

Rübel, A., Noseck, U., Müller-Lyda, I., Kröhn, K.-P., Storck, R.: Konzeptioneller Umgang mit Gasen im Endlager, Gesellschaft für Reaktorsicherheit GRS-205, Braunschweig, 2004

Rübel, A., Müller-Lyda, I., Storck, R.: Die Klassifizierung radioaktiver Abfälle hinsichtlich der Endlagerung, Gesellschaft für Reaktorsicherheit GRS-203, Braunschweig, 2004

Skrzyppek, J., Mayer, G., u. a.: Untersuchung der Gasbildungsmechanismen in einem Endlager für radioaktive Abfälle und der damit verbundenen Auswirkungen auf die Führung des Nachweises der Endlagersicherheit – Abschlussbericht, Colenco Power Engineering, Colenco Bericht 3161/28, Baden, 2005

Smailos, E.: Corrosion evaluation of metallic materials for long-lived HLW/spent fuel disposal container – final report, Europäische Kommission EUR-19112-EN, Luxemburg, 1999

Steininger, W., Bechthold, W., Closs, K. D., Papp, R.: Applied Basic Research on High Level Waste Disposal in Germany, 2001 International High-Level Radioactive Waste Management Conference, Las Vegas, Nevada, 2001

Steyer, S., Bandt, Dr. G., Peschel, Dr. B., Kröger, Dr. H.: Gasbildungsraten als Indiz für die Langzeitstabilität radioaktiver Abfallprodukte, KONTEC 2007 (Veranst.), Dresden, 2007

Tholen, M., Herzog, C., Hippler, J.: „Anforderungen an den Langzeitsicherheitsnachweis für chemotoxische Stoffe in einem Endlager für hochradioaktive und wärmeentwickelnde Abfälle im Salzgestein“, atw - Zeitschrift für Kernenergie, 52. Jahrgang, Heft 2, Februar 2007

Zhang, C.-L., Rothfuchs, T: u.a.: Thermal Effects on the Opalinus Clay – Ajoint Heating Experiment of ANDRA and GRS at the Mont Terri URL (HE-D Project) – Final Report, Gesellschaft für Reaktorsicherheit GRS-224, 2007