

TECHNISCHER BERICHT 01-06

**Optimierungsstudie für
ausgewählte Abfalltypen
aus Medizin, Industrie
und Forschung**

Juni 2001

TECHNISCHER BERICHT 01-06

**Optimierungsstudie für
ausgewählte Abfalltypen
aus Medizin, Industrie
und Forschung**

Juni 2001

ISSN 1015-2636

"Copyright © 2001 by Nagra, Wettingen (Schweiz) / Alle Rechte vorbehalten.

Das Werk einschliesslich aller seiner Teile ist urheberrechtlich geschützt. Jede Verwertung ausserhalb der engen Grenzen des Urheberrechtsgesetzes ist ohne Zustimmung der Nagra unzulässig und strafbar. Das gilt insbesondere für Übersetzungen, Einspeicherung und Verarbeitung in elektronischen Systemen und Programmen, für Mikroverfilmungen, Vervielfältigungen usw."

INHALTSVERZEICHNIS

Inhaltsverzeichnis.....	I	
Verzeichnis der Figuren	II	
Verzeichnis der Tabellen.....	III	
1	Anlass und Ziele	1
2	Beschreibung der Abfälle	3
2.1	Einleitung.....	3
2.2	Bemerkungen zur Abfalldokumentation.....	3
2.3	Kurzbeschreibung der hier betrachteten Abfälle.....	6
3	Möglichkeiten der Entsorgung, Stand der Abfallbehandlung	9
3.1	Überblick.....	9
3.2	Abfälle von Brennstoff-Arbeiten am PSI (Pu-haltige / Pu-kontaminierte Abfälle).....	10
3.3	Ausgemusterte Feuermelder (Am-241 Abfälle)	12
3.4	C-14-haltige Abfälle aus Industrie und Forschung.....	13
4	Entsorgung in einem geologischen Tiefenlager.....	15
4.1	Einleitende Bemerkungen	15
4.2	Entsorgung im SMA-Lager	15
4.3	Entsorgung im LMA-Lager	16
4.4	Durchgeführte Rechnungen und Resultate	16
5	Bewertung der Entsorgungsmöglichkeiten für die verschiedenen Abfälle.....	21
5.1	Einleitende Bemerkungen	21
5.2	Abfälle von Brennstoff- Arbeiten am PSI (Pu-haltige / Pu-kontaminierte Abfälle).....	22
5.2.1	Konditionierung.....	22
5.2.2	Entsorgung in einem SMA-Lager bzw. in einem LMA-Lager	22
5.3	Ausgemusterte Feuermelder (Am-241 Abfälle)	23
5.3.1	Konditionierung.....	23
5.3.2	Entsorgung in einem SMA-Lager bzw. in einem LMA-Lager	23
5.4	C-14-haltige Abfälle aus Industrie und Forschung.....	23
5.4.1	Konditionierung.....	23
5.4.2	Entsorgung in einem SMA-Lager bzw. in einem LMA-Lager	24

6	Schlussfolgerungen und weiteres Vorgehen	25
6.1	Information und Dokumentation	25
6.2	Konditionierung	25
6.3	Zwischenlagerung und Transport.....	25
6.4	Entsorgung in einem geologischen Tiefenlager.....	26
6.5	Weiteres Vorgehen	26
7	Referenzen	28

ANHANG: Herkunft, Eigenschaften, Konditionierung und Dokumentation der PSI- Abfälle

A.1	Verwaltung und Beschreibung der Abfälle.....	29
A.2	Spektrum der Abfälle	30
A.2.1	Feste Mischabfälle des PSI-Hotlabors (PSI-HL).....	30
A.2.1.1	Verpresste Mischabfälle des PSI-HL	30
A.2.1.2	Nicht pressbare Mischabfälle des PSI-HL	322
A.2.2	Abfall- Lösungen des PSI.....	36
A.2.2.1	Zusammensetzung der Abfälle.....	36
A.2.2.2	Konditionierung der Abfälle	36
A.2.3	Bituminierter Abfall und Glasmuster ("Bitumenfass").....	36
A.2.3.1	Zusammensetzung der Abfälle.....	36
A.2.3.2	Konditionierung der Abfälle	37
A.2.4	Abfälle aus dem BAG-Sammelbereich mit H-3/C-14/Ra-226	37
A.2.4.1	Zusammensetzung der Abfälle.....	37
A.2.4.2	Konditionierung der Abfälle	38
A.2.5	Abfälle aus dem BAG-Sammelbereich mit teilweise hohen Am-241- Anteilen	39
A.2.5.1	Zusammensetzung der Abfälle.....	40
A.2.5.2	Konditionierung der Abfälle	40
A.3	Zusammenfassung	40

BEILAGE: PSI AN-44-01-11

Untersuchungen am PSI zu den sicherheitsrelevanten Radionukliden im Nahfeld und Fernfeld des SMA-Lagers - Fortschritte seit dem Rahmenbewilligungsgesuch	45
---	----

VERZEICHNIS DER FIGUREN

Fig. 1:	Schematische Darstellung des Zusammenhangs zwischen den verschiedenen Begriffen	5
Fig. 2:	Radiotoxizität als Funktion der Zeit für die verschiedenen zu betrachtenden Abfälle	18
Fig. 3:	Berechnete Dosisbeiträge als Funktion der Zeit für die verschiedenen zu betrachtenden Abfälle	19
Fig. A1:	Schnittbild des Typs AGT4 (AGT4N und AGT4S)	33
Fig. A2a:	Schnittbild des Typs AGT9	34
Fig. A2b:	Schnittbild des Typs AGT 10/9	34
Fig. A3:	Schnittbild des Typs AGT3	35
Fig. A4:	Schnittbild des Typs AGT2	35
Fig. A5:	Schnittbild des geplanten Typs FIXBOX	37
Fig. A6a/b:	Schnittbild des Typs "Bitumenfass" (50-l- Fass in 200-l-Gebinde)	38
Fig. A7:	Schnittbild des Typs AGT5	39
Fig. A8:	Aufbau des Typs AGT2 mit teilweise hohen Am-241- Anteilen	41

VERZEICHNIS DER TABELLEN

Tab. 1:	Das in MIRA 1994 für das RBG WLB spezifizierte Inventar (in Bq) der betrachteten Abfalltypen im Vergleich zu deren Daten aus den Spezifikationen	5
Tab. 2:	Überblick über die in vorliegender Optimierungsstudie betrachteten Abfälle	7
Tab. 3:	Übersicht über Inventare und Volumina (Details: vgl. Tab. A2)	8
Tab. 4:	Übersicht über die grundsätzlichen Entsorgungsstrategien für die betrachteten Abfälle	10
Tab. 5:	Übersicht über die Behandlungs- und Konditioniermöglichkeiten für die Pu-haltigen bzw. Pu-kontaminierten Abfälle des PSI-Hotlabors	11
Tab. 6:	Übersicht über die Behandlungs- und Konditioniermöglichkeiten für die Am-241 Abfälle (ausgediente Feuermelder)	13
Tab. 7:	Übersicht über die Behandlungs- und Konditioniermöglichkeiten für die C-14-haltigen Abfälle höherer Aktivität (Typ A gekapselte Abfälle)	14
Tab. 8:	Rechenfälle und Einstufung bzgl. Organika für die verschiedenen Abfälle	17
Tab. A1:	Zusammenstellung der in der Studie betrachteten Abfallgebindetypen mit (Vor-) Behandlungsmethoden und Herkunft	42
Tab. A2:	Radiologische Eigenschaften und Volumen der Abfallgebände	43

1 ANLASS UND ZIELE

Mit Brief vom 24. November 2000 hat die HSK die GNW ersucht, zusammen mit verschiedenen beteiligten Organisationen (Nagra, PSI, BAG) für ausgewählte Abfälle eine Optimierungsstudie gemäss Artikel 6 der Strahlenschutzverordnung durchzuführen und diese bis Ende Juni 2001 der HSK einzureichen. Die von der HSK geforderte Optimierungsstudie ist im Zusammenhang mit den von der Kantonalen Fachgruppe Wellenberg geführten Diskussionen zum Abfallinventar zu sehen. Als Grundlage für diese Diskussionen haben sich sowohl HSK als auch GNW/Nagra in ihren Berichten zum Abfallinventar geäussert (HSK 2000 bzw. GNW 2000). In ihrem Bericht hat die HSK den Aktivitätsgehalt der als SMA definierten Abfallsorten mit den IAEA-Kriterien für kurzlebige Abfälle für die Beseitigung in oberflächennahen Lagern verglichen. Sie hat dabei festgestellt, dass mit Ausnahme von nur gerade drei MIF-Abfalltypen alle im Rahmenbewilligungsgesuch dem SMA - Lager zugeordneten Abfälle sogar die sehr strengen Kriterien für die oberflächennahe Lagerung erfüllen. Die HSK erwähnt diesbezüglich folgende Abfalltypen¹⁾:

- die in zugeschweissten Stahlbüchsen abgelieferten und beim PSI aufbewahrten Am-241 enthaltenden Feuermelder (kurz: Am-241 Abfälle);
- die Pressabfälle mit hohem Pu-Gehalt des Hotlabors des PSI (kurz: Pu-haltige bzw. Pu-kontaminierte Abfälle)²⁾;
- und die C-14-haltigen Abfälle aus den vom BAG veranlassten Sammelaktionen (kurz: C-14-haltige Abfälle).

In der von der HSK für diese drei Abfalltypen geforderten Optimierungsstudie sind die Vor- und Nachteile der in Frage kommenden Entsorgungsalternativen zu prüfen.

Bezüglich Optimierung ist in Artikel 6 der Strahlenschutzverordnung festgehalten:

1. *Bei gerechtfertigten Tätigkeiten gilt der Strahlenschutz als optimiert, wenn:*
 - a) *die angemessenen Lösungsvarianten bezüglich Strahlenschutz bewertet und gegeneinander abgewogen wurden;*
 - b) *der Entscheidungsweg zur gewählten Lösung nachvollziehbar ist;*
 - c) *das Auftreten von Störfällen und die Beseitigung der Strahlenquellen in Betracht gezogen wurden.*
2. *Die Aufsichtsbehörde (Art. 136) kann für die Optimierung im Einzelfall Richtwerte festlegen.*
3. *Der Grundsatz der Optimierung gilt als erfüllt bei Tätigkeiten, welche in keinem Fall zu einer effektiven Dosis von mehr als 100 μ Sv pro Jahr für beruflich strahlenexponierte Personen und von mehr als 10 μ Sv pro Jahr für nichtberuflich strahlenexponierte Personen führen.*

¹⁾ in diesem Bericht werden die Abfälle, für welche die HSK die vorliegende Optimierungsstudie verlangt, als Abfalltypen bezeichnet. Für die einzelnen Abfalltypen wird die nachfolgend in Klammern aufgeführte Kurzbezeichnung verwendet.

²⁾ die Pressabfälle mit hohem Pu-Gehalt sind nicht explizit im Modellhaften Inventar der Radioaktiven Abfälle (MIRA 1994) ausgewiesen und wurden im Rahmenbewilligungsgesuch für das SMA-Lager nicht berücksichtigt. Sie können aber als bei den LMA enthalten betrachtet werden.

Für die Optimierungsstudie wurden folgende Arbeiten durchgeführt:

- Beschreibung der Abfälle (Charakterisierung, Status der Konditionierung) sowie Diskussion, inwieweit diese Abfälle in den bisherigen Arbeiten berücksichtigt wurden (Modellhaftes Inventar der Radioaktiven Abfälle (kurz: MIRA) bzw. Rahmenbewilligungsgesuch SMA-Lager Wellenberg (kurz: RBG));
- Aufzeigen der grundsätzlichen Entsorgungsmöglichkeiten und Beschreibung der verschiedenen Möglichkeiten für die verschiedenen Entsorgungsschritte (Konditionierung bzw. geologische Tiefenlagerung) für die betrachteten Abfälle;
- Bewertung der Möglichkeiten und Vergleich;
- Zusammenstellung der Resultate und ihre Evaluation sowie Hinweise zum weiteren Vorgehen.

2 BESCHREIBUNG DER ABFÄLLE

2.1 Einleitung

Die hier zu betrachtenden Abfälle fallen in der Forschung bzw. bei der industriellen Anwendung an. Sie entstehen entweder am PSI (Hotlabor) oder werden im Rahmen von sogenannten Sammelaktionen durch das BAG dem PSI für die weitere Verarbeitung zugeführt. Eine Ausnahme bilden diejenigen Abfälle, die in einem behördlich bewilligten Prozess an die Umwelt abgegeben werden (Verbrennung von Abfällen mit kleinem Gehalt an C-14 in konventionellen Verbrennungsanlagen). Die weitere Behandlung der abgelieferten Abfälle erfolgt zur Zeit am PSI, nach ihrer Betriebsaufnahme sollen jedoch die Konditionierungsanlagen am ZWILAG so weit wie möglich genutzt werden. Wegen der speziellen Eigenschaften einiger Abfälle werden aber für diese Abfälle auch in Zukunft die hierzu am PSI errichteten Anlagen weiter genutzt. Nach Vorbehandlung und Verpackung werden die Abfälle im Bundeszwischenlager (BZL) aufbewahrt, bis sie in ein geologisches Tiefenlager eingelagert werden.

Die hier betrachteten Abfälle zeichnen sich dadurch aus, dass sie ein massgebliches Inventar an langlebigen Nukliden haben. Gemäss ihrer Entstehung können sie übergeordnet in zwei Klassen eingeteilt werden:

- Abfälle des PSI, die aus Arbeiten mit bestrahltem und unbestrahltem Brennstoff stammen.
- Abfälle aus dem Sammelbereich des BAG mit langlebigen Nukliden wie C-14, Am-241 und Ra-226; für C-14 und Am-241 werden wegen ihrer Dominanz vor allem die Abfälle der sogenannten Grossproduzenten betrachtet.

Im Rahmen der vorliegenden Optimierungsstudie hat die Nagra zusammen mit dem PSI die am PSI vorhandenen Abfälle bzw. Rohabfälle bezüglich ihrer potentiellen Bedeutung für die Langzeitsicherheit überprüft und die Liste der HSK bei den Brennstoff-Abfällen um die "FIXBOX-Abfälle" und "nicht pressbare Mischabfälle" sowie um ein "Bitumenfass" (mit Abfällen aus der Untersuchung von Wiederaufarbeitungsabfällen) erweitert.

Bevor eine detailliertere Beschreibung der Abfälle erfolgt, wird im folgenden Abschnitt die in der Schweiz verwendete Systematik der Erfassung und Beschreibung der radioaktiven Abfälle und Materialien aufgezeigt.

2.2 Bemerkungen zur Abfalldokumentation

In der Schweiz werden für die Erfassung der Abfalleigenschaften zwei verschiedene Wege verfolgt, die sich bezüglich Zielsetzung und Inhalt unterscheiden. Die vorhandenen bzw. jetzt anfallenden (realen) Abfälle werden in detaillierten Spezifikationen beschrieben und im "Informationssystem für Radioaktive Materialien (ISRAM)" (früher ISRA) erfasst und verwaltet. Dabei werden Einzelgebände mit vergleichbaren Eigenschaften zu Abfallgebändetypen zusammengefasst, deren Dokumentation dementsprechend eine Typenspezifikation und zusätzlich für jedes Gebände eine 'Individuelle Zusatzdokumentation' umfasst.

Vor Freigabe eines neuen Konditionierverfahrens durch die HSK ist die Typenspezifikation durch die Nagra bezüglich Endlagerfähigkeit der geplanten Abfallgebände zu

beurteilen, und anschliessend wird das Freigabeverfahren der HSK durchlaufen. Für bestehende Konditionierverfahren und bestehende Abfallgebilde ist eine Nachdokumentation erforderlich. Die Typenspezifikationen und die Individuellen Zusatzdokumentationen (Neuverfahren wie auch Nachdokumentation) werden im ISRAM erfasst.

Mit der Dokumentation der Abfallgebidentypen werden die heute vorhandenen bzw. heute anfallenden Gebinde detailliert erfasst. Da jeweils kleine Modifikationen bei einem Abfallgebidentyp zu einem neuen Typ führen, ergibt sich eine grosse Zahl von verschiedenen Typen mit zum Teil sehr ähnlichen Eigenschaften. Diese Art der Dokumentation hat zur Folge, dass eine umfangreiche Datenmenge entsteht und der Informationsumfang für viele Zwecke zu detailliert ist. Parallel zu den Typenspezifikationen wird daher ein Modellhaftes Inventar der Radioaktiven Abfälle (MIRA 1994) geführt. Mit dem Modellhaften Inventar der Radioaktiven Abfälle (kurz: MIRA) werden für die Projekterarbeitung Unterlagen in angemessenem Detaillierungsgrad bereitgestellt. Übergeordnetes Ziel von MIRA ist die Vollständigkeit des Abfallinventars für die ganze bei der Lagerplanung betrachtete Periode (Abfallanfall bis 2040 oder später). Es umfasst deshalb im Gegensatz zu ISRAM auch Abfälle, die zum heutigen Zeitpunkt noch nicht angefallen sind (z.B. Stilllegungsabfälle). Der Detaillierungsgrad ist jedoch entsprechend dem Verwendungszweck (Lagerplanung) geringer, da z.B. ähnliche Abfallgebidentypen zu Abfallsorten zusammengefasst werden. Für die in MIRA dokumentierten Abfallsorten werden Bezeichnungen gewählt, die allgemeiner sind als die Namen der Abfallgebidentypen.

Figur 1 zeigt schematisch die Datenflüsse und den Zusammenhang zwischen MIRA und der Beschreibung der realen Daten: Bei der periodischen Aufdatierung von MIRA werden die realen Daten (Typenspezifikationen und Individuelle Zusatzdokumentationen) berücksichtigt, so dass zum Zeitpunkt des Betriebs der Tiefenlager nur noch die realen Daten zu berücksichtigen sind. Die realen Daten sind heute auch Grundlage für das Management der realen Abfälle (Bewirtschaftung Zwischenlager, allfällige Transporte, etc.).

Bei den im HSK-Brief aufgeführten Bezeichnungen der MIF-Abfälle handelt es sich um Sammelbegriffe, die naturgemäss weder mit den Bezeichnungen der vorhandenen Typenspezifikationen noch mit den Namen der Abfallsorten in MIRA übereinstimmen. Zum Zeitpunkt des Rahmenbewilligungsgesuches waren die hier diskutierten Abfälle noch nicht abschliessend spezifiziert, und die in den heute vorhandenen Spezifikationen enthaltenen Informationen konnten daher noch nicht in MIRA einfließen. Insbesondere sind die Pressabfälle mit hohem Pu-Gehalt und die FIXBOX-Abfälle in den Abfallsorten von MIRA 1994 nicht explizit ausgewiesen (vgl. MIRA 1994, S. 67). Wie aber Tab. 1 zeigt, sind die Angaben in MIRA für die noch nicht explizit ausgewiesenen Abfälle abdeckend (d.h. ihr Inventar ist nur ein Bruchteil des Pu (α) - Inventars der LMA). Für die anderen Abfälle sind die im MIRA gemachten Annahmen eher auf der konservativen Seite, die Radionuklidinventare aus den Spezifikationen liegen tiefer als die Annahmen im MIRA.

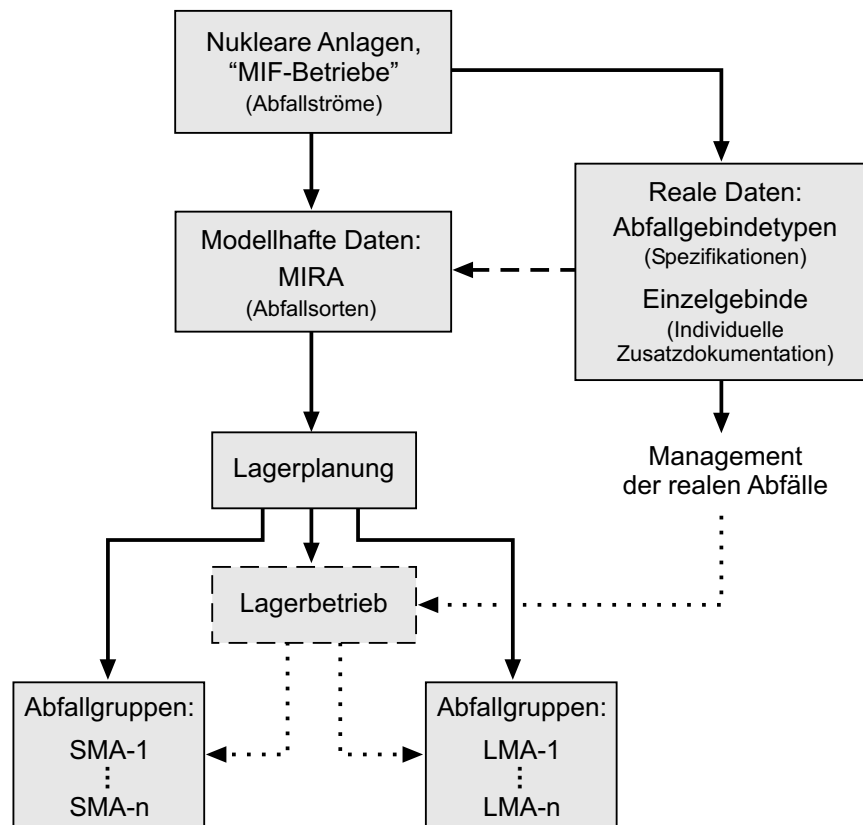


Fig. 1: Schematische Darstellung des Zusammenhangs zwischen den verschiedenen Begriffen (Modellhafte Daten, reale Daten, Abfallgruppen, etc.) sowie der Datenflüsse (siehe dazu auch Text).

Tab. 1: Das in MIRA 1994 für das RBG WLB spezifizierte Inventar (in Bq) der betrachteten Abfalltypen im Vergleich zu deren Daten aus den Spezifikationen

Abfalltypen	MIF - Inventar gemäss RBG WLB	Spezifikationen: Sammelperiode extrapoliert bis 2040 ²⁾
C-14-haltige Abfälle	6.3 E+13	9.4 E+12
Am-241 Abfälle	3.4 E+13	3.1 E+13
Pu (α)-haltige Abfälle	3.4 E+12 ¹⁾	6.9 E+13

¹⁾ zum Vergleich das Pu (α) - Inventar der LMA gemäss (MIRA 1994): 5.5E+14 Bq

²⁾ in den hier durchgeführten Sicherheitsbetrachtungen verwendetes Inventar. Die Aufschlüsselung nach PSI-Abfallgruppen findet sich in Tab. 3.

2.3 Kurzbeschreibung der hier betrachteten Abfälle

Eine detaillierte Beschreibung der Abfälle und ihrer Dokumentation findet sich in Anhang A; eine Zusammenfassung mit generellen Informationen findet sich in Tab. 2, die Abfallvolumen und ein Überblick bzgl. wichtiger Radionuklide findet sich in Tab. 3.

Die Abfälle aus den Arbeiten des PSI an bestrahltem und unbestrahltem Brennstoff sind gekennzeichnet durch ein signifikantes Inventar an Pu-Isotopen; bei den Abfällen mit bestrahltem Brennstoff enthalten sie auch Spaltprodukte und "minor actinides". Die hier betrachteten Rohabfälle bestehen aus festen Abfällen (Presslinge bzw. nicht pressbare Mischabfälle), die sich jedoch in ihrem Pu-Gehalt unterscheiden (Pu-haltige Abfälle mit höherem Pu-Gehalt (AGT4S-HL, AGT11-HL, AGT 9-HL, AGT10/9-HL) und Pu-kontaminierte Abfälle mit tieferem Pu-Gehalt (AGT2-HL, AGT3-HL, AGT4N-HL)). Weiter gibt es noch Pu-haltige Lösungen (Verfestigung zu FIXBOX-Abfällen), welche einen signifikanten Gehalt an Pu haben.

Die hier diskutierten Am-241 - Abfälle stammen von einem Grossproduzenten und bestehen aus ausgemusterten Feuermeldern (Am-241 als Ionisationsquelle). Da diese Feuermelder heute nicht mehr hergestellt werden, kann das Maximalinventar gut eingegrenzt werden; diese Information wurde benutzt für die Ableitung des Inventars (vgl. rechte Spalte in Tab. 1). Diese Am-241 Abfälle werden in Stahlrohren (Kapseln) eingeschweisst. Diese Rohre wurden bis 1995 zur optimalen Nutzung von Behältervolumen zusammen mit anderen gekapselten Abfällen in 200 l Gebinde verpackt und mit Zement vergossen; sie enthalten deshalb je nach Gebinde grössere oder kleinere Mengen an organischen Materialien. Seit 1995, als Resultat des Sicherheitsberichtes zum RBG, werden die verschweissten Stahlrohre lose in Betoncontainern im BZL zwischengelagert, und der Entscheid zur Endkonditionierung ist ausgesetzt, bis der Entsorgungspfad definitiv festgelegt werden kann.

C-14-haltige Abfälle fallen an als Markier- und Leuchtstoff und in kleinen Mengen für diverse Anwendungen in Industrie und Forschung. Ein grosser Beitrag wird von Grossproduzenten abgeliefert und kommt von Anwendungen, wo C-14 (als BaCO₃) zusammen mit ZnS als fluoreszierender Leuchtstoff eingesetzt wird. Tendenziell nimmt der Einsatz von C-14 in Industrie und Forschung ab, und auch die Verwendung von C-14 als Leuchtstoff ist abnehmend (BAG 2001a).

Tab. 2: Überblick über die in vorliegender Optimierungsstudie betrachteten Abfälle

Herkunft der Abfälle	Art der Abfallbehandlung	Art der Abfälle	PSI-Gruppe	MIRA bzw. RBG-WLB
Hotlabor PSI: Brennstoff-Arbeiten (bestrahlter / unbestrahlter Brennstoff)	Kompaktierung, vergiessen mit Zementmörtel	Pu-haltige feste Abfälle	AGT4S-HL AGT11-HL AGT9-HL AGT10/9-HL	In MIRA nicht explizit ausgewiesen, jedoch in den LMA enthalten. Als Abfälle aus dem Brennstoffkreislauf im RBG nicht dem WLB zugewiesen
	Vergiessen mit Zementmörtel	Pu-kontaminierte feste Abfälle	AGT2-HL AGT3-HL AGT4N-HL	
	Zementverfestigung (FIXBOX)	Pu-haltige Lösungen (unbestrahlter Brennstoff)	AGT8-FIXBOX 1B	
		Pu-haltige Lösungen (bestrahlter Brennstoff)	AGT8-FIXBOX 2	
Industrie: ausgediente Feuermelder	bis 1995 endkonditioniert (z.T. zusammen mit anderen Abfällen)	in Typ A Stahlkapseln verschweisste Am-241 Abfälle ¹⁾	AGT2-MIF mit Am-241 AGT10/2-MIF mit Am-241	In MIRA als MIF-3B enthalten. Im RBG WLB explizit behandelt
	seit 1995 vorkonditioniert		Noch kein Typ definiert	
Industrie und Forschung: C-14-haltige Abfälle	Veraschung in konventionellen Anlagen	organische Abfälle		In MIRA in MIF-1 enthalten. Im RBG explizit behandelt (Veraschung vernachlässigt)
	bis 1995 endkonditioniert (z.T. zusammen mit anderen Abfällen)	in Typ A Stahlkapseln verschweisste C-14-haltige Abfälle (sog. Grossproduzenten-Abfälle)	AGT2-MIF ohne Am-241 AGT10/2-MIF ohne Am-241	In MIRA in MIF-1 enthalten. Im RBG explizit behandelt
	seit 1995 vorkonditioniert		Noch kein Typ definiert	
	Kapselung in 100 l Gebinde am PSI, Endkonditionierung mit Zement	schwachaktive Ra-226, H-3, C-14-haltige Abfälle (sog. Kleinproduzenten-Abfälle)	AGT5-MIF	
PSI Hotlabor: Untersuchungen zu WA-Abfällen	Bituminierung und Verdeckung	Glaskörper und Bitumen aus Untersuchungen zu WA - Abfällen		

¹⁾ Am-241 kontaminierte Abfälle werden verpresst und als PSI-Typ AGT3-MIF endkonditioniert (wegen kleiner Aktivität nicht Gegenstand der Optimierungsstudie)

Tab. 3: Übersicht über Inventare und Volumina (Details: vgl. Tab. A2)

PSI - Gruppe	Abfallmengen (Bis 2040)		Mittlere Aktivität [GBq/Gebinde]				
	Volumen [m ³]	Anzahl Gebinde	C-14	Pu (α)	Pu-241	Am-241	Ra-226
AGT4N-HL	102	471	8.4 E-5	1	35	0.31	
AGT4S-HL	11	50		91	2'100	24	
AGT9-HL	8	38	8.7 E-4	14	390	6.9	0.1
AGT10/9-HL	9	9	1.7 E-2	1.8	19	3.0 E-2	
AGT 11-HL	74	53	1.9 E-2	960	2.5 E+4	260	2.8
AGT3-HL	198	912		1.3	34	0.27	
AGT2-HL: Sperrgut	90	416	8 E-6	0.7	21	0.22	
Bauschutt	11	49		6.9 E-5	2.4 E-5	2.1 E-5	
AGT8- FIXBOX 1B	7	6		270	1'800	130	
FIXBOX 2	47	38	5.7 E-5	235	1'970	103	
Bitumenfass	0.2	1	4.4 E-4	19	200	9.1	
AGT5-MIF	202	933	5	2.3 E-7		1.2 E-3	2.6 E-2
AGT2-MIF und AGT10/2-MIF mit Am-241	23	77	0.8	2.3 E-6		61	0.8
AGT2-MIF und AGT10/2-MIF ohne Am-241	15	43	18				0.44
Zukünftige mit Am-241 ¹⁾	7	1.5				4'200	0.32
Zukünftige ohne Am-241 ¹⁾	45	10	390				0.36

¹⁾ Die Konditionierung erfolgt in Zukunft möglicherweise nicht mehr in 200-l-Fässern. Bis auf Weiteres werden die in den Typ A-Stahlflaschen eingekapselten Abfälle in PSI- 4.5m³- Behältern gelagert.

Für die C-14-haltigen Abfälle aus dem Aufsichtsbereich von SUVA und BAG ist zu unterscheiden zwischen Gross- und Kleinproduzenten. Kleinproduzenten liefern Abfälle kleiner Aktivität ab, die entweder verbrannt werden mit Abgabe des C-14 an die Atmosphäre oder aber am PSI behandelt werden (teilweise Kapselung in 100 l Gebinde). Abfallchargen mit grösseren Aktivitäten von Grossproduzenten werden in Typ A Stahlkapseln eingeschweisst. Diese Stahlkapseln wurden bis 1995 zur optimalen Nutzung von Behältervolumen zusammen mit anderen Abfällen in 200 l Gebinde verpackt und verfestigt. Die Typ A Stahlkapseln mit höherem Inventar werden seit 1995, als Resultat des Sicherheitsberichtes zum RBG, lose in Betoncontainern im BZL zwischengelagert, bis der Entsorgungspfad für diese Abfälle definitiv festgelegt werden kann.

3 MÖGLICHKEITEN DER ENTSORGUNG, STAND DER ABFALL-BEHANDLUNG

3.1 Überblick

Für die Entsorgung radioaktiver Stoffe bestehen grundsätzlich verschiedene Möglichkeiten:

- Rezyklierung
- Abgabe an die Umwelt (z.B. kombiniert mit einem speziellen Prozess wie Verbrennung)
- Zwischenlagerung zum Abklingen mit anschliessender Abgabe an die Umwelt
- Vorbehandlung, Verfestigung und Verpackung im Hinblick auf die Entsorgung in einem geologischen Tiefenlager

Früher bestand zusätzlich die Option "Meeresversenkung", die in 12 Versenkungsaktionen in der Periode zwischen 1969 und 1982 durch die Schweiz benutzt wurde; sie wird jedoch heute nicht mehr praktiziert (Übereinkunft OSPAR Paris, 1992) und wird deshalb hier nicht weiter betrachtet.

Ein weiteres wichtiges Element bei der Entsorgung bilden die Vermeidung bzw. die Verminderung von Abfällen.

Welche der obigen Varianten gewählt wird, hängt in erster Linie von der Art der Nuklide (z.B. für die Option "Abklinglager"), der Aktivität (z.B. für die Option "Abgabe an die Umwelt") sowie von den technischen und ökonomischen Randbedingungen (z.B. für die Option "Rezyklierung") ab. Tab. 4 enthält eine diesbezügliche Übersicht für die verschiedenen Abfälle, welche in den nachfolgenden Abschnitten kurz diskutiert werden.

In den folgenden Abschnitten werden auch die verschiedenen Konditioniermethoden diskutiert unter Verwendung folgender Kriterien:

- Zuverlässigkeit und Überwachbarkeit des Verfahrens
- Überführung der Abfälle in eine sowohl für die Zwischen- als auch spätere geologische Tiefen-Lagerung geeignete Form
- Minimale Dosisbelastung für das Personal und die Bevölkerung
- Vermeidung bzw. Minimierung von zusätzlichen Abfällen bei der Konditionierung (Sekundärabfälle)

Die Möglichkeiten für die Entsorgung in einem geologischen Tiefenlager werden in Kapitel 4 detaillierter erörtert.

Tab. 4: Übersicht über die grundsätzlichen Entsorgungsstrategien für die betrachteten Abfälle

	Reduzieren / Vermeiden	Wiederverwenden	Abgabe an Umwelt (Verbrennung)	Abklingen / Abgabe an Umwelt	geologische Tiefenlager
Pu-haltige organische Abfälle	reduzierter Umfang Forschungsprogramme	Acid Digestion	---	---	vorgesehener Pfad
Pu-kontaminierte Abfälle	reduzierter Umfang Forschungsprogramme	---	---	---	vorgesehener Pfad
Am-241 Ionisationsquellen (Feuermelder)	Ersatz durch neues System	---	---	---	vorgesehener Pfad
C-14 haltige Abfälle (kleine Aktivität)	reduzierter Einsatz	---	teilweise verwendeter Pfad für Abfälle mit kleiner Aktivität	---	häufiger Pfad
C-14 haltige Abfälle (höhere Aktivität)	reduzierter Einsatz, Ersatz durch neue Systeme	---	---	---	vorgesehener Pfad

Legende: ---: nicht anwendbar

3.2 Abfälle von Brennstoff- Arbeiten am PSI (Pu-haltige / Pu-kontaminierte Abfälle)

Bei dieser Art von Abfällen kommen die Optionen "Abgabe an die Umwelt" und "Abklingen" wegen der Langlebigkeit der Nuklide und der Höhe der Aktivität nicht in Frage. Es bleiben also nur die Möglichkeiten der "Rezyklierung" bzw. der "Entsorgung in einem geologischen Tiefenlager". Eine Übersicht über die dazu möglichen verschiedenen Abfallbehandlungsmethoden ist in Tab. 5 gegeben und umfasst Sortieren, Verpressen, Zementieren, "Acid Digestion" (auch in Hinblick auf die Rezyklierung von Pu), Verglasen/Verschmelzen, Verbrennen, die Verkapselung und die Verpackung.

Verbrennen verbunden mit Einschmelzen/Verglasen fester Pu-Abfälle wurde weltweit an verschiedenen Stellen untersucht mit dem Ziel der Volumenminimierung und der Überführung in eine kompakte, gegen äussere Einflüsse resistente Form. Bei den Untersuchungen ist aber eine Reihe von Schwierigkeiten aufgetaucht, nämlich:

- Eine völlige Rückhaltung von entstehenden Pu-Rückständen (Staub) ist nicht möglich, womit eine wenn auch geringe Belastung der Umgebung erfolgen würde. Die entsprechenden Annahmebedingungen für Verbrennungsanlagen liegen deshalb (weltweit) für α -Strahler so niedrig, dass eine Verbrennung nur für äusserst schwachaktive Pu - Abfälle möglich wäre.

- Durch die Verbrennung würden grosse Flächen der Anlage inkl. der Abluftfilter Pu-kontaminiert. Die dadurch entstehenden Sekundärabfälle (entweder direkte oder Rückstände aus Dekontaminationsarbeiten) müssten zusätzlich entsorgt werden und würden die vorherige Volumenreduktion zunichte machen.
- Die Rohabfälle müssten aus der Anlage ihrer Entstehung transportiert werden, was mit zusätzlicher Handhabung und Dosisbelastung für das Personal verbunden wäre.

Tab. 5: Übersicht über die Behandlungs- und Konditioniermöglichkeiten für die Pu-haltigen bzw. Pu-kontaminierten Abfälle des PSI-Hotlabors

Varianten	Dosis Personal	Dosis Bevölkerung	Nutzen für Folgeschritt	Zuverlässigkeit / Erfahrung	Sekundärabfälle	Kosten / Aufwand
Sortieren	✓	✓	++	✓	✓	✓
Verpressung	✓	✓	+	✓	✓	✓
Zementierung	✓	✓	+	✓	✓	✓
Acid Digestion ¹⁾	✓	✓	+	-	--	--
Verglasung ¹⁾	✓	✓	+	--	--	--
Verkapselung	✓	✓	(-)	--	✓	-
... + Verpackung ²⁾	✓	✓	+	✓	✓	✓

1) soweit anwendbar

2) Optionen z.T. noch offen

Legende: ✓: in Ordnung +: mässiger Nutzen ++: grosser Nutzen (-): kein Nutzen
 -: Vorbehalte --: negative Beurteilung

Deshalb werden für die hier vorliegenden mittel- bis höheraktiven Pu-haltigen und Pu-kontaminierten Abfälle die Optionen der Verbrennung bzw. Einschmelzen/Verglasen weltweit nirgends mehr ernsthaft verfolgt, und sie wurden auch am PSI nie in Erwägung gezogen. Die Verkapselung wurde am PSI nicht betrachtet, weil sie keinen nennenswerten Nutzen für die Zwischenlagerung bzw. für die geologische Tiefenlagerung bringt.

Mit Ausnahme des Verbrennens bzw. des Einschmelzen/Verglasen und der Verkapselung wurden aber am PSI mit allen anderen in Tab. 5 aufgeführten Methoden gearbeitet. Dabei wird bei der Behandlung eine auf die geologische Tiefenlagerung abgestimmte Sortierung der Abfälle geachtet.

Für feste organische Abfälle mit signifikanter Pu-Kontamination wurde Ende der 70-er Jahre bis in die 90-er Jahre an verschiedenen Instituten an Prozessen zur Pu-Wiedergewinnung gearbeitet. Auch am PSI (damals EIR) wurde 1979 mit einem Programm zur Entwicklung des "Acid Digestion"-Prozesses begonnen. Es wurde eine Prototypanlage gebaut, die auch verschiedene Male modifiziert wurde. 1992 hat das PSI entschieden, auf eine Rezyklierung des Pu zu verzichten, und in Absprache mit der HSK und der Nagra wurde beschlossen, diese Art von Abfällen durch Verpressen vorzubehandeln und anschliessend in 200-l Gebinde einzuzementieren. Die entspre-

chende Spezifikation des PSI wurde von der Nagra beurteilt und das Konditionierverfahren von der HSK freigegeben.

Die Methode der Verpressung führt zu einer signifikanten Volumenminimierung und hat sich weltweit sehr bewährt. Mit den am PSI durchgeführten Verfahren (vgl. Anhang 2.1)

- werden die Abfälle in einem geschlossenen, ständig überwachten und kontrollierten sowie abgeschirmten System behandelt und verlassen somit bis zur Endkonditionierung die Anlage nicht; eine Kontaminationsausbreitung ist ausgeschlossen.
- sind die aus der Abfallbehandlung resultierenden Dosisbelastungen für das Betriebspersonal vernachlässigbar. Für die Bevölkerung ergibt sich keinerlei Dosisbelastung.
- schafft die Verpressung und Konditionierung (mit zusätzlichen Einbauten und Zementbarrieren) für die Zwischen- und spätere geologische Tiefenlagerung geeignete Gebinde, die direkt vor Ort zwischengelagert werden; Hin- und Rücktransporte zu einer separaten Behandlungsanlage entfallen.

Diese Art der Behandlung/Konditionierung von Pu-kontaminierten festen Abfällen ist heute gängige Praxis und wird auch in anderen Ländern für diese Art von Abfällen verwendet. Mit dieser Methode bestehen viele positive Erfahrungen und sie gilt als zuverlässig.

Auch für die Behandlung der Pu-kontaminierten nicht pressbaren festen Abfälle gelten die oben aufgeführten Argumente. Diese Abfälle werden deshalb direkt mit Zement verfestigt; eine vernünftige Konditionierungsalternative gibt es auch für diese Abfälle nicht.

Bei den Pu-haltigen Lösungen stand eine Extraktion der in den Lösungen enthaltenen Radionuklide zur Wiederverwertung nie zur Diskussion. Für die Behandlung dieser Abfälle gelten wiederum die oben aufgeführten Argumente: Die Verfestigung Pu-haltiger Lösungen ist gängige Praxis und wird auch in anderen Ländern für diese Art von Abfällen verwendet. Das vom PSI entwickelte FIXBOX-Verfahren zur Verfestigung Pu-haltiger Lösungen mit Zement in PE-Flaschen führt zu einem wenig dispergierbaren Produkt und bildet deshalb vor allem für die weitere Handhabung (und Lagerung) eine gute Ausgangslage. Für die Endkonditionierung der PE-Flaschen, d.h. für ihre Verpackung in grössere Gebinde mit anschliessendem Vergiessen, wurde ein Vorschlag ausgearbeitet.

Die Menge an Pu-haltigen bzw. Pu-kontaminierten Abfälle ist beschränkt; der zukünftige Anfall wird durch Aufgabe von Forschungsprogrammen auf dem Gebiet der Brennstoff-Forschung zurück gehen (PSI 2001). Damit kommt auch das Prinzip der Abfallverminderung zum Tragen.

3.3 Ausgemusterte Feuermelder (Am-241 Abfälle)

Auch bei dieser Art von Abfällen kommen die Optionen "Abgabe an die Umwelt" und "Abklingen" wegen der Langlebigkeit des Nuklids und der Höhe der Aktivität nicht in Frage, und auch hier bleiben nur die Möglichkeiten der "Rezyklierung" bzw. der "Entsorgung in einem geologischen Tiefenlager". Aufgrund fehlender Nachfrage nach Am-241 und der ökonomischen und technischen Randbedingungen wurde die Rezy-

klierung nicht realisiert¹⁾. Deshalb wurde seit Wegfall der Meeresversenkung beim PSI für diese Abfälle die Konditionierung bzw. die Vorbehandlung in Hinblick auf die geologische Tiefenlagerung verfolgt. Bei diesem Abfallstrom kommt auch die Strategie des Vermeidens zum Tragen: Heute werden für die Feuer-/Rauchmelder Systeme ohne radioaktive Materialien (optoelektronisches System) verwendet (BAG 2001a).

Vor 1995 wurden die angelieferten gekapselten Ionisationsquellen in 200 l Gebinde vergossen, zur besseren Nutzung des Gebindes teilweise zusammen mit anderen gekapselten Abfällen.

Eine Übersicht über die verschiedenen Behandlungs-/Konditioniermethoden, die heute zur Anwendung kommen, findet sich in Tab. 6. Seit 1995 werden die vorkonditionierten Abfälle (Vorkonditionierung: Einschweissen in Typ A Stahlröhren) lose in Betoncontainern im BZL zwischengelagert. Die Endkonditionierung soll erst erfolgen, wenn der Entsorgungspfad für diesen Abfall definitiv festgelegt ist. Die Vorbehandlung mit dem Einschweissen der Abfälle in Typ A Stahlzylinder beim Hersteller führt für das Personal und die Bevölkerung zu keiner Dosisbelastung. Die hermetisch abgeschlossenen Abfälle können problemlos weiterbehandelt, d.h. in die für die geologische Tiefenlagerung vorgesehenen Gebinde einzementiert oder im BZL gelagert werden. Seit einigen Jahren wird bei diesem Verfahren auch die Volumenminimierung und optimale Sortierung verfolgt: Die Am-241 enthaltenden Metallplatten der Feuermelder werden von den inaktiven Materialien getrennt und von allen organischen Materialien separiert verpackt.

Tab. 6: Übersicht über die Behandlungs- und Konditioniermöglichkeiten für die Am-241 Abfälle (ausgediente Feuermelder)

Varianten	Dosis Personal	Dosis Bevölkerung	Nutzen für Folgeschritt	Zuverlässigkeit / Erfahrung	Kosten / Aufwand
Sortieren	✓	✓	++	✓	✓
... + Verkapselung	✓	✓	+	✓	✓
... + Verpackung ¹⁾	✓	✓	+	✓	✓

¹⁾ z.T. Optionen noch offen

Legende: ✓: in Ordnung; +: mässiger Nutzen; ++: grosser Nutzen

3.4 C-14-haltige Abfälle aus Industrie und Forschung

Bei dieser Art von Abfällen kann bei Abfallchargen geringer Aktivität die Option "Abgabe an die Umwelt" in Frage kommen. Bei höheren Aktivitäten bleiben jedoch nur die Möglichkeiten der "Rezyklierung" bzw. der "Entsorgung in einem geologischen Tiefenlager", da "Abklingen" wegen der Langlebigkeit von C-14 nicht in Frage kommt.

Bezüglich der Wiederverwertung ist zu unterscheiden zwischen Abfällen höherer Aktivität (z.B. Leuchtstoffe) und Abfällen von Kleinproduzenten aus der Verwendung von C-14 in kleineren Konzentrationen und für diverse Anwendungen (z.B. Markierstoff in der Forschung). Für letztere ist eine Rezyklierung nicht denkbar. Auch für erstere feh-

¹⁾ Für Grossquellen kommt die Rezyklierung hingegen häufig zur Anwendung

len derzeit Nachfrage und geeignete ökonomische und technische Randbedingungen für eine Rezyklierung. Hingegen kommt auch bei den C-14-haltigen Abfällen die Strategie des Vermeidens vermehrt zum Tragen: Der Einsatz von C-14 in der Forschung und für industrielle Anwendungen geht deutlich zurück (BAG 2001a).

Seit 1995 werden kleinere C-14-haltige Abfallchargen der Verbrennung zugeführt. Wegen der starken Beschränkung der Verbrennung aktiver Materialien in konventionellen Verbrennungsanlagen (vgl. StSV, Art. 83, welche die zur Verbrennung zugelassene C-14- Aktivität auf $9 \cdot 10^9$ Bq / Woche beschränkt) ist jedoch das so entsorgte Abfallinventar klein; die Aussichten auf einen deutlich höheren Anteil am über diesen Pfad zu entsorgenden Abfallinventar sind aus Akzeptanzgründen eher ungünstig (BAG 2001b). Auch die Verbrennung (verbunden mit Abgabe an die Atmosphäre) von C-14-haltigen Materialien in der Pilotverbrennungsanlage (PVA) am PSI bzw. später im Ofen der ZWILAG sind durch die behördlichen Abgabelimiten stark eingeschränkt und sind vergleichbar mit denjenigen konventioneller Anlagen. Weiter ist zu bedenken, dass bei Ausnützung der Limiten (d.h. Beschränkung des Inventars zur Vermeidung der Meldepflicht) Dosen in der Grössenordnung von 0.01 mSv resultieren können, die mit den Dosen des geologischen Lagers zu vergleichen wären (ca. 10^{-4} mSv/a, vgl. Kap. 4). Die Verbrennung und der Rückgang der Verwendung von C-14 in der Forschung hat jedoch dazu geführt, dass seit 1997 praktisch keine organischen C-14-haltigen Abfälle mehr anfallen.

Die Abfallchargen grösserer Aktivität werden in Stahlbehälter eingeschweisst. Vor 1995 wurden diese, teilweise zusammen mit anderen Abfällen, in 200 l Gebinde einzementiert. Seit 1995 werden die Typ A Stahlbehälter lose in Betoncontainern im BZL zwischengelagert. Die Endkonditionierung soll erst erfolgen, wenn der Entsorgungspfad für diesen Abfall definitiv festgelegt ist. Wegen der Bedeutung der chemischen Form des Trägermaterials wird der detaillierten Abfallbeschreibung seit einiger Zeit eine grosse Bedeutung zugemessen. Tab. 7 gibt einen Überblick über die zur Anwendung kommenden Methoden.

Tab. 7: Übersicht über die Behandlungs- und Konditioniermöglichkeiten für die C-14-haltigen Abfälle höherer Aktivität (Typ A gekapselte Abfälle)

Varianten	Dosis Personal	Dosis Bevölkerung	Nutzen für Folgeschritt	Zuverlässigkeit / Erfahrung	Kosten / Aufwand
Beschreiben (organisch / anorganisch)	✓	✓	++	✓	✓
... + Verkapselung	✓	✓	+	✓	✓
... + Verpackung ¹⁾	✓	✓	+	✓	✓

¹⁾ z.T. Optionen noch offen

Legende: ✓: in Ordnung; +: mässiger Nutzen; ++: grosser Nutzen

4 ENTSORGUNG IN EINEM GEOLOGISCHEN TIEFENLAGER

4.1 Einleitende Bemerkungen

Im schweizerischen Programm sind zwei Endlager vorgesehen, das Lager für schwach- und mittelaktive Abfälle (SMA) mit dem potentiellen Standort Wellenberg und ein Lager für hochaktive (HAA) und langlebige mittelaktive (LMA) Abfälle sowie für die direkte Lagerung abgebrannter Brennelemente (BE). Für letzteres Lager werden das kristalline Grundgebirge in der Nordschweiz sowie der Opalinuston untersucht, die ebenfalls untersuchte Untere Süsswassermolasse ist Reserveoption. Für das Lager SMA ist eine möglichst zügige Realisierung vorgesehen, während für das HAA-/LMA-/BE-Lager die Inbetriebnahme erst deutlich später vorgesehen ist, wobei für diese Abfälle auch die Option der Lagerung im Rahmen eines multinationalen Projektes offengehalten wird. Für die Planung und Bewertung dieser Lager wird auf das Modellhafte Inventar der Radioaktiven Abfälle (MIRA 1994) abgestützt, und es werden periodisch Sicherheitsanalysen für die Bewertung der Projekte durchgeführt. MIRA wird periodisch aufdatiert: Für die verglasten HAA und die LMA sowie für die direkte Lagerung abgebrannter Brennelemente läuft zur Zeit die Aufdatierung im Rahmen des Projektes "Entsorgungsnachweis"; für die SMA ist die Aufdatierung im Rahmen der Wiederaufnahme des Rahmenbewilligungsverfahrens für das SMA-Lager am Wellenberg vorgesehen.

Neben den spezifischen Arbeiten für diese Lagerprojekte werden im Rahmen der Endlagerfähigkeitsbeurteilungen reale Abfallgebindetypen sicherheitstechnisch beurteilt. Dazu wird für das SMA-Lager oder/und für das HAA-/LMA-/BE-Lager eine vereinfachte Sicherheitsanalyse durchgeführt.

Nachfolgend wird nur auf die Langzeitsicherheit eingegangen; Handhabung und Sicherheit in der Betriebsphase können erfahrungsgemäss durch ingenieurmässige Massnahmen für alle hier betrachteten Abfälle zuverlässig sichergestellt werden, so dass dabei keine nennenswerten Personendosen auftreten und die Betriebsphase nicht in die Optimierungsüberlegungen einzubeziehen ist.

4.2 Entsorgung im SMA-Lager

Für das SMA-Lager am potentiellen Standort Wellenberg wurde 1993 eine Sicherheitsanalyse als Grundlage für die Standortwahl (NAGRA 1993) und 1994 eine Analyse für den Sicherheitsbericht für das Rahmenbewilligungsgesuch durchgeführt (NAGRA 1994). Nach Ablehnung des Konzessionsgesuches 1995 wurden Arbeiten zur Beurteilung des angepassten Lagerkonzeptes GNW '98 durchgeführt (NAGRA 1998). In GNW 2000 ist das an den Vorschlag der EKRA (EKRA 2000) angepasste Konzept der 'kontrollierten geologischen Lagerung' für ein SMA-Lager am Wellenberg dokumentiert. Das SMA Programm umfasst als Grundlage für die periodischen Sicherheitsanalysen neben den Feldarbeiten und den Projektierungsarbeiten für das Lager auch ein umfangreiches Forschungsprogramm. Im Rahmen dieses Forschungsprogrammes werden am PSI Untersuchungen zum geochemischen Verhalten und Transport von Radionukliden durchgeführt. Diese Arbeiten wurden nach Einreichung des Rahmenbewilligungsgesuches weitergeführt, und es wurden bedeutende Fortschritte gemacht. Die neuen Resultate verlangen z.B. bzgl. der Wirkung von Organika ein deutlich weniger konservatives (pessimistisches) Vorgehen in der Sicherheitsanalyse. Die Resultate dieser PSI-Arbeiten, die auch direkt für das LMA-Lager anwendbar sind, sind zusam-

menfassend in beiliegender PSI / AN-44-01-11 dargestellt und werden in den für die vorliegende Optimierungsstudie neu durchgeführten Rechnungen berücksichtigt.

Für die hier vorzunehmende Beurteilung der Langzeitsicherheit der zur Diskussion stehenden MIF-Abfälle im SMA-Lager wird bzgl. Barriereigenschaften auf die im Rahmenbewilligungsgesuch verwendeten Grundlagen abgestützt (vgl. NAGRA 1994), bezüglich der geochemischen Rückhaltung der Radionuklide werden jedoch die neuen Erkenntnisse des PSI verwendet.

4.3 Entsorgung im LMA-Lager

Nachdem in der Anfangsphase des Programmes für das HAA-/LMA-/BE-Lager das Schwergewicht auf der Untersuchung des kristallinen Untergrundes der Nordschweiz lag (NAGRA 1985 bzw. NAGRA 1994b), werden seit Mitte der 80-er Jahre die Lagermöglichkeiten im Sediment intensiv untersucht. Für das Projekt "Entsorgungsnachweis" laufen zur Zeit intensive Arbeiten zur Geologie, zur Lagerauslegung und zur Sicherheit. Bezüglich Geologie kann dazu auf die Feldarbeiten im Zürcher Weinland (3-D Seismik, Bohrung Benken), die Resultate aus dem Felslabor Mt. Terri sowie auf zahlreiche Daten aus Erdölbohrungen und Untertagbauten zurückgegriffen werden. Im weiteren werden am PSI und andernorts umfangreiche Versuche und Experimente zum geochemischen Verhalten und zum Transport von Radionukliden durchgeführt.

Für die Beurteilung der Langzeitsicherheit der Lagerung der zur Diskussion stehenden MIF-Abfälle im LMA-Lager wird auf die heute schon vorhandenen, zum Teil noch provisorischen Grundlagen zum "Entsorgungsnachweis" (vorgesehener Abschluss: Ende 2002) abgestützt. Es sind dies:

- provisorische Unterlagen zur Beschreibung der Lageranlage;
- Modelle und provisorische Daten zur Beschreibung der Geosphäre;
- Modelle und provisorische Daten zur geochemischen Immobilisierung bzw. Rückhaltung der Radionuklide;
- Modelle und diverse provisorische Inputdaten für die Berechnung der Radionuklid-Freisetzung und Dosisberechnung.

4.4 Durchgeführte Rechnungen und Resultate

Um die Übersichtlichkeit zu erhöhen, werden nicht für alle 15 PSI - Abfallgruppen Rechnungen durchgeführt: Die wichtigsten Abfallgruppen werden einzeln modelliert, während die weniger bedeutenden zusammengefasst werden. Dies bedeutet, dass schliesslich 10 Fälle zu modellieren sind (vgl. Tab. 8). Tabelle 8 zeigt auch, wie die verschiedenen Abfälle bzgl. der potentiellen Beeinträchtigung der geochemischen Rückhaltung durch organische Stoffe im Abfall behandelt werden: Für SMA-1 bzw. LMA-1 besteht keine signifikante Beeinflussung; für SMA-4 bzw. LMA-2 wird eine starke Beeinträchtigung unterstellt.¹⁾

¹⁾ bei den C-14 haltigen Abfällen ist es die Art des Trägermaterials (organisch bzw. anorganisch: BaCO₃), welches seine Mobilität bestimmt und weniger das umgebende chemische Milieu. Bei den Freisetzungsberechnungen wird für das anorganische C-14 ein K_d-Wert von 0.01 m³/kg verwendet, welcher als "äquivalenter Wert" für das löslichkeitskontrollierte Carbonat gilt.

Tab. 8: Rechenfälle und Einstufung bzgl. Organika für die verschiedenen Abfälle

Abfallstrom	Art der Abfallbehandlung	Art der Abfälle	PSI-Gruppe	Rechenfall	Einstufung bzgl. Organika
Pu-haltige bzw. Pu-kontaminierte Abfälle von Brennstoff - Arbeiten am PSI-Hotlabor	Verpressung / Zementierung	Pu-haltige feste Abfälle (bestrahlter-/ unbestrahlter Brennstoff)	AGT4S-HL	2	SMA-4 / LMA-2
			AGT11-HL	1	SMA-4 / LMA-2
			AGT9-HL AGT10/9-HL	8	SMA-1 / LMA-1
	Verpressung / Zementierung	Pu-kontaminierte feste Abfälle (bestrahlter-/ unbestrahlter Brennstoff)	AGT2-HL	9	SMA-1 / LMA-1
			AGT3-HL AGT4N-HL	10	SMA-4 / LMA-2
	Verfestigung mit Zement (FIXBOX)	Pu-haltige Lösungen (unbestrahlter Brennstoff)	AGT8-FIXBOX 1B	7	SMA-1 / LMA-1
AGT8-FIXBOX 2			SMA-1 / LMA-1		
Feuermelder	bis 1995 endkonditioniert (z.T. zusammen mit anderen Abfällen)	ausgediente Feuermelder	AGT2-MIF mit Am-241 AGT10/2-MIF mit Am-241	4	SMA-4 / LMA-2
	seit 1995 vorkonditioniert	ausgediente Feuermelder		3	SMA-1 / LMA-1
C-14-haltige Abfälle	Veraschung	organische Abfälle vorallem aus Forschung/ Industrie			
	bis 1995 (bzw. 1997) endkonditioniert (z.T. zusammen mit anderen Abfällen)	organische / anorganische Abfälle von Gross- und Kleinproduzenten; organische Abfälle der Periode 1995 - 1997	AGT2-MIF ohne Am-241 AGT10/2-MIF ohne Am-241 AGT5-MIF	6	SMA-4 / LMA-2 organisches und anorganisches C-14
	seit 1995 vorkonditioniert	Abfälle von Grossproduzenten		5	anorganisches C-14
	laufende Endkonditionierung	Abfälle von Kleinproduzenten	AGT5-MIF	vernachlässigbar ¹⁾	v.a. anorganisches C-14
Untersuchungen an WA-Abfällen	Bituminierung u. Verdeckelung	Glasproben, Bitumen		8	SMA-1 / LMA-1

¹⁾ das Inventar ist nur wenige % von Rechenfall 5, welcher den anorganischen Teil von C-14 abdeckt; der organische Anteil wird durch Rechenfall 6 abgedeckt

Neben den Rechnungen zur Langzeitsicherheit im SMA- bzw. LMA-Lager wird für die qualitative Beurteilung der Abfälle auch Höhe und zeitlicher Verlauf der Radiotoxizität berechnet.

Für die Beurteilung der Langzeitsicherheit wird für das SMA-Lager der Referenzfall aus dem Sicherheitsbericht zum RBG (NAGRA 1994) verwendet, der durch eine grossräumige Durchlässigkeit von $K = 10^{-11}$ m/s (massgebend für Nuklidfreisetzung aus dem Nahfeld), eine Transmissivität von $T = 10^{-9}$ m²/s für den Geosphärenpfad (Migrationslänge $L = 100$ m) und einen grossräumigen Gradienten $i = 0.4$ charakterisiert ist.

Für das LMA-Lager wird für die Durchlässigkeit des Opalinustons von einer Durchlässigkeit von $K = 2 \cdot 10^{-14}$ m/s und einem Gradienten $i = 0.5$ ausgegangen.

Eine Übersicht über die Resultate wird weiter unten gegeben; die Schlussfolgerungen für die verschiedenen Abfallgruppen werden in Abschnitt 5 diskutiert.

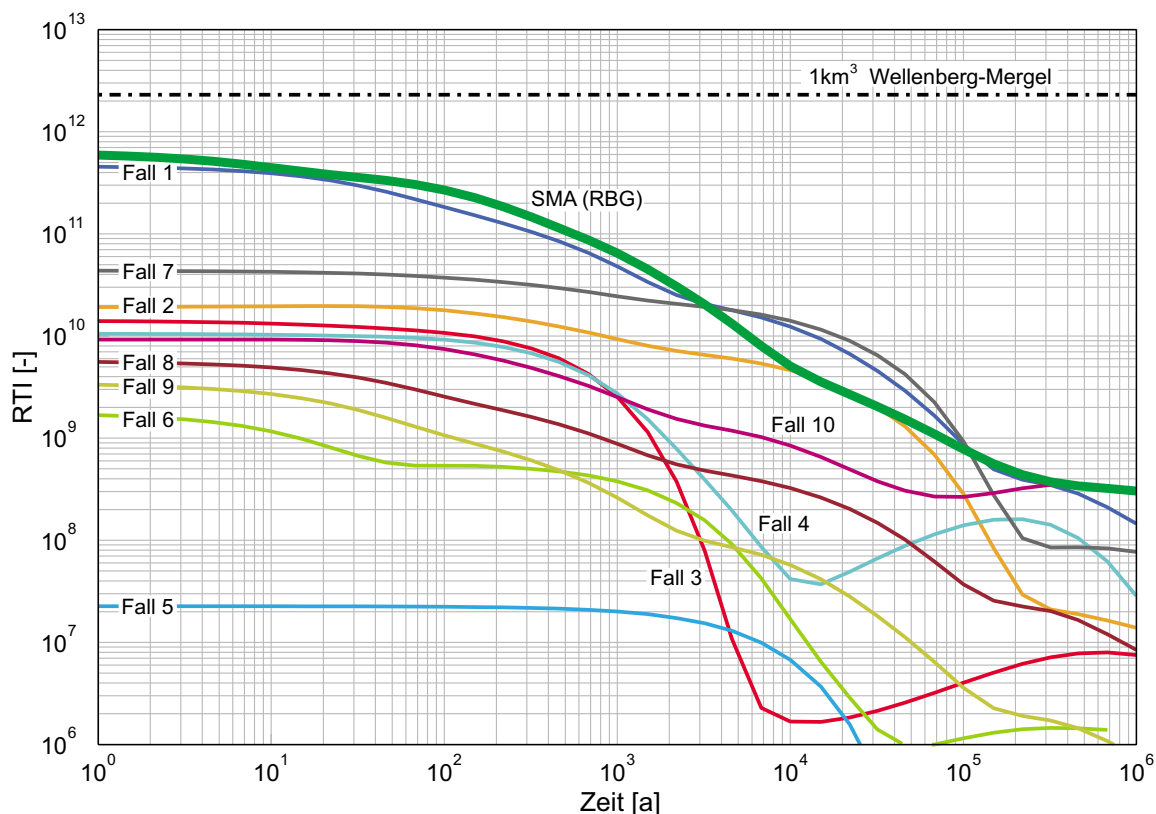


Fig. 2: Radiotoxizität als Funktion der Zeit für die verschiedenen zu betrachtenden Abfälle. Die Zeitachse beginnt erst 2053, so dass die kurzlebigen Nuklide bereits zerfallen sind (vgl. Fig. 12 in GNW 2000). Zum Vergleich ist auch der zeitliche Verlauf des SMA-Inventars gemäss NAGRA 1994 aufgezeigt.

Der zeitliche Verlauf der Radiotoxizität der verschiedenen Abfallgruppen ist in der Fig. 2 dargestellt. Zum Vergleich ist auch die Radiotoxizität für das gesamte SMA-Inventar (wie es im Rahmenbewilligungsgesuch angenommen wurde) dargestellt. Bei der Berechnung der Radiotoxizitäten wurden die heute aktuellen Dosiskonversions-

faktoren (StSV 1994; ICRP 1996) verwendet, so dass sich gegenüber den entsprechenden Figuren in MIRA 1994 leichte Abweichungen ergeben. Wie die Figur zeigt, ist die Radiotoxizität der Abfallgruppen mit brennstoffhaltigen Abfällen des PSI deutlich höher als diejenige der anderen Abfallgruppen und liegt für gewisse Abfallgruppen (AGT11, AGT 9-HL, AGT10/9-HL, AGT8-FIXBOX1B/2) z.T. zu gewissen Zeiten sogar über der Umhüllenden für das SMA-Inventar gemäss RBG. Für die Am-241 Abfälle liegt, gegenüber dem RBG, die Toxizitätskurve tiefer und ist immer innerhalb der SMA-Umhüllenden und wegen des leicht reduzierten Inventars auch etwas tiefer als die äquivalente Abfallsorte im SMA-Inventar zum RBG. Die Radiotoxizität der C-14-haltigen Abfälle ist klein und liegt weit unterhalb der Umhüllenden des SMA-Inventars. Die Bedeutung der C-14-haltigen Abfälle liegt darin, dass bei einem Teil dieser Abfälle das C-14 in bzw. auf einem organischen Trägermolekül gebunden ist und deshalb sehr mobil sein kann und relativ früh freigesetzt werden kann; das anorganische C-14 hat für einen grossen Teil des Inventars eine chemische Form (BaCO_3), welche das C-14 wenig mobil macht.

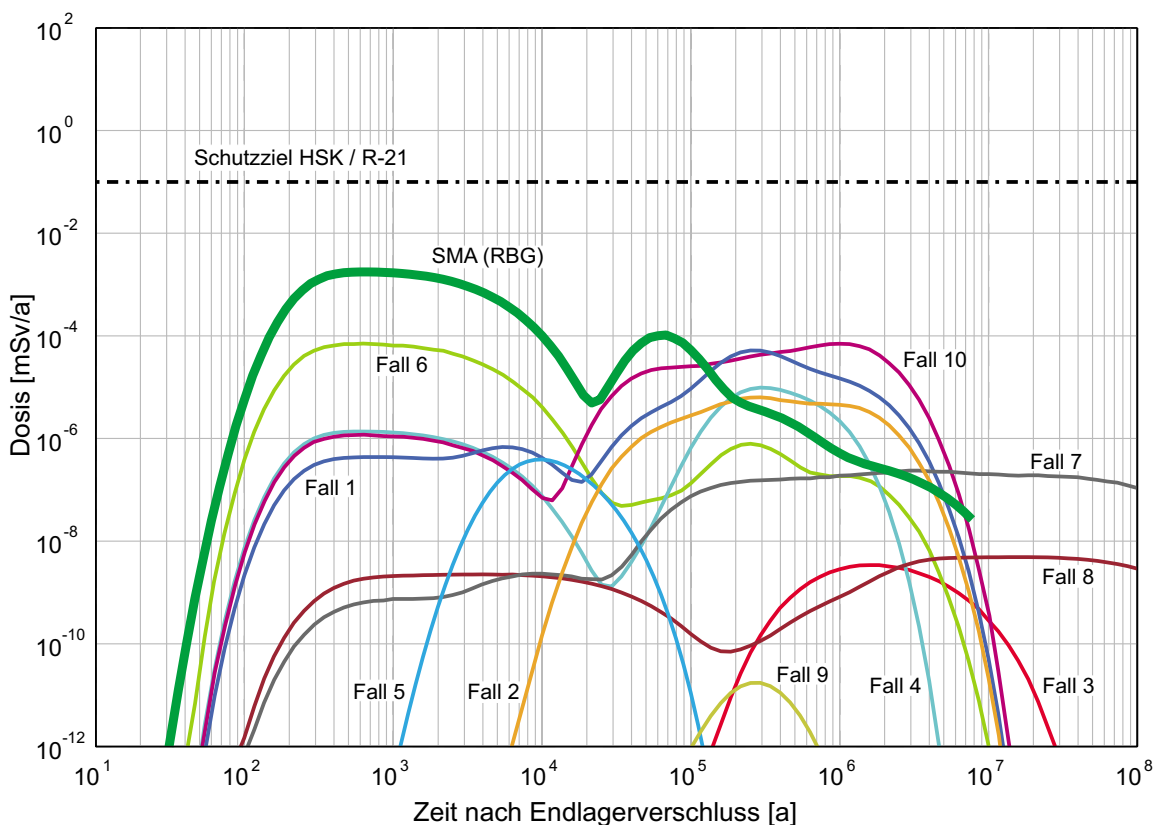


Fig. 3: Berechnete Dosisbeiträge als Funktion der Zeit für die verschiedenen zu betrachtenden Abfälle für die Entsorgung im SMA-Lager (Parameter entsprechen dem Referenzfall des Sicherheitsberichtes für das Rahmenbewilligungsgesuch für das SMA-Lager am potentiellen Standort Wellenberg, vgl. NAGRA 1994, mit Ausnahme der Geochemie). Die Zeitachse beginnt 2053. Die Rechnungen für die Zeit nach 100'000 Jahren sind hypothetischer Natur zur Illustration der Abfalleigenschaften.

Die durchgeführten Freisetzungsberechnungen für das SMA- bzw. LMA-Lager zeigen folgendes Bild: Die Resultate für die Lagerung im Wellenberg (Referenzfall) ergeben, dass für alle hier betrachteten Abfälle das Schutzziel eingehalten werden kann, auch für die Abfälle von Arbeiten an Brennstoff aus dem PSI (vgl. Fig. 3). Die maximalen Dosisbeiträge liegen für den Referenzfall ca. 3 Größenordnungen unter dem Schutzziel. Für die C-14-haltigen Abfälle sind die Dosen im Vergleich zum RBG deutlich tiefer (vgl. Fig. 7.1-1, S. 250, NAGRA 1994) wegen dem jetzt geringeren Gesamtinventar (vgl. Tab. 1) und der verbesserten Informationslage bzgl. chemischer Form der Abfälle. Auch für die Am-241 - Abfälle sind die Dosen tiefer als im RBG, einerseits wegen der jetzt weniger konservativen Daten zur geochemischen Radionuklidrückhaltung (insbesondere Wirkung der Organika) und andererseits wegen des geringeren Nuklidinventars (vgl. Tab. 1).

Für die Lagerung der hier betrachteten Abfälle in einem LMA-Lager im Opalinuston ergeben sich für den Referenzfall vernachlässigbare Dosen ($< 10^{-8}$ mSv/a für alle betrachteten Abfälle).

5 BEWERTUNG DER ENTSORGUNGSMÖGLICHKEITEN FÜR DIE VERSCHIEDENEN ABFÄLLE

5.1 Einleitende Bemerkungen

In Kapitel 3 wurden die grundsätzlichen Möglichkeiten der Entsorgung aufgezeigt und für die hier betrachteten Abfälle diskutiert. Wie dort aufgezeigt, ist für die hier zu betrachtenden Abfälle die Entsorgung in einem geologischen Tiefenlager vorzusehen mit Ausnahme der C-14-haltigen Abfälle, wo zumindest zum Teil auch die Verbrennung verbunden mit Abgabe an die Atmosphäre möglich ist. Deshalb sind bei der Optimierung zwei Aspekte zu betrachten: (a) wie sollen die Abfälle vorbehandelt bzw. konditioniert werden und (b) in welches geologische Tiefenlager (SMA- bzw. LMA-Lager) sollen sie verbracht werden. Für die Vorbehandlung bzw. Konditionierung der Abfälle wurden für alle hier betrachteten Abfälle schon erste Schritte in die Wege geleitet.

Unter Berücksichtigung der in Kapitel 3 erwähnten (und weiterer) Kriterien wurden die Verfahren zur Vorbehandlung bzw. Konditionierung der Abfallgruppen bzw. der Abfallgebindetypen in Zusammenarbeit zwischen dem Produzenten und der Nagra gewählt, vgl. Anhang. Der Beurteilung der Endlagerfähigkeit durch die Nagra folgte in allen Fällen die Freigabe der Konditionierverfahren durch die HSK, welche explizit die Eignung des vorgeschlagenen Konditionierverfahrens unter Berücksichtigung der Transport-, Zwischenlager- und Endlagerfähigkeit prüft. In diesem mehrstufigen Evaluationsverfahren wurde die Wahl des jeweils Konditionierverfahrens auch bzgl. Optimierung geprüft.

Bei der Bewertung der Möglichkeiten zur geologischen Tiefenlagerung werden sowohl die Resultate der für diese Studie durchgeführten Sicherheitsanalysen (Fig. 3) als auch Vergleiche mit der Radiotoxizität des gesamten SMA-Inventars gemäss NAGRA 1994 (Fig. 2) zu Grunde gelegt. Gemäss Fig. 3 liegt die Dosis für alle betrachteten Abfälle um mehrere Zehnerpotenzen unter dem Schutzziel, so dass von daher nichts gegen die ausschliessliche SMA-Lagerung spricht; gemäss Fig. 2 grenzt jedoch die Radiotoxizität einiger Abfälle an die "umhüllende" SMA-Radiotoxizität gemäss NAGRA 1994 oder übersteigt diese sogar zeitweise. Bei den folgenden Beurteilungen soll diese Umhüllende auch als weiteres Kriterium betrachtet werden, woraus eine differenziertere Zuweisung der Abfälle zu den beiden Lagern für SMA bzw. LMA resultiert. Eventuell ist bei der Bewertung auch der Umstand in Betracht zu ziehen, dass ein LMA-Lager erst mehrere Jahrzehnte nach einem SMA-Lager zur Verfügung stehen wird.

Für die Zwischenlagerung und den Transport ist von den vorhandenen Anlagen und den heute etablierten Möglichkeiten auszugehen. Für die MIF-Abfälle steht grundsätzlich das Bundeszwischenlager (mit den zugehörigen Annahmebedingungen und behördlichen Bewilligungen und Freigaben) zur Verfügung. Für den Transport kann auf bewährte Praktiken und Hilfsmittel (inkl. gesetzliches und behördliches Regelwerk) abgestützt werden. Sowohl für die Zwischenlagerung als auch für den Transport kann grundsätzlich auf die Möglichkeit der Zusatzverpackung zurückgegriffen werden, um die Sicherheit bei Normalbetrieb (Abschirmung zur Reduktion der Oberflächendosisleistung) und bei Störungen bzw. Unfällen (Barrierenwirkung zur Reduktion der Einwirkungen auf die Abfälle bzw. zur Rückhaltung der Radioaktivität) zu gewährleisten. In diesem Sinne kann die Optimierung bzgl. Zwischenlagerung und Transport bei den hier angestellten konzeptuellen Überlegungen als gegeben betrachtet werden, wenn (a) die Annahmebedingungen für das BZL und die Transportvorschriften eingehalten werden können und (b) die Möglichkeit der Zusatzverpackung in Lager- bzw. Transportbehälter gegeben ist.

Auf die einzelnen Abfallgruppen und ihre Konditionierungs- und Lagerungsoptionen wird im Folgenden spezifisch eingegangen. Eine Ausnahme bildet das Bitumenfass, welches wegen seiner Eigenschaften klar dem LMA-Lager zuzuordnen ist und für welches die Frage der Optimierung wegfällt, da es sich um ein einziges schon bestehendes Gebinde handelt, welches für die Lagerung geeignet ist und wo somit eine Neukonditionierung aus ALARA-Gründen nicht vertretbar ist.

5.2 Abfälle von Brennstoff- Arbeiten am PSI (Pu-haltige / Pu-kontaminierte Abfälle)

5.2.1 Konditionierung

Wie die Diskussion in Abschnitt 3.2 zeigt, gibt es für diese Abfälle für die Entsorgung nur den Pfad über die geologische Tiefenlagerung. Für die Konditionierung der Pu-haltigen und die Pu-kontaminierten festen Abfälle ist z. Zt. die Verpressung und Zementierung der Presslinge das optimale Verfahren. Auch das für die Pu-haltigen Lösungen (FIXBOX) gewählte Verfahren ist aus heutiger Sicht optimal.

Die für die (Vor-)Konditionierung der festen Pu-haltigen Abfälle gewählten Verfahren sind aus heutiger Sicht vernünftig, und ihre heutige Behandlung ist für die Sicherheit während der jetzigen Zwischenlagerung sinnvoll; unkonditionierte Abfälle würden ein höheres Sicherheitsrisiko darstellen.

Auch die (Vor)konditionierung der Pu-haltigen Lösungen mit dem gewählten Verfahren ist angebracht, um bei der Handhabung und Zwischenlagerung eine vernünftige Sicherheit zu erreichen.

Die bestehenden Verfahren erfüllen die Sicherheitsanforderungen und die Bedingungen für die Verbringung in ein geologisches Tiefenlager.

Die Beurteilung der Pu-Abfälle ist auch in Übereinstimmung mit der von der HSK erteilten Freigabe für die Konditionierung dieser Abfälle.

5.2.2 Entsorgung in einem SMA-Lager bzw. in einem LMA-Lager

Die Toxizitätskurven zeigen, dass die Pu-haltigen Pressabfälle des PSI (Abfälle mit höherem Pu-Gehalt: AGT4S-HL, AGT 9-HL, AGT10/9-HL, AGT11-HL) zu gewissen Zeiten über der Umhüllenden des RBG liegen. Die Freisetzungs-Rechnungen zeigen aber, dass für den Referenzfall für das SMA-Lager trotzdem eine genügende Sicherheit erreicht werden könnte. Für die FIXBOX-Abfälle liegt die Toxizitätskurve bei der Umhüllenden; der Referenzfall der Freisetzungsrechnungen liegt klar unter dem Schutzziel. Unter Berücksichtigung, dass diese Abfälle aus dem Brennstoffkreislauf stammen und deshalb von der Zuteilungsphilosophie her eher zum LMA-Lager gehören, sollen sie dem LMA-Lager zugeordnet werden. Dies ist auch in Übereinstimmung mit der von der Nagra vorgenommenen Endlagerfähigkeitsbeurteilung bzw. - bescheinigung, wo diese Abfälle dem LMA-Lager zugeteilt wurden.

Für die Pu-kontaminierten Abfälle (Abfälle mit kleinerem Pu-Gehalt: AGT3-HL, AGT4N-HL, AGT2-HL) ist die Toxizität tiefer und liegt innerhalb der Umhüllenden der SMA-Abfälle für das RBG. Auch die Rechnungen bzgl. Langzeitsicherheit ergeben eine genügende Sicherheit. Deshalb können diese Abfälle dem SMA-Lager zugeteilt werden.

5.3 Ausgemusterte Feuermelder (Am-241 Abfälle)

5.3.1 Konditionierung

Die vor 1995 endkonditionierten Abfälle haben eine Qualität, welche die sichere Entsorgung (Zwischenlagerung, Transport, geologische Tiefenlagerung) gewährleistet, so dass eine Neukonditionierung nicht notwendig ist und auch bezüglich ALARA nicht zu rechtfertigen wäre. Deshalb entfällt für diese Abfälle die Diskussion der Optimierung bzgl. Konditionierung.

Für die nach 1995 anfallenden Abfälle wird zur Zeit auf eine Endkonditionierung verzichtet, bis die Situation bzgl. der Lagerzuteilung abschliessend geklärt ist. Nach Vorkonditionierung (Einschweissen der ausgestanzten Am-241 Quellen in Stahlröhren) werden die Abfälle im BZL lose in Betoncontainern zwischengelagert. Durch Zuwarten mit der Endkonditionierung besteht die Flexibilität, für den einmal festzulegenden Lagertyp eine optimale Verpackung zu finden. Damit werden Möglichkeiten für künftige Optimierungen offengehalten.

5.3.2 Entsorgung in einem SMA-Lager bzw. in einem LMA-Lager

Die Toxizitätskurven zeigen, dass die Am-241 Abfälle klar innerhalb der Umhüllenden des RBG liegen. Auch die Freisetzungs-Rechnungen zeigen, dass für das SMA-Lager für die Am-241 Abfälle sowohl für die endkonditionierten als auch die vorkonditionierten Abfälle eine genügende Sicherheit erreicht werden kann; die berechneten Dosen liegen deutlich unter dem Schutzziel. Aus sicherheitstechnischer Sicht können diese Abfälle also ohne weiteres dem SMA-Lager zugeordnet werden. Es handelt sich aber um Abfälle, deren Aktivität durch längerlebige α - Strahler gegeben wird; dies ist evtl. bei der politischen Beurteilung mit zu berücksichtigen.

5.4 C-14-haltige Abfälle aus Industrie und Forschung

5.4.1 Konditionierung

Die vor 1995 endkonditionierten Abfälle haben eine Qualität, welche die sichere Entsorgung (Zwischenlagerung, Transport, Endlagerung) gewährleistet, so dass eine Neukonditionierung nicht notwendig ist und bezüglich ALARA nicht zu rechtfertigen wäre. Deshalb entfällt für diese Abfälle die Diskussion der Optimierung bzgl. Konditionierung.

Für die nach 1995 anfallenden in Typ A Stahlbehälter gekapselten C-14-haltigen Abfälle wird vorläufig auf eine Endkonditionierung verzichtet, bis die Situation bzgl. der Lagerzuteilung abschliessend geklärt ist. Die verkapselten Abfälle werden im BZL lose in Betoncontainern zwischengelagert.

Für die heute von den Kleinproduzenten anfallenden Abfallchargen mit kleinem Aktivitätsinventar wird - so weit wie möglich - der Entsorgungspfad der Verbrennung und der Abgabe an die Atmosphäre verwendet. Gemäss BAG soll der Pfad der Verbrennung für diese Abfälle in Zukunft vermehrt genutzt werden. Die nicht verbrannten Abfälle werden wie bisher zusammen mit anderen Abfällen aus dem Aufsichtsbereich von BAG/SUVA am PSI endkonditioniert (AGT5-MIF).

5.4.2 Entsorgung in einem SMA-Lager bzw. in einem LMA-Lager

Die Toxizitätskurven zeigen, dass die C-14-haltigen Abfälle bezüglich Toxizität unbedeutend sind, ihr Beitrag zur Gesamtoxizität des SMA-Lagers ist sehr klein. Auch die Freisetzungs-Rechnungen zeigen, dass für das SMA-Lager für die verschiedenen Typen der C-14-haltigen Abfälle eine genügende Sicherheit erreicht werden kann; die berechneten Dosen liegen deutlich unter dem Schutzziel. Aus technischer Sicht ist es klar angebracht, die C-14-haltigen Abfälle dem SMA-Lager zuzuteilen.

6 SCHLUSSFOLGERUNGEN UND WEITERES VORGEHEN

6.1 Information und Dokumentation

Die vorliegende Studie zeigt, dass bezüglich Erfassung und Dokumentation der Abfälle aus dem MIF-Bereich in den letzten Jahren Fortschritte gemacht wurden. Der Kenntnisstand ist ausreichend für die Durchführung der verlangten Optimierungsstudie. Er erlaubt es insbesondere, die im HSK-Brief aufgeführten Abfälle differenziert zu analysieren. In vorliegender Studie wurden die in Tab. 2 aufgeführten Abfallgruppen bzw. vorkonditionierten Abfälle berücksichtigt, welche zusätzlich zu den von der HSK aufgeführten Abfällen auch die FIXBOX-Abfälle aus dem PSI-Hotlabor, die "nicht pressbaren Mischabfälle" aus dem PSI-Hotlabor und ein Bitumenfass mit Abfällen von Untersuchungen von WA-Abfällen umfassen.

Die heutige Informationsbasis erlaubt es auch, die in Zukunft noch zu erwartenden Am-241-haltigen Abfälle besser einzugrenzen: Da Am-241 heute nicht mehr in grossen Mengen eingesetzt wird (Ersatz durch optoelektronische Rauchmelder), kann das Abfallinventar über eine Bilanzierung der bisher eingesetzten Inventare abgeschätzt werden.

6.2 Konditionierung

Die vorliegende Studie kommt zum Schluss, dass die heutige Praxis der Abfallbehandlung adäquat ist. Die für die (Vor-)Konditionierung der Pu-haltigen Abfälle gewählten Verfahren sind aus heutiger Sicht vernünftig; die gewählten Behandlungen sind für die Sicherheit bei der Handhabung, Zwischenlagerung und geologischen Tiefenlagerung sinnvoll.

Die von den Kleinproduzenten aus dem Aufsichtsbereich von BAG/SUVA abgelieferten Abfälle werden mit einem von der HSK freigegebenen Konditionierverfahren endkonditioniert. Die resultierenden Abfallgebilde sind in einem SMA-Lager endlagerfähig.

Die vor 1995 angefallenen Abfälle der Grossproduzenten mit signifikantem Inventar an C-14 bzw. Am-241 wurden schon endkonditioniert. Ihre Endlagerfähigkeit ist gegeben, und es ist daher nicht notwendig und aus ALARA-Gründen auch nicht vertretbar, diese Gebilde neu zu konditionieren.

Die nach 1995 von den Grossproduzenten aus dem Aufsichtsbereich von BAG/SUVA abgelieferten Abfälle werden zur Zeit nur vorkonditioniert und in Containern im BZL zwischengelagert, bis die Lagerzuteilung entschieden werden kann. Auch der Pu-haltige Abfalltyp AGT11 des PSI wird nur vorkonditioniert. Durch Trennen der Abfälle und mit dem Zuwarten bzgl. Endkonditionierung besteht die Flexibilität, für den einmal festzulegenden Lagertyp eine optimale Lösung zu finden. Damit wurde ein wichtiger Schritt zur Optimierung gemacht.

6.3 Zwischenlagerung und Transport

Für Zwischenlagerung und Transport sind Anlagen (Bundeszwischenlager) und Infrastruktur (z.B. Transportbehälter) vorhanden. Für beide kann grundsätzlich auf die Möglichkeit der Zusatzverpackung zurückgegriffen werden, um die Sicherheit bei Normalbetrieb und bei Störungen bzw. Unfällen zu gewährleisten. Deshalb kann die Optimie-

zung bzgl. Zwischenlagerung und Transport bei den hier angestellten konzeptuellen Überlegungen als gegeben betrachtet werden.

6.4 Entsorgung in einem geologischen Tiefenlager

Die vorliegende Studie kommt zum Schluss, dass mit Ausnahme von Abfallchargen mit kleinen Inventaren an C-14 alle Abfälle in einem geologischen Tiefenlager zu entsorgen sein werden. Die Abfälle mit kleinem C-14 Inventar können in konventionellen Anlagen in der vegetationsarmen Zeit verbrannt und das C-14 in die Atmosphäre abgegeben werden.

Für die anderen Abfälle wurde die Langzeitsicherheit sowohl in einem SMA-Lager (Wellenberg) als auch in einem LMA-Lager (Opalinuston im Zürcher Weinland) untersucht. Für den Referenzfall ergeben sich für alle betrachteten Abfälle für beide Lager eine genügende Sicherheit, so dass aus rein technischer Sicht die Einlagerung in beide Lager aus heutiger Sicht vertretbar wäre. Das liegt unter anderem daran, dass die kritischen Abfälle vom Volumen her recht klein sind. Werden jedoch in die Betrachtungen die Art der Abfälle (Toxizitätsverlauf, Entstehung) mit einbezogen, so soll für die Planungsarbeiten wie folgt vorgegangen werden:

- dem LMA-Lager sind folgende Abfälle zuzuordnen:
 - Pu-haltige pressbare Abfälle von Brennstoffuntersuchungen aus dem PSI-Hotlabor (AGT 9-HL, AGT10/9-HL, AGT11-HL, AGT4S-HL)
 - verfestigte Pu-haltige Lösungen von Brennstoffuntersuchungen aus dem PSI-Hotlabor (AGT8-FIXBOX1B, AGT8-FIXBOX2)
 - Abfälle von Untersuchungen an HAA (Glasproben) bzw. LMA (Bitumen) aus der Wiederaufarbeitung (Bitumenfass)
- dem SMA-Lager sind folgende Abfälle zuzuordnen:
 - C-14-haltige Abfälle der Kleinproduzenten aus dem BAG/SUVA-Aufsichtsbereich (AGT5-MIF)
 - C-14-haltige Abfälle der Grossproduzenten aus dem BAG/SUVA-Aufsichtsbereich (vor 1995 endkonditionierte Abfälle (AGT2-MIF ohne Am-241, AGT10/2-MIF ohne Am-241) und seit 1995 vorkonditionierte Abfälle)
- aus technischen Gründen können die unten aufgeführten Abfälle dem SMA-Lager zugeordnet werden. Falls jedoch gesellschaftliche bzw. politische Gründe gegen eine Zuordnung zum SMA-Lager sprechen, so könnten diese Abfälle auch problemlos in das LMA-Lager verbracht werden:
 - Am-241 Abfälle aus dem BAG/SUVA-Aufsichtsbereich (vor 1995 endkonditionierte Abfälle (AGT2-MIF mit Am-241, AGT10/2-MIF mit Am-241) und seit 1995 vorkonditionierte Abfälle)
 - Pu-kontaminierte Abfälle von Brennstoffuntersuchungen aus dem PSI-Hotlabor (AGT3-HL, AGT4N-HL, AGT2-HL)

6.5 Weiteres Vorgehen

Für die Planungsarbeiten soll die Abfallzuteilung gemäss Abschnitt 6.4 zugrunde gelegt werden, wo die Pu-haltigen pressbaren Abfälle, die verfestigten Pu-haltigen Lösungen

sowie die Abfälle von Untersuchungen an HAA bzw. LMA aus der Wiederaufarbeitung definitiv dem LMA-Lager zugeteilt werden. Für weitere technische Abklärungen für die vorgenommene Abfallzuordnung besteht zur Zeit kein Bedarf, und der abschliessende Entscheid bezüglich Zuordnung der anderen Abfälle zum SMA-Lager ist nicht dringlich. Die nächsten Schritte (bis zur Bau- bzw. Betriebsbewilligung) bei der Realisierung des SMA-Lagers werden durch die Lagerzuordnung dieser Abfälle nicht beeinflusst. Es wird daher empfohlen, die Resultate aus dem Sondierstollen WLB und deren Bewertung im Rahmen der Wiederaufnahme des Rahmenbewilligungsverfahrens abzuwarten. Schliesslich ist festzuhalten, dass der definitive Einlagerungsentscheid erst bei der Betriebsbewilligung des Lagers SMA erfolgen wird.

Übergeordnet sei weiter erwähnt, dass für den Entsorgungsnachweis der hochaktiven Abfälle das Modellhafte Inventar der radioaktiven Abfälle (MIRA) bezüglich HAA und abgebrannter Brennelemente sowie langlebiger Abfälle aus der Wiederaufarbeitung zur Zeit überarbeitet wird. Eine Überarbeitung von MIRA bezüglich SMA ist für die Wiederaufnahme des Rahmenbewilligungsverfahrens für das SMA-Lager am Wellenberg vorgesehen. Bei der Überarbeitung von MIRA werden alle Informationen aus den Spezifikationen der Abfallgebindetypen und die Individuellen Zusatzdokumentationen der Einzelbinde mitberücksichtigt.

7 REFERENZEN

- BAG 2001a: Persönliche Mitteilung bzgl. zukünftiger Verwendung von C-14 und Am-241 in Industrie und Forschung.
- BAG 2001b: Persönliche Mitteilung bzgl. Verbrennung von C-14-haltigen Abfällen in konventionellen Verbrennungsanlagen.
- EKRA 2000: Entsorgungskonzepte für radioaktive Abfälle - Schlussbericht. Im Auftrag des Departements für Umwelt, Verkehr, Energie und Kommunikation. Expertengruppe Entsorgungskonzepte für radioaktive Abfälle (EKRA).
- GNW 2000: Technischer Bericht Lager für schwach- und mittelaktive Abfälle am Wellenberg, Gemeinde Wolfenschiessen/NW. Bericht zu Handen der Kantonalen Fachgruppe Wellenberg. GNW Technischer Bericht 00-01.
- HSK 2000: Anforderungen der HSK an das Projekt eines Lagers für schwach- und mittelaktive Abfälle (SMA) am Wellenberg unter Berücksichtigung der Empfehlungen der Expertengruppe EKRA. Hauptabteilung für die Sicherheit der Kernanlagen (HSK) HSK 30/15.
- ICRP 1996: International Commission on Radiological Protection; Age-dependent doses to members of the public from intake of radionuclides; part 5; Compilation of ingestion and inhalation dose coefficients. ICRP Publication 72. Annals of the ICRP; vol. 26, No. 1. Pergamon, Oxford, 1996.
- MIRA 1994: Alder J.C., McGinnes D.F.: Model Radioactive Waste Inventory for Swiss Waste Disposal Projects. Volume 1: Main report. Volume 2: Database. Nagra Bericht NTB 93-21. Nagra, Wettingen.
- NAGRA 1985: Nukleare Entsorgung Schweiz: Konzept und Übersicht über das Projekt Gewähr 1985. Projektbericht NGB 85-01. Nagra, Baden.
- NAGRA 1993: Beurteilung der Langzeitsicherheit des Endlagers SMA am Standort Wellenberg (Gemeinde Wolfenschiessen, NW) – Endlager für kurzlebige schwach- und mittelaktive Abfälle (Endlager SMA). Nagra Bericht NTB 93-26. Nagra, Wettingen.
- NAGRA 1994: Endlager für schwach- und mittelaktive Abfälle (Endlager SMA) - Bericht zur Langzeitsicherheit des Endlagers SMA am Standort Wellenberg (Gemeinde Wolfenschiessen, NW). Nagra Bericht NTB 94-06. Nagra, Wettingen.
- NAGRA 1994b: Kristallin-I Safety Assessment Report. Nagra Bericht NTB 93-22. Nagra, Wettingen.
- NAGRA 1998: Endlager für schwach- und mittelaktive Abfälle am Standort Wellenberg – Etappen auf dem Wege zum Verschluss; präzisierende Darstellung der Kontrollierbarkeit und Rückholbarkeit. Nagra Bericht NTB 98-04. Nagra, Wettingen.
- PSI 2001: Persönliche Mitteilung bzgl. zukünftigen brennstoffbezogenen Forschungsprogrammen.
- StSV 1994: Strahlenschutzverordnung vom 22. Juni 1994 (StSV), SR 814.501: Stand am 4. April 2000. Eidgenössische Druck- und Materialzentrale, Bern, 2000.

ANHANG

Herkunft, Eigenschaften, Konditionierung und Dokumentation der PSI- Abfälle

A.1 Verwaltung und Beschreibung der Abfälle

Für jedes Gebinde mit radioaktiven Abfällen der Schweiz wird im "Informationssystem für radioaktive Materialien (ISRAM)" (früher ISRA) ein Datenblatt bzw. "Individuelle Zusatzdokumentation IZD" angelegt, in dem alle relevanten Daten und Eigenschaften erfasst und verwaltet werden. Die Gebinde bzw. die IZD's sind in ISRAM Abfallgebinderotypen (AGT) zugeordnet, in denen jeweils Abfallgebinde mit vergleichbaren Eigenschaften z.B. bzgl. der Nuklidinventare und/oder der Materialien zusammengefasst werden. Jeder AGT erhält im ISRAM eine Formular- Nummer "J-X-Nummer". Dabei markiert "J" einen ISRAM-Abfallgebinderotyp, der vom Produzenten "X" ("P" für PSI und PSI/BAG) stammt und die Laufnummer "Nummer" hat. Entsprechend dem modularen Aufbau von ISRAM wird jeder AGT durch die Kombination "untergeordneter" Komponenten wie

- Rohabfall (Material- und Nuklid- Zusammensetzung)
- Verfestigungsmaterial (MIF-Abfälle: ausschliesslich Zement)
- Gebindehülle (z.B. 200-I-Fass, Betoncontainer)
- ggf. Einbauten (z.B. Innenfass, Rohre für Presskartuschen)

definiert und aufgebaut, die in eigenen Formularen deklariert werden. Diesem Konzept entsprechend führt jede massgebliche Änderung einer untergeordneten Komponente zu einem neuen AGT; AGT, die sich nur in der Gebindehülle und/oder Zementrezeptur unterscheiden, haben dann allerdings (weitgehend) identische radiologische und Material- Eigenschaften.

Der jeweilige Produzent erstellt für jeden AGT eine Spezifikation (wobei vergleichbare Typen in einer "Sammelspezifikation" zusammengefasst und beschrieben werden können). Diese enthält u.a. eine Beschreibung des Herstellungsprozesses, der Herkunft und Charakteristika der Abfälle, der qualitätssichernden Massnahmen sowie als wesentlichen Bestandteil die beschriebenen ISRAM-Formulare. Die Spezifikationen werden bei der Nagra und der HSK eingereicht. Die Nagra nimmt für jeden AGT eine "Endlagerfähigkeitsbeurteilung" vor und stellt ggf. eine "Endlagerfähigkeitsbescheinigung" aus, welche der HSK als Grundlage für die allfällige Produktionsfreigabe dient.

Parallel zur ISRAM-Nomenklatur werden von den Produzenten i.a. noch eigene Bezeichnungen für AGT oder AGT-Gruppen verwendet; die Zuordnungen zwischen diesen Gruppen und den ISRAM-AGT ist aus den Tabellen A1 und A2 (Spalten 1 und 2) ersichtlich. Im folgenden werden jeweils beide Bezeichnungen verwendet, um im Fall weitergehender Untersuchungen bzw. Fragen eine schnelle und eindeutige Identifikation zu ermöglichen.

A.2 Spektrum der Abfälle

Im Rahmen dieser Studie sind Abfälle mit massgeblichen Inventaren langlebiger Nuklide des Bundes zu untersuchen. Diese können übergeordnet in 2 Klassen eingeteilt werden:

- Abfälle des PSI, die aus Arbeiten mit bestrahltem und unbestrahltem Brennstoff im Hotlabor (HL) stammen. Dabei liegt der Schwerpunkt auf Pu-Isotopen.
- Abfälle aus dem Sammelbereich des BAG mit langlebigen Nukliden wie C-14, Am-241 und Ra-226.

Diese Abfallklassen werden für die folgenden Untersuchungen zunächst ihrer Herkunft und des Herstellungsprozesses entsprechend eingeordnet und ihre Charakteristika erfasst. Dabei werden sowohl die ISRAM- als auch die Produzenten-spezifischen Kennzeichnungen verwendet. Aus Gründen der Übersichtlichkeit wird dabei der jeweils für eine Gruppe dominierende bzw. repräsentative ISRAM-AGT ausgewählt (z.B. sind Details der Gebindehülle oder der Zementrezeptur, welche für gleiche Rohabfälle zu unterschiedlichen AGT führen, für diese Studie unerheblich). In der jeweiligen Anzahl von Gebinden sind jedoch alle Typen berücksichtigt.

In den folgenden Kapiteln werden die Herkunft der jeweiligen Abfälle, deren Konditionierung sowie die wesentlichen Charakteristika der Abfallgebinde(typen) beschrieben. Ferner wird der Anfall von Abfallgebinden bis ins Jahr 2040 untersucht; dabei ist zu unterscheiden zwischen

- Abfällen, deren Produktion/Konditionierung abgeschlossen ist und die von der Nagra als endlagerfähig beurteilt wurden (einfachster Fall).
- Abfällen, die von der Nagra als endlagerfähig beurteilt wurden und weiter konditioniert werden. Hier wird auf die Prognosen in den Spezifikationen abgestützt.
- Abfällen, die noch nicht endkonditioniert am PSI lagern; die Prognose für konditionierte Gebinde stützt sich hier auf Gespräche der Nagra mit dem PSI ab.

Für die wichtigsten Abfälle werden Schnittzeichnungen des Gebindeaufbaus eingefügt, die - inklusive den Bezeichnungen für die Komponenten - den jeweiligen Spezifikationen des PSI entnommen sind. Eine Zusammenfassung der im folgenden beschriebenen Abfallgebinde- Eigenschaften findet sich in den Tabellen A1 und A2. Die in Tab. A2 angegebenen Prognosen für die Zahl der Gebinde bzw. die Volumina bis zum Jahr 2040 sind grösstenteils den Abfallspezifikationen (s. Tab. A1) entnommen. Sie berücksichtigen nur eingeschränkt die künftige zu erwartende Reduktion der Brennstoff-Forschung am PSI und sind somit als konservativ zu betrachten.

A.2.1 Feste Mischabfälle des PSI-Hotlabors (PSI-HL)

A.2.1.1 Verpresste Mischabfälle des PSI-HL

Hier sind folgende AGT-Gruppen (PSI-Bezeichnung) zu betrachten:

AGT4N/ PSI-HL: Verpresste Pu-kontaminierte Mischabfälle des PSI-HL

AGT4S/ PSI-HL: Verpresste Pu-haltige Mischabfälle des PSI-HL

<i>AGT9/ AGT10/9:</i>	<i>Verpresste feste $\alpha/\beta/\gamma$- Mischabfälle höherer Ortsdosisleistung aus dem PSI-HL in Verpackungstypen 9 bzw. 10/9</i>
<i>AGT11/PSI-HL:</i>	<i>Wie AGT9, jedoch in Mosaik II- Behältern gelagert</i>
<i>AGT3:</i>	<i>Schwachaktive Pu- kontaminierte Pressabfälle</i>

A.2.1.1.1 Zusammensetzung der Abfälle

Die Typen AGT4N und AGT4S sind in der stofflichen Zusammensetzung vergleichbar. Es handelt sich in beiden Fällen um Mischabfälle aus den Handschuhboxen der Pu-Laboratorien und heissen Zellen des PSI-HL. Volumenmässig bestehen sie zu ca. 80% aus Materialien wie Zellstoff (Windeln, Kleenex), Kunststoff (PVC, PE), Gummihandschuhen, Papier und ca. 20% aus Metallen (Büchsen, Werkzeuge, Maschinenteile) und Glas/Keramik. In geringen Mengen werden hier auch Aktiniden-haltige Abfälle aus den BAG/PSI-Sammelaktionen konditioniert. Die Unterschiede der beiden Typen bestehen in der Nuklidzusammensetzung. Beim Typ AGT4N handelt es sich um Pu- kontaminierte Abfälle aus Arbeiten mit bestrahltem Brennstoff (Gehalt an Spalt- und Brutstoffen und Aktivierungsprodukten), der Typ AGT4S enthält nur unbestrahlten Spaltstoff aus den Pu-Laboratorien (keine Spalt- und Aktivierungsprodukte, jedoch Pu-Gehalt ca. 100 mal höher als AGT4N).

Der Typ AGT9 (200-l-Gebinde) ähnelt bzgl. der stofflichen Zusammensetzung den Typen AGT4, die Anteile sind mit 20% Zellstoff (Windeln, Kleenex, Papier), Kunststoff (PVC, PE), Gummihandschuhen, Glas, Keramik und 80% Metall (Büchsen, Hüllrohrabschnitte, Maschinenteile, Werkzeuge) unterschiedlich. Radiologisch handelt es sich um ein Gemisch aus festen U-, Pu- und Am- und Spaltprodukt- kontaminierten Mischabfällen (Arbeiten mit bestrahltem Brennstoff, u.a. mit Rückständen des Lucens-Reaktors), zusätzlich wurden einzelne Co-, Cs- und Am- Quellen aus den BAG/PSI-Sammelaktionen integriert. Der wesentliche Unterschied zu den Typen AGT4 besteht in der höheren Ortsdosisleistung, so dass die Abfälle - im Gegensatz zu den Typen AGT4 - in der heissen Zelle konditioniert werden müssen. Der Typ AGT10/9 ist radiologisch identisch mit AGT9; hier wurde das 200-l-Fass zusätzlich in einen 1m³- Beton-Container einzementiert (wegen ursprünglich vorgesehener Meeresversenkung).

Der AGT11 entspricht bzgl. Herkunft, Materialzusammensetzung, den radiologischen Eigenschaften und der Vorbehandlung dem AGT9 bzw. AGT10/9, Unterschiede bestehen in der derzeitigen Konditionierung (s. A.2.1.1.2).

Die Abfälle des Typs AGT3 setzen sich aus 30% Stahl (Abluftfilter, Werkzeuge, Bleche), 5% Gummi und Glas, 15% PVC und Plexiglas sowie 25% aus der Reinigung der Heissen Zellen (Schutzanzüge, Stiefel, Zellstoffwindeln) zusammen. Entsprechend der Einteilung in schwachaktive Abfälle haben die Komponenten eine max. Oberflächendosisleistung von 2 mSv/h (in einzelnen Fällen mit einem Hotspot bis 5 mSv/h).

A.2.1.1.2 Konditionierung der Abfälle

Der Produktionsablauf und der technische Aufbau für die Typen AGT4N und AGT4S (=AGT4) ist identisch. Zunächst werden die Abfälle in kleine (17- und 20-l-) Fässer gefüllt. Diese werden in eine vertikale Betonröhre eingebracht, die in einem vorbereiteten 200-l-Fass zentriert wurde. In dieser Röhre erfolgt anschliessend die Verpressung der

Fässer mit einer 100-t- Presse ("Im-Fass-Verpressung"). Dabei werden die Fässer auf ca. 6-10 cm Höhe zusammengepresst, so dass jedes 200-l-Fass schliesslich 8-12 solcher Presslinge aufnehmen kann. Das beladene Betonrohr sowie verbleibendes Restvolumen werden schliesslich mit Inaktivmörtel vergossen. Insgesamt entsteht damit ein Zylinder mit einer zementierten Wandstärke von 12 cm, welche als Abschirmung dient.

Die Produktion des Typs AGT9 ähnelt dem Typ AGT4. Der Durchmesser der AGT9-Abfallpresslinge ist jedoch geringer, weil wegen deren höherer Dosisleistung eine bessere Abschirmung notwendig ist. Statt in Fässer werden die Abfälle in kleine Büchsen (Durchmesser 6 cm, Höhe 13 cm) gefüllt, die zusammen mit anderen Abfällen in Weissblechbüchsen gefüllt werden. Diese werden verpresst und die Presslinge in einen Stahlbehälter (ca. 15 cm Durchmesser), der 6-8 Presslinge fasst, gefüllt. Dieser Stahlbehälter wird in ein Kunststoffrohr gestellt, das in einem vorgefertigten 200-l-Fass eingesetzt wurde. Wie beim AGT4 werden dann alle Hohlräume mit Zement vergossen, so dass sich wieder eine Zusatzabschirmung durch den Zylinder aus inaktivem Zement ergibt.

Der AGT11 entspricht bzgl. Herkunft, Materialzusammensetzung, den radiologischen Eigenschaften und der Vorbehandlung dem AGT9 bzw. AGT10/9. Allerdings werden hier die Stahlbehälter nicht einzementiert, sondern z. Zt. lose in Mosaik II- Behältern gelagert, die nicht zwingend die Endlagerbehälter sein müssen (aber sein könnten). Damit soll der künftige Entsorgungspfad offengehalten werden.

Die Abfälle des AGT3 werden (ggf. nach Zerkleinerung) in 100-l-Fässer eingebracht, die anschliessend mit einer 100-t-Presse (s. AGT4) verpresst werden. Die resultierenden Presslinge werden in ein vorbereitetes 200-l-Fass, das ca. 4 Presslinge aufnehmen kann, verpackt. Das verbleibende Volumen (insbesondere Freiraum zwischen Presslingen und 200-l-Behälterhülle) wird mit inaktivem Zement vergossen.

Den Aufbau der resultierenden Gebinde für den Typ AGT4 zeigt Fig. A1. In Fig. A2a und A2b sind die Typen AGT9 und AGT10/9 skizziert, Fig. A3 zeigt den Aufbau des Typs AGT3.

A.2.1.2 Nicht pressbare Mischabfälle des PSI-HL

Hier ist nur die AGT-Gruppe

AGT2/PSI-HL: Nicht pressbare feste Abfälle (Sperrgut, Bauschutt) des PSI-Hotlabors

zu betrachten.

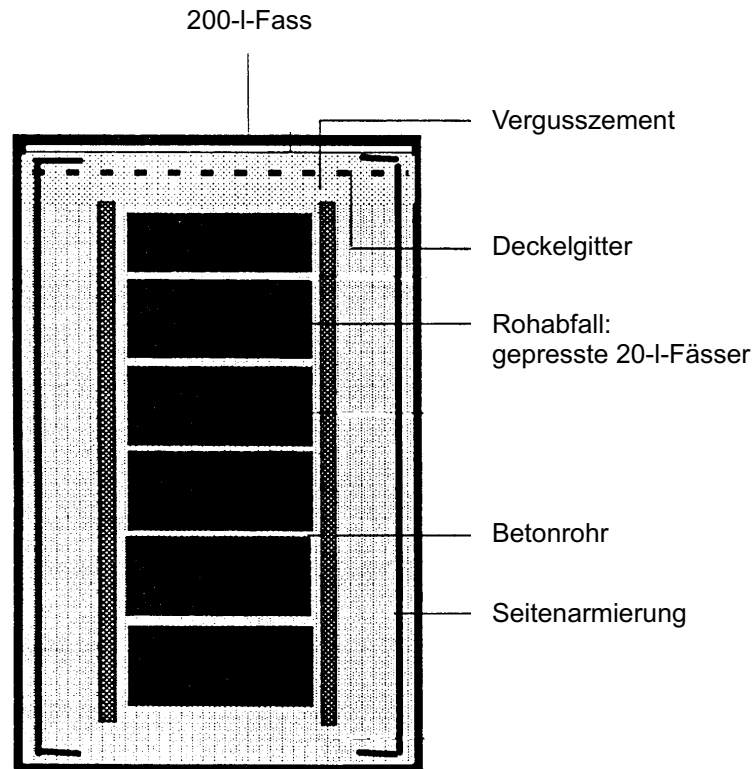


Fig. A1: Schnittbild des Typs AGT4 (AGT4N und AGT4S)

A.2.1.2.1 Zusammensetzung der Abfälle

Bei dem Sperrgut sind Abfälle mit unterschiedlichen Otsdosisleistungen zu unterscheiden. Bei den Abfällen mit geringerer ODL handelt es sich um Pu-kontaminierte Komponenten wie Handschuhboxen und Boxenteile, Kleingeräte, Labortische und Ultraschallbäder. Die Komponenten höherer ODL stammen aus den Heissen Zellen; es handelt sich hauptsächlich um U-, Pu-, Am- sowie aktivierungs- und spaltprodukt-kontaminierte Maschinenteile, Stahlplatten, Apparateile, Kabel und PVC.

Bei dem Bauschutt handelt es sich um schwach kontaminiertes Material aus Umrüstungsarbeiten des HL. Die Hauptkomponente ist Beton, daneben fallen Keramik, Stahl, Holz und Kunststoff an.

A.2.1.2.2 Konditionierung der Abfälle

Die Sperrgutkomponenten und der Bauschutt (der möglichst als integrierter Bestandteil der Zementierung betrachtet wird) werden mit inaktivem Mörtel in 200-l-Fässern konditioniert. Fig. A4 zeigt den Aufbau eines entsprechenden Abfallgebundes.

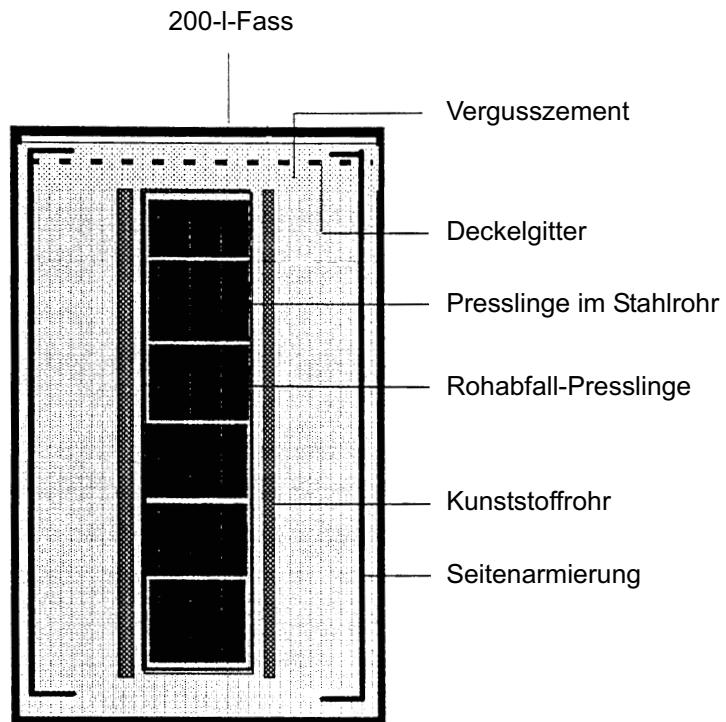


Fig. A2a: Schnittbild des Typs AGT9

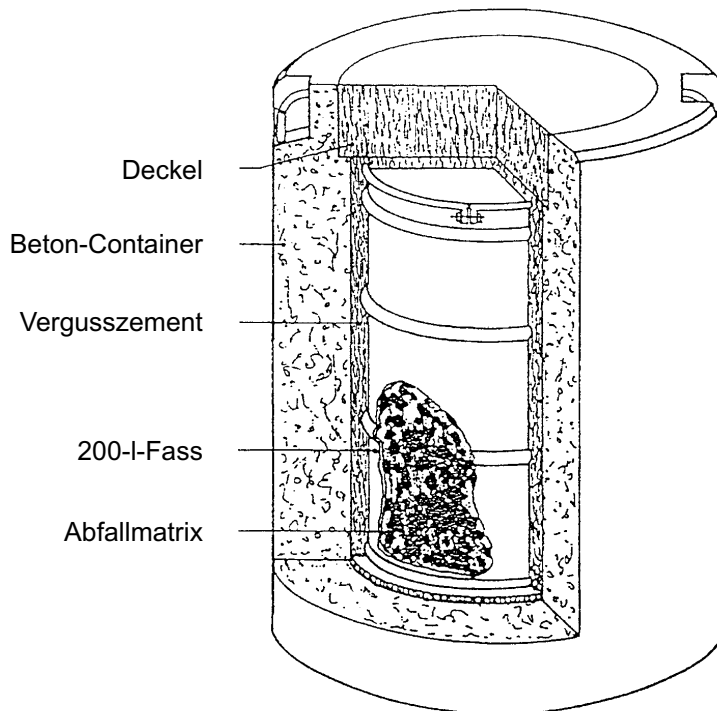


Fig. A2b: Schnittbild des Typs AGT 10/9

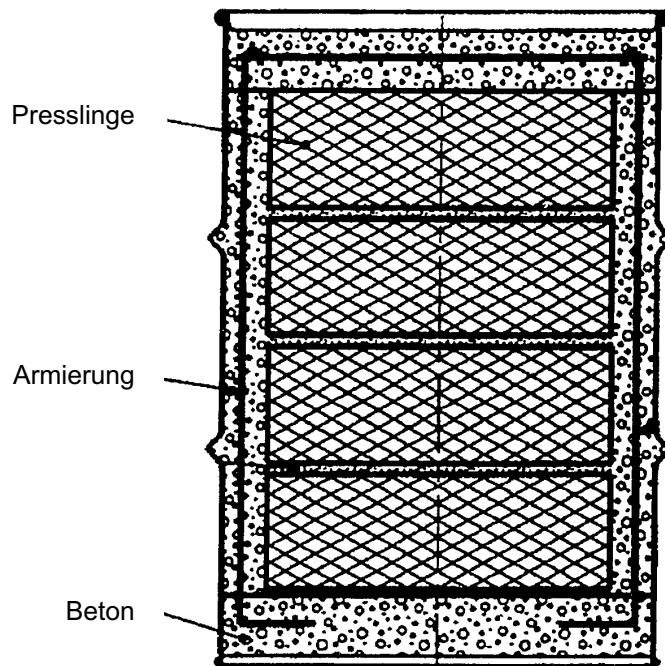


Fig. A3: Schnittbild des Typs AGT3

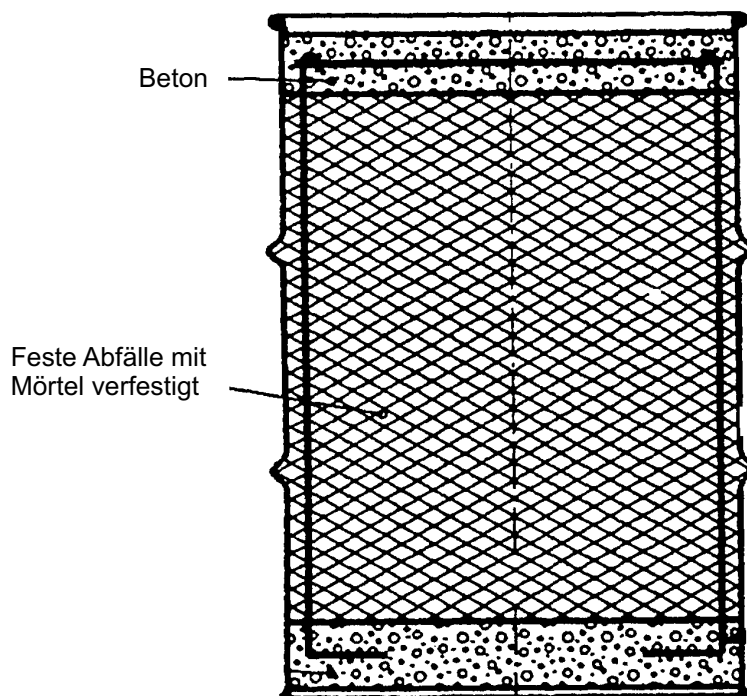


Fig. A4: Schnittbild des Typs AGT2

A.2.2 Abfall- Lösungen des PSI

Hier sind folgende AGT-Gruppen zu betrachten:

AGT8/FIXBOX 1B: Lösungen mit spaltproduktfreien Brennstoffrückständen

AGT8/FIXBOX 2: Lösungen mit spaltprodukthaltigen Brennstoffrückständen

A.2.2.1 Zusammensetzung der Abfälle

Bei den Rohabfällen des Typs AGT8/FIXBOX 1B handelt es sich um wässrige Lösungen, die bei der Entwicklung und Herstellung von U- und Pu- haltigen unbestrahlten Kernbrennstoffen im HL anfallen. Sie umfassen Analytiklösungen aus der Produktkontrolle, Destillationskonzentrate und Lösungen aus der Brennstoffaufarbeitung und Rezyklierung.

Der Rohabfall des Typs AGT8/FIXBOX 2 besteht aus wässrigen Lösungen, die bei der Analyse und Herstellung bestrahlter Kernbrennstoffe im HL anfallen. Es handelt sich um wässrige Lösungen aus der ICP/MS- Analytik und aus PSI-Experimenten.

A.2.2.2 Konditionierung der Abfälle

Die Abfall- Lösungen werden in 1-l- PE- Infusionsflaschen injiziert, in die vorgängig eine Zement-Trockenmischung eingebracht wurde. Durch die Vermischung des Abfalls mit der Zementmischung entsteht eine homogene Abfallmatrix. Die 1-l- Flaschen werden in vorfabrizierte Sogefibre- Behälter CBF-C2K gestellt und einzementiert.

Es sind zwei ISRAM-AGT vorgesehen: Der Typ J-P-2055 enthält ausschliesslich 181 1-l- Flaschen FIXBOX1B- Lösungen, beim Typ J-P-2050 sollen zentral 15 Flaschen FIXBOX-2- Lösungen, umgeben von 166 FIXBOX-1B- Lösungen (wirken zusätzlich als Abschirmung) einzementiert werden. Fig. A5 zeigt den Aufbau des geplanten endkonditionierten Gebindes.

A.2.3 Bituminierter Abfall und Glasmuster ("Bitumenfass")

Bei diesem ISRAM-AGT "J-P-2100" handelt es sich um ein einziges 200-l-Fass mit bituminierten und verglasten Abfällen, die aus Forschungsprogrammen der 80-er Jahre hervorgegangen sind. Dabei wurden praktische Erfahrungen mit bituminierten Produkten aus Wiederaufarbeitungsanlagen gesammelt und Korrosionsversuche zur Untersuchung der Langzeitstabilität hochaktiver Abfallgläser durchgeführt.

A.2.3.1 Zusammensetzung der Abfälle

Die Salz-Bitumen-Matrix entspricht einem realen mittelaktiven WA-Abfall (Herstellung in der Bituminieranlage Cadarache). Der andere Bestandteil sind Glasmuster (kleinere Körper, insgesamt ca. 20 g), welche aus Blöcken mit realistischem HAA-Glas aus der WA-Anlage CEA/Marcoule stammen.

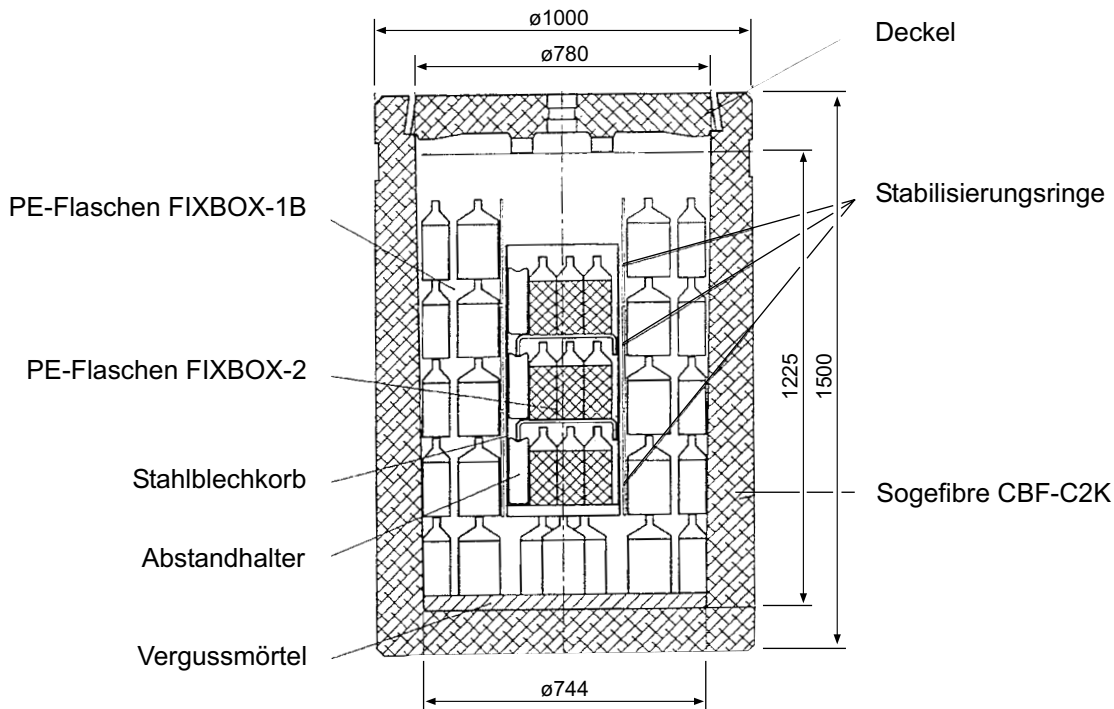


Fig. A5: Schnittbild des geplanten Typs FIXBOX

A.2.3.2 Konditionierung der Abfälle

Die homogene Salz- Bitumen- Matrix wurde aus Cadarache in einem 50-l-Fass angeliefert. In der Matrix befinden sich diverse Probebohrungen, in welche die kleinen Glaskörper eingebracht wurden. Die Oberfläche der Bitumenmatrix ist nicht flach, sondern nach innen abgesunken, insgesamt ist das Fass zu etwa 2/3 gefüllt. Das 50-l-Fass wurde verdeckelt, in ein vorbereitetes 200-l-Fass gestellt und das Restvolumen mit Zement verfüllt. Der verbleibende 1/3-Hohlraum des 50-l-Fasses blieb unverfüllt, um ein eventuelles Quellen des Bitumens bei Wasserzutritt zu kompensieren. Fig. A6a/b zeigen den Aufbau des 50-l-Fasses sowie des endkonditionierten 200-l-Gebindes.

A.2.4 Abfälle aus dem BAG-Sammelbereich mit H-3/C-14/Ra-226

Hier ist die AGT-Gruppe AGT5/MIF mit Abfällen aus dem Sammelbereich des BAG zu betrachten. Es handelt sich um MIF-Abfälle mit einem breiten Material- und Nuklidpektrum (im wesentlichen H-3/C-14/Ra-226), die von den unterschiedlichsten Produzenten abgeliefert werden. Zur optimalen Nutzung des Gebindevolumens wurden vom PSI einige Zylinder mit reinen H-3-Abfällen konditioniert. Bei diesen Abfällen handelt es sich um die nicht brennbare Fraktion. Die brennbaren Anteile werden aussortiert und in der Pilotverbrennungsanlage (PVA) des PSI verbrannt.

A.2.4.1 Zusammensetzung der Abfälle

Bei den Materialien handelt es sich z.B. um Leuchtfarben, Keramik, Nachtvisiere und Neutronenröhren. Als Materialspezifikation resultieren Anteile von ca. 28% Eisen, 3% sonstige Metalle, 44% Anorganika, 4% PVC und 21% sonstige Organika.

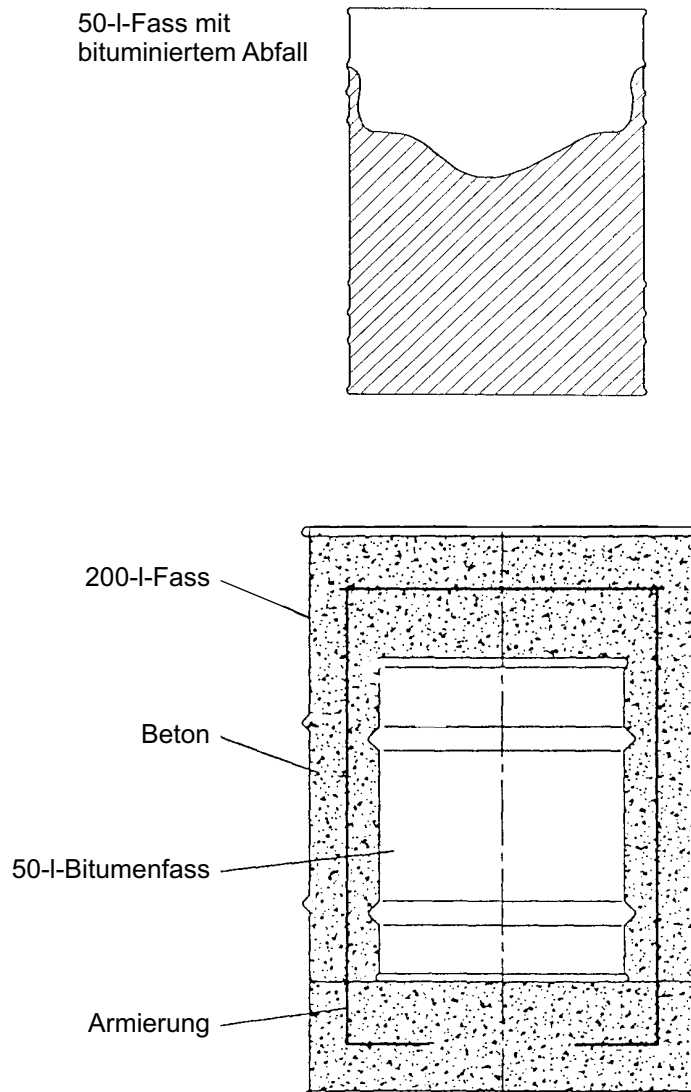


Fig. A6a/b: Schnittbild des Typs "Bitumenfass" (50-l- Fass in 200-l-Gebinde). Die Probebohrungen und Glaskörper sind in Fig. A6a nicht eingezeichnet.

A.2.4.2 Konditionierung der Abfälle

Da die Abfälle luftkontaminierende Nuklide (H-3, C-14) oder Tochternuklide (Rn-222 aus Ra-226) enthalten, werden die Abfälle beim PSI in dickwandige (3 mm) und gasdichte 100-l-Stahlbehälter gefüllt und der Behälter mit Zement vergossen. Anschließend wird der Behälter gasdicht verschweisst, der 100-l-Behälter in ein vorbereitetes 200-l-Fass gestellt und das Restvolumen mit Zement vergossen. Fig. A7 zeigt den Aufbau des konditionierten 200-l-Gebindes.

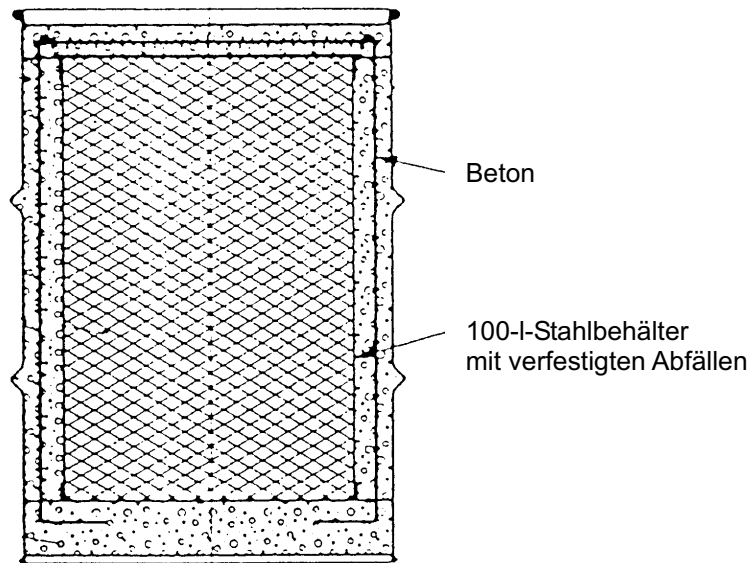


Fig. A7: Schnittbild des Typs AGT5

A.2.5 Abfälle aus dem BAG-Sammelbereich mit teilweise hohen Am-241-Anteilen

Unter diesem Begriff ist die AGT-Gruppe *AGT2-MIF* und *AGT10/2-MIF* mit acht ISRAM-AGT spezifiziert:

J-P-1202 - 1204: Gebinde mit hohen Am-241- Anteilen (in 200-l-Fass)
J-P-1201: Entspricht *J-P-1202*, jedoch 200-l-Fass in 1 m³-BC

J-P-1212 - 1214: Gebinde ohne Am-241
J-P-1211: Entspricht *J-P-1212*, jedoch 200-l-Fass in 1 m³-BC

Dabei unterscheiden sich die AGT lediglich durch unterschiedliche 200-l-Gebindehüllen und/oder Zementrezepturen, so dass radiologisch z.B. die Typen *J-P-1202* und *J-P-1212* repräsentativ sind.

Wie bei den in Kap. A.2.4 diskutierten Abfällen handelt es sich um Sammelabfälle aus dem MIF-Bereich; sie stammen in der Regel von wenigen Grossproduzenten und enthalten auch vergleichbare Nuklide, jedoch z.T. mit deutlich höheren Aktivitätsinventaren. Zur optimalen Volumennutzung werden in geringem Masse auch Abfälle von Kleinproduzenten eingebracht (s. auch A.2.5.1).

A.2.5.1 Zusammensetzung der Abfälle

Bei den Abfällen handelt es sich um gekapselte (gasdicht verschweisste Stahlzylinder) Produktions- und Anwendungsrückstände (z.B. Rückstände von Feuermeldern) mit erheblichen Inventaren an H-3, C-14, Ra-226 und Am-241. In geringerem Masse sind geschlossene Quellen (z.B. Co-60, Cs-137, Sr-90, Tc-99) enthalten. Als Materialspezifikation resultieren Hauptanteile von ca. 83% (46%) Stahl, 2% (0%) sonstige Metalle, 6% (20%) Anorganika, 3% (9%) Organika für die Abfälle mit (ohne) Am-241. Die Kapselung erfolgt beim Lieferanten vor der Ablieferung, die Dichtheit der Zylinder wird geprüft.

A.2.5.2 Konditionierung der Abfälle

In den Jahren 1982-1995 wurden die Stahlzylinder am PSI in vorbereitete 200-l-Fässer eingesetzt und mit Zement vergossen. Dabei wurden die angelieferten Abfälle i.d.R. nicht sortenrein - nach (kurz-/langlebigen) Nukliden oder Lieferanten getrennt - verarbeitet, so dass die Gebinde i.a. Inventare mehrerer Nuklide unterschiedlicher Herkunft enthalten. Ab 1995 werden die Zylinder lediglich gestapelt mit der Absicht, sie zunächst im BZL in 4.5 m³-Containern zu lagern und sich die Möglichkeit zur Optimierung offenzuhalten (Nuklidtriage, Zusatzverpackung). Fig. A8 zeigt den Aufbau der bisher endkonditionierten Gebinde.

A.3 Zusammenfassung

Die Tab. A1 enthält Angaben über die Herkunft und (Vor-) Behandlung der Abfallgebände. Tab. A2 fasst die kumulierten Gebindeprognosen sowie die radiologischen Eigenschaften zusammen.

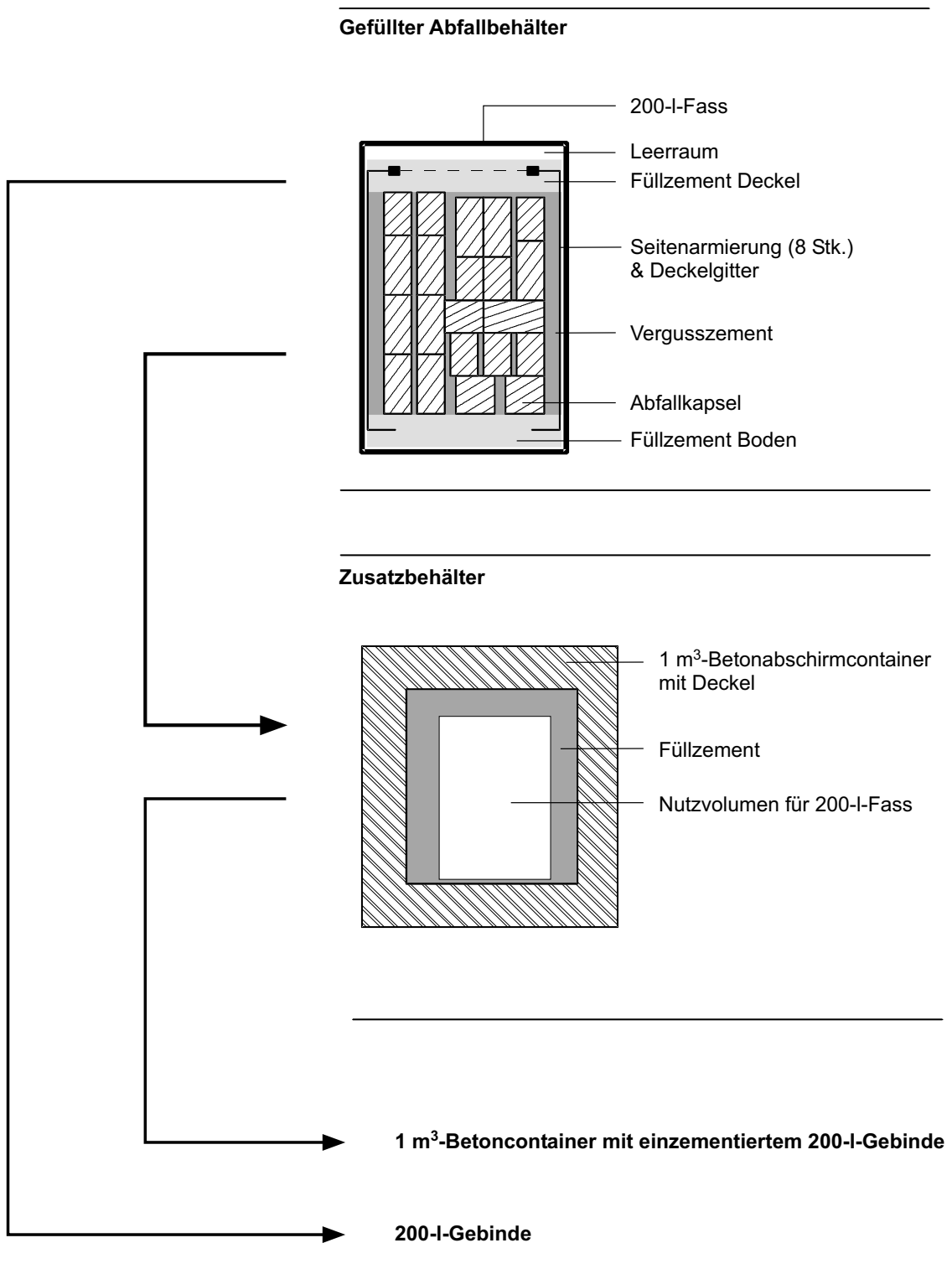


Fig. A8: Aufbau des Typs AGT2 mit teilweise hohen Am-241- Anteilen

Tab. A1: Zusammenstellung der in der Studie betrachteten Abfallgebindetypen mit (Vor-) Behandlungsmethoden und Herkunft. Bei den fettgedruckten ISRAM-AGT handelt es sich um die jeweils repräsentativen Typen.

PSI - Gruppe	ISRAM- AGT	Kapitel	Behandlung	Herkunft
AGT4N-HL	J-P-2010, 2011, J-P-2012	A.2.1.1	Verpressung	PSI- HL / Bestrahlter Brennstoff
AGT4S-HL	J-P-0179	A.2.1.1	Verpressung	PSI- HL / Unbestrahlter Brennstoff
AGT9-HL AGT10/9-HL AGT11-HL	J-P-2021 J-P-2020 J-P-2025	A.2.1.1	Verpressung	PSI- HL / Bestrahlter Brennstoff
AGT3-HL	J-P-2060, 2061, J-P-2062	A.2.1.1	Verpressung	PSI- HL / Reinigungsarbeiten
AGT2-HL	J-P-2030, 2031, J-P-2032, 2035 J-P-2040, 2041	A.2.1.2	Unverpresst	PSI- HL / Sperrgut Bauschutt aus Umrüstungsarbeiten
AGT8- FIXBOX 1B FIXBOX 2	J-P-2055 J-P-2050	A.2.2	Vorkonditioniert in 1-l-PE-Flaschen	PSI- HL / Lösungen: Unbestrahlter Brennstoff Anteile mit bestrahltem Brennstoff
Bitumenfass	J-P-2100	A.2.3	Bituminierung u. Verdeckelung	PSI- HL / WA- Abfälle
AGT5-MIF	J-P-1110, 1111, J-P-1112, J-P-1113	A.2.4	Verschweisst in 100-l- Stahl- behältern	BAG- MIF / Sammelaktionen Kleinproduzenten
AGT2-MIF mit Am-241 AGT10/2-MIF mit Am-241 AGT2-MIF ohne Am-241 AGT10/2-MIF ohne Am-241	J-P-1202 , 1203, J-P-1204 J-P-1201 J-P-1212 , 1213, J-P-1214 J-P-1211	A.2.5	Verschweisst in Stahlbehältern (1-10 Liter)	BAG- MIF / Sammelaktionen Grossproduzenten

Tab. A2: Radiologische Eigenschaften und Volumen der Abfallgebände. Unter "Pu (α)" sind die α -aktiven Pu-Isotope zusammengefasst. Bei den fettgedruckten ISRAM-AGT handelt es sich um die jeweils repräsentativen Typen.

PSI - Gruppe	ISRAM - AGT	Zahl der Gebinde: Prognose bis zum Jahr 2040	Abfallvolumen [m ³] (Bis 2040)	Mittlere Aktivität [GBq/Gebinde]				
				C-14	Pu (α)	Pu-241	Am-241	Ra-226
AGT4N-HL	J-P-2010, 2011, J-P-2012	471 (200-l)	102	8.4 E-5	1	35	0.31	
AGT4S-HL	J-P-0179	50 (200-l)	11		91	2'100	24	
AGT9-HL	J-P-2021	38 (200-l)	8	8.7 E-4	14	390	6.9	0.1
AGT10/9-HL	J-P-2020	9 (1 m ³)	9	1.7 E-2	1.8	19	3.0 E-2	
AGT 11-HL	J-P-2025	53 (1.4 m ³)	74	1.9 E-2	960	2.5 E+4	260	2.8
AGT3-HL	J-P-2060, J-P-2061, J-P-2062	912 (200-l)	198		1.3	34	0.27	
AGT2-HL Sperrgut	J-P-2030, 2031, ¹⁾ J-P-2032, 2035 ¹⁾	416 (200-l)	90	8 E-6	0.7	21	0.22	
Bauschutt	J-P-2040 , 2041	49 (200-l)	11		6.9 E-5	2.4 E-5	2.1 E-5	
AGT8- FIXBOX 1B	J-P-2055	6 (1.2 m ³)	7		270	1'800	130	
FIXBOX 2	J-P-2050	38 (1.2 m ³)	47	5.7 E-5	235	1'970	103	
Bitumenfass	J-P-2100	1 (200-l)	0.2	4.4 E-4	19	200	9.1	
AGT5-MIF	J-P-1110, J-P-1111, J-P-1112, J-P-1113	933 (200-l)	202	5	2.3 E-7		1.2 E-3	2.6 E-2
AGT2-MIF mit Am-241	J-P-1202 , 1203, J-P-1204	77 (200-l) und (1 m ³)	23 (200-l und 1 m ³)	0.8	2.3 E-6		61	0.8
AGT10/2-MIF mit Am-241	J-P-1201							
AGT2-MIF ohne Am-241	J-P-1212 , 1213, J-P-1214	43 (200-l) und (1 m ³)	15 (200-l und 1 m ³)	18				0.44
AGT10/2-MIF ohne Am-241	J-P-1211							
Zukünftige mit Am-241 ²⁾	-	1.5 (4.5 m ³)	7				4'200	0.32
Zukünftige ohne Am-241 ²⁾	-	10 (4.5 m ³)	45	390				0.36

¹⁾ Gebindeaktivitäten: Jeweils Mittelwert der Typen J-P-2030, 2031, 2032 und 2035

²⁾ Die Konditionierung erfolgt in Zukunft möglicherweise nicht mehr in 200-l-Fässern. Bis auf Weiteres werden die Stahlbehälter mit den Abfällen in PSI- 4.5 m³- Behältern gelagert.

BEILAGE

PSI AN-44-01-11

**Untersuchungen am PSI zu den sicherheitsrelevanten Radionukliden
im Nahfeld und Fernfeld des SMA-Lagers – Fortschritte seit dem
Rahmenbewilligungsgesuch**



Titel	Untersuchungen am PSI zu den sicherheitsrelevanten Radionukliden im Nahfeld und Fernfeld des SMA Lagers-Fortschritte seit dem Rahmenbewilligungsgesuch	Ersetzt
Autoren/ Autorinnen	E. Wieland, J. Hadermann	Erstellt 28. Juni 2001

Zusammenfassung:

Seit 1994 wurden am PSI schwerpunktmässig experimentelle Arbeiten im Zusammenhang mit dem SMA Lager durchgeführt. Im Hinblick auf das Rahmenbewilligungsgesuch für das geologische Tiefenlager SMA und als Input für die begleitenden Sicherheitsanalysen hatten BRADBURY & SAROTT (1994) eine Sorptionsdatenbasis für die sicherheitsrelevanten Radionuklide in einem zementhaltigen Nahfeld erstellt. Ausgehend von dieser Arbeit wurde ersichtlich, dass weitere experimentelle Forschungsaktivitäten am PSI notwendig waren, damit die aus der Literatur entnommenen und in der Datenbasis empfohlenen Sorptionswerte besser beurteilt und einige wichtige, offene Fragen, wie z.B. der Einfluss von Zelluloseabbauprodukten und von Zementadditiven, sowie von Nahfeldkolloiden auf das Sorptionsverhalten von Radionukliden abgeklärt werden konnten.

Im Hinblick auf eine bessere Beurteilung der geologischen Barrieren wurden auch verschiedene auf das Fernfeld bezogene Studien durchgeführt, so zum Einfluss der stark alkalischen Zementporenwässer auf den Mergel (pH Fahne) und zum Einfluss der aus dem Nahfeld austretenden, sowie natürliche vorhandenen organischen Substanzen auf das Sorptionsverhalten von Radionukliden im Mergel. Als Input für die Modelle der Sicherheitsanalyse wurden zudem zwei neue Sorptionsdatenbasen, eine für ungestörten Mergel und eine für unter dem Einfluss der pH Fahne veränderten Mergel erstellt.

Die Resultate aus den seit 1994 am PSI durchgeführten Untersuchungen werden zusammenfassend dargestellt, die für die Endlagersicherheit wichtigsten Schlussfolgerungen aufgeführt und die noch offenen Fragen kurz skizziert.

Abt.	Empfänger / Empfängerinnen	Expl.	Abt.	Empfänger / Empfängerinnen	Expl.		Expl.
01	M. Jermann	1	Nagra	I. Hagenlocher	1	Bibliothek	3
40	W. Kröger	1		B. Schwyn	1	Reserve	3
	K. Foskolos	1		P. Zuidema	1	Total	32
43	C. Degueldre	1		Bibliothek	1	Seiten	16
44	B. Baeyens	1	BAG	W. Zeller	1	Beilagen	
	U. Berner	1	BFE	B. Wieland	1	Informationsliste	
	M. Bradbury	1	HSK	A. Zurkinden	1	D	1 2 3 4 5 8 9 A
	M. Glaus	1		J. Vigfusson	1	Visum Abt./Laborleitung:	
	J. Hadermann	1	KFW	W. Wildi	1		
	W. Hummel	1					
	A. Jakob	1					
	W. Pfingsten	1					
	A. Scheidegger	1					
	J. Tits	1					
	L. Van Loon	1					
	E. Wieland	2					

1. NAHFELD DES TIEFENLAGERS SMA

1.1 Stand 1994

BRADBURY & SAROTT (1994) erstellten eine Sorptionsdatenbasis für die sicherheitsrelevanten Radionuklide im zementhaltigen Nahfeld des geologischen Tiefenlagers SMA im Hinblick auf das Rahmenbewilligungsgesuch und als Input für die begleitenden Sicherheitsanalysen. Diese Datenbasis umfasst eine kritische Beurteilung der zum damaligen Zeitpunkt in der Literatur publizierten Sorptionswerte für diese Radionuklide in Zementsystemen, sowie eine Analyse von möglichen Störeinflüssen auf die chemische Sorption im Nahfeld, wie z.B. eine Verminderung der Sorption der Radionuklide durch organische Liganden aus dem Zelluloseabbau. Da zu jenem Zeitpunkt noch keine PSI eigenen Forschungsarbeiten auf diesen Gebieten vorhanden waren, wurde ausschliesslich auf Angaben aus der Literatur abgestützt, was grossenteils zu einer konservativen Beurteilung des Sorptionsverhaltens der Radionuklide wie auch der Störeinflüsse führte, allerdings bei wenigen Elementen auch zu einer Überschätzung der Sorption. Die grössten Unsicherheiten betrafen die Sorption der Lanthaniden und Actiniden auf Zement, sowie den Einfluss von zellulosehaltigen Abfällen und Zementadditiven auf die Sorption. Ausgehend von der durch BRADBURY & SAROTT (1994) erstellten Sorptionsdatenbasis wurde ersichtlich, dass eigene experimentelle Studien zur besseren Beurteilung der in der Literatur publizierten Sorptionswerte und möglicher Störeinflüsse, sowie zur Abklärung von noch offenen Fragen durchgeführt werden mussten.

Seit 1994 wurden daher Forschungsprojekte zum Sorptionsverhalten von sicherheitsrelevanten Radionukliden in Zementsystemen, insbesondere von Lanthaniden und Actiniden oder deren chemischen Analogen, zur Abklärung der Bedeutung von Zellulose und deren Abbauprodukten, sowie zur Beurteilung von organischen Zementadditiven auf die Sorption von Radionukliden und des Einflusses von Nahfeldkolloiden auf die Radionuklidmobilität durchgeführt. Einige der Arbeiten konnten schon abgeschlossen werden, da die notwendigen Informationen für die im Rahmen einer Sicherheitsanalyse durchzuführenden Beurteilungen vorhanden sind.

1.2 Stand 2001

Seit 1994 wurden zahlreiche Sorptionsstudien an Zementsystemen durchgeführt. Die Resultate zeigen, dass die Sorptionswerte der Lanthaniden und Actiniden in der Originalarbeit von BRADBURY & SAROTT (1994) und der neueren Version von BRADBURY & VAN LOON (1998) sehr konservativ ausgewählt worden waren. Die Sorptionswerte dieser Radionuklide können gegenüber früheren Werten um beinahe zwei Grössenordnungen heraufgesetzt werden (WIELAND & VAN LOON 2001). Ausgehend von neueren experimentellen Arbeiten konnte auch eine Neubeurteilung der Anioneneinbindung in Zement vorgenommen werden. Wegen fehlender Literaturdaten wurde in der ursprünglichen Datenbasis die Sorption einzelner anionischer Spezies, z.B. Se(IV), nicht berücksichtigt bzw. als vernachlässigbar angenommen. Neue Sorptionsstudien zeigen allerdings, dass Anionen signifikant in Zement eingebunden und immobilisiert werden können, was die Angabe eines von null verschiedenen Sorptionswerts für diese Elemente in einer aufdatierten Datenbasis rechtfertigt (WIELAND & VAN LOON 2001). Bei einigen wenigen Elementen musste allerdings der Sorptionswert in der Datenbank herabgesetzt werden.

Ergänzend zu den Sorptionstudien an Zement wurden Laborexperimente zur Diffusion von sicherheitsrelevanten Radionukliden durch intakte Zementbarrieren durchgeführt (JAKOB et al. 1999). Die Resultate aus diesen Experimenten wurden mit verschiedenen Transportmodellen modelliert. Aus diesen Diffusionsstudien konnten nuklidspezifische Informationen wie Diffusions- und Sorptionskoeffizienten ermittelt werden.

In dieser Zeitperiode wurden auch erste spektroskopische Untersuchungen an Zementsystemen durchgeführt, aus denen detaillierte Informationen über die Sorptionsprozesse in Zementsystemen auf der atomaren/molekularen Ebene resultieren (SCHEIDEGGER et al. 2000). Diese Untersuchungen zeigten, dass neben der Adsorption an Zementphasen auch weitere chemische Prozesse zu einer Immobilisierung der Radionuklide in Zementsystemen führen können, wie z.B. die Inkorporation in die Struktur der Zementphasen, die Bildung von sogenannten festen Lösungen ("solid solutions") oder die Bildung von Ausfällungen. Ausfällungsprozesse werden bereits über die Festlegung von Löslichkeitsgrenzen in der LMA-Sicherheitsanalyse berücksichtigt (z.B., BERNER 1999). Zur Zeit werden Modelle für

eine weitergehende Berücksichtigung von Inkorporationsprozessen und festen Lösungen zur Beschreibung der Radionuklidretention im Rahmen einer Sicherheitsanalyse entwickelt (z.B., CURTI 1997). Erwähnenswert ist, dass diese Prozesse positive Auswirkungen auf die Immobilisierung von Radionukliden durch Zement haben. Sie beschreiben das Rückhaltevermögen des Zements oft besser als die Oberflächensorption, welche oft nur der erste Schritt in einer Reihenfolge von Reaktionen an Feststoffoberflächen ist.

Untersuchungen zum Einfluss von organischen Liganden auf die chemische Retention im Endlagernahfeld wurden durchgeführt, weil eine erhebliche Unsicherheit über die Bedeutung der zellulosehaltigen Abfälle und der Zementadditive für Sicherheitsbetrachtungen bestand. Aufgrund der neueren Arbeiten können nun die Einflüsse der mengenmässig wichtigsten organischen Verbindungen auf die Sorption von Radionukliden quantifiziert werden.

Zellulose ist in stark alkalischer Umgebung chemisch nicht stabil (VAN LOON & GLAUS 1998). Als wichtigstes Abbauprodukt wurde Isosaccharinsäure (ISA) identifiziert. Die ISA Konzentration im Nahfeld und somit deren Einfluss auf die Radionuklidmobilität wird einerseits durch die Abbaurate der Zellulose und andererseits durch das Sorptionsverhalten von ISA bestimmt. Es konnte gezeigt werden, dass Zellulose unter den stark alkalischen Bedingungen des Nahfelds chemisch nur teilweise abgebaut wird (VAN LOON & GLAUS 1998). Zudem sorbiert ISA sehr stark an die Zementoberfläche, sodass die resultierende, freie Porenwasserkonzentration sehr tief ist (VAN LOON & GLAUS 1998). Damit wird ein negativer Effekt auf die Radionuklidsorption unter tiefenlagerrelevanten Bedingung sehr unwahrscheinlich (BRADBURY & VAN LOON 1998).

Die Arbeiten zu den Zementadditiven sind auf die Erarbeitung eines Beurteilungsverfahrens zur Erfassung möglicher Effekte auf die Radionuklidmobilität ausgerichtet. Die an verschiedenen Zementadditiven durchgeführten Untersuchungen zeigen keinen signifikanten Einfluss auf die Nuklidspeziation, was durch deren schwache Komplexierungseigenschaften oder durch deren starke Sorption auf Zement erklärt werden kann. Letztere führt ebenfalls dazu, dass tiefe Porenwasserkonzentrationen für die Additive vorausgesagt werden, wodurch ein signifikanter Einfluss auf die

Radionuklidsorption nach dem heutigen Kenntnisstand ausgeschlossen werden kann (GLAUS & VAN LOON 2001).

Im weiteren wurden experimentelle Studien durchgeführt, um die im Verfüllmaterial eines Tiefenlagernahfelds möglicherweise vorhandenen Kolloide zu charakterisieren, deren Konzentration zu bestimmen und die inventarkontrollierenden chemisch-physikalischen Prozesse zu beschreiben (WIELAND 2001). Diese experimentellen Arbeiten bilden die Grundlage um einen möglichen Einfluss von zementartigen Kolloiden auf die Radionuklidmobilität im Nahfeld zu quantifizieren und zu beurteilen. Aus diesen Untersuchungen geht hervor, dass die chemischen Bedingungen in einem Endlagernahfeld, verursacht durch die hohe Ionenstärke und die hohe Calciumkonzentration des Porenwassers, diejenigen chemisch-physikalischen Prozesse begünstigen, die zu einer Verminderung der Kolloidkonzentration führen. Dabei wird das Kolloidinventar entweder infolge Haftung der Kolloide an Verfüllmörtel (Filtration) oder durch Bildung von grösseren Kolloidaggregaten (Koagulation) im Verfüllmörtel reduziert. Im Falle des Tiefenlagers SMA sind die resultierenden Kolloidkonzentrationen im Porenwasser eines Nahfelds je nach Degradationszustand des Zements vergleichbar oder tiefer als die im Grundwasser des umgebenden Mergel-Wirtsgesteins gemessenen Werte. Der Einfluss der im Porenwasser vorhandenen Kolloide auf die Radionuklidmobilität konnte ausgehend von den experimentellen Daten quantifiziert werden (WIELAND 2001). Dabei wurde berücksichtigt, dass das Sorptionsverhalten von Radionukliden auf den zementartigen Kolloiden vergleichbar ist mit demjenigen auf Zement. Dieser Vergleich konnte durch eine Charakterisierung der Kolloide abgestützt werden, die zeigt, dass Kolloide aus dem Verfüllmörtel und Zement eine ähnliche chemische Zusammensetzung haben. Zudem wurde für die Beurteilung in Betracht gezogen, dass Kolloide im Vergleich zu Zement eine wesentlich grössere Oberfläche aufweisen. Das Verhältnis der reaktiven Oberflächen konnte aus den experimentellen Daten abgeleitet und in den Berechnungen berücksichtigt werden. Diese zeigen schliesslich, dass für die meisten Radionuklide bei den für das Porenwasser typischen Kolloidkonzentrationen keine wesentliche Verminderung der Radionuklidsorption auf Zement zu erwarten ist. Eine geringe Verminderung der Sorption wird allerdings für die sehr stark sorbierenden Radionuklide, z.B. die dreiwertigen Lanthaniden und die drei- und vierwertigen Actiniden, vorausgesagt. Da diese jedoch durch Zement sehr stark zurückgehalten

werden, ist der resultierende Effekt auf die Radionuklidmobilität unter tiefenlager-relevanten Bedingungen gering.

1.3 Zusammenfassung

Mit den seit 1994 am PSI durchgeführten Forschungsprogrammen wurden wissenschaftlichen Grundlagen erarbeitet um wichtige chemische Parameter, welche die Immobilisierung von Radionukliden im Tiefenlagernahfeld beeinflussen können, zu quantifizieren. Sorptionsuntersuchungen an Zementsystemen zeigen, dass Lanthanide und Actinide, sowie die Anionen stärker sorbieren als in einer früheren für die Sicherheitsanalyse verwendeten Sorptionsdatenbasis festgelegt wurde. Zusätzliche chemische Prozesse, wie die Inkorporation in die Struktur der Zementphasen oder die Bildung von festen Lösungen ("solid solutions"), können die Immobilisierung der Radionuklide in Zementsystemen zusätzlich begünstigen. Der Abbau von zellulosehaltigen Abfällen, die Verwendung von Zementadditiven zur Verfestigung der Abfälle und beim Lagerbau, sowie das Auftreten von zementartigem, kolloidalem Material im Nahfeld wurden als wichtige Einflüsse mit möglicherweise negativen Auswirkungen auf die Radionuklidsorption identifiziert. Die Resultate aus den experimentellen Arbeiten zeigen allerdings, dass keiner dieser Störeinflüsse die Sorption von Radionukliden im Tiefenlagernahfeld wesentlich beeinflussen kann.

2. FERNFELD DES TIEFENLAGERS SMA

2.1 Stand 1994

Bei den Sicherheitsanalysen zum Rahmenbewilligungsgesuch wurde auf die von STENHOUSE (1994) erstellte Sorptionsdatenbasis für die sicherheitsrelevanten Radionuklide im Palfris Mergel abgestützt. Da zu jenem Zeitpunkt erst wenige Forschungsarbeiten zur Wechselwirkung von Radionukliden mit Mergelgestein am PSI durchgeführt worden waren (TITS et al. 1993), basiert diese Sorptionsdatenbasis hauptsächlich auf Extrapolationen aus der Literatur. Ein wichtiger Störeinfluss, nämlich das Austreten von stark alkalischen Zementporenwasser aus dem Nahfeld (pH Fahne) und dessen Bedeutung für das Sorptionsverhalten des Wirtsgesteins, ist in der 1994 verwendeten Sorptionsdatenbasis nicht detailliert berücksichtigt. Für das Rahmenbewilligungsgesuch wurde der Einfluss der pH Fahne, aber auch von Kolloiden und Komplexbildnern, mit einem robusten Modellansatz abgedeckt, welcher die direkte Freisetzung aus dem Endlager in die Biosphäre unterstellt. Im weiteren waren 1994 am PSI bereits die ersten experimentellen Arbeiten zur Bestimmung der Konzentration von Kolloiden im Mergelwasser und deren Charakterisierung (DEGUELDRE et al. 1994), sowie zum Einfluss von organischen Substanzen auf die Uransorption (TITS et al. 1993) durchgeführt worden.

2.2 Stand 2001

Die Bestimmung des Quellterms im zementhaltigen Nahfeld ist von grösster Wichtigkeit für die Sicherheitsanalyse. Daher wurden seit 1994 am PSI schwerpunktmässig experimentelle Untersuchungen zur Beschreibung des Verhaltens von sicherheitsrelevanten Radionukliden im Nahfeld eines SMA Lagers und zur Bestimmung ihrer Sorptionswerte durchgeführt. Im Hinblick auf eine bessere Beurteilung der geologischen Barrieren wurden aber auch verschiedene auf das Fernfeld bezogene Studien durchgeführt.

In der Zeitperiode seit 1994 wurden zwei neue Sorptionsdatenbasen, eine für ungestörten Mergel (BRADBURY & BAEYENS 1997a) und eine für unter dem Einfluss der pH Fahne veränderten Mergel (BRADBURY & BAEYENS 1997b), erstellt. Dabei hat sich gezeigt, dass in STENHOUSE (1994) die Sorption an ungestörtem Mergel für einige Elemente, insbesondere für einzelne Actinide, überschätzt worden war. Das

Sorptionsverhalten von verändertem Mergel wurde speziell berücksichtigt, weil die Frage des Einflusses der pH Fahne auf das Mergelgestein ein grosses Gewicht bei der Beurteilung der Barrierenwirkung hat. In der Datenbasis für ungestörten Mergel wurden die Sorptionswerte für die sicherheitsrelevanten Radionuklide unter Berücksichtigung der vier charakteristischen Mineralzusammensetzungen des Palfris Mergels und der zwei wichtigen Grundwassertypen zusammengestellt. Im Bericht wurde auch detailliert auf die Methodik der Datenauswahl eingegangen, die sich auf Leitkriterien wie Transparenz und Nachvollziehbarkeit des Auswahlprozesses abstützte. In beiden Datenbasen wurde der Einfluss von organischen Substanzen, insbesondere ISA aus dem Zelluloseabbau und Glukonsäure als Modellverbindung für die Zementadditive, berücksichtigt.

Wie in der Sicherheitsanalyse zum Rahmenbewilligungsgesuch erwähnt, können die organischen Substanzen im Mergel natürlichen Ursprungs sein oder durch die pH Fahne aus der technischen Barriere in den Mergel eingetragen werden. Unsicherheiten bestanden 1994 bei der Bestimmung der Art und der Quantifizierung des Gehalts möglicher organischer Substanzen im Mergel und ihres Einflusses auf das Sorptionsverhalten von Radionukliden. Im Gegensatz zu anderen sicherheitsrelevanten Radionukliden in der Abfallmatrix können Lanthanide und Actinide sehr starke Komplexe mit organischen Substanzen bilden.

Um die vorhandenen Unsicherheiten abzubauen, wurden experimentelle Studien zur Komplexierung von Radionukliden mit Huminsäuren als starkem Komplexbildner durchgeführt (GLAUS et al. 1997). Diese Arbeiten zeigen, dass die Speziation von Lanthaniden und Actiniden durch natürliche Komplexbildner stark beeinflusst werden kann. Aus Messungen an standortspezifischen Grundwasserproben ist allerdings ersichtlich, dass deren Konzentration generell tief ist (DEGUELDRE et al. 1999a) und ein signifikanter Einfluss auf die Speziation unter endlagerrelevanten Bedingungen daher ausgeschlossen werden kann.

Die Sorption von Radionukliden, insbesondere von Lanthaniden und Actiniden oder deren chemischen Analogenen, wurde auf Calcit in Gegenwart von ISA und Glukonsäure, d.h. aus dem Lager eingetragenen Komplexbildnern, untersucht (TITS et al. 2001). Calcit ist ein mengenmässig wichtiger Bestandteil im ungestörten Mergel und im unter dem Einfluss der pH Fahne veränderten Mergel. Unter dem Einfluss der pH

Fahne können sich im Mergel auch Zementphasen und Zeolithe bilden. Der Calcit ist jedoch unter diesen Bedingungen stabil. Die Studie zeigt, dass Lanthanide und Actinide sehr stark an Calcit sorbieren und bei der zu erwartenden tiefen Konzentration an aus dem Lager eingetragenen organischen Substanzen diese nur einen geringen Einfluss auf das Sorptionsverhalten von Radionukliden haben. Diese Beobachtungen konnten auch für wichtige Zementphasen bestätigt werden (TITS et al. 1998).

Die aus diesen Studien gewonnenen Erkenntnisse ermöglichen es, die im Rahmen einer Sicherheitsanalyse notwendigen Beurteilungen zum Einfluss der erwähnten organischen Substanzen auf das Sorptionsverhalten von Radionukliden im Mergel detaillierter als früher durchzuführen.

In dieser Zeitperiode wurden ebenfalls Feldversuche zur Charakterisierung und zum Verhalten von Grundwasserkolloiden (anorganische Kolloide wie Tone und Hydroxide) an der Probebohrung (SB 6) des Wellenbergs durchgeführt. Insbesondere wurde die Art der Kolloide, ihrer Stabilität und Generation im Grundwasser, sowie die Veränderung der Kolloidkonzentrationen unter sich ändernden Wasserflussbedingungen untersucht (DEGUELDRE 1997, DEGUELDRE et al. 2000). Diese Versuche haben gezeigt, dass sich auch bei Störungen des Grundwassersystems innerhalb von wenigen Tagen konstante und tiefe Kolloidkonzentrationen einstellen. Auch bei der Bestimmung des Redoxpotentials für das Mergelgrundwasser wurden weitere Fortschritte erzielt (DEGUELDRE et al. 1999b).

Das Zementlager stellt eine massive, thermodynamische Störung des Wirtsgesteins dar. Die deshalb auftretenden, chemischen Gradienten, die z.B. zu einer pH-Fahne führen können, erfordern grundsätzlich eine Beschreibung im Rahmen von gekoppelten Modellen/Codes, mit denen gleichzeitig chemische Prozesse und Transportprozesse berücksichtigt werden können. Ein entsprechender Code (MCOTAC) wurde entwickelt (PFINGSTEN 1994), und erste Anwendungen haben gezeigt, dass das carbonat-haltige Grundwasser an der Grenze Nahfeld/Fernfeld zur Ausfällung von Calcit führt. Dadurch verringert sich die Porosität und hydraulische Leitfähigkeit in unmittelbarer Lagerumgebung, wodurch ein positiver Effekt der pH-Fahne auf die Barrierenwirkung zu erwarten ist (PFINGSTEN 2001).

2.3 Zusammenfassung

Mit den seit 1994 am PSI durchgeführten Forschungsprogrammen wurden wichtige Aspekte zum Verhalten von Radionukliden im Mergel und zum Einfluss der pH Fahne auf das Wirtsgestein bearbeitet. Die Konsequenzen der in der Lagerumgebung auftretenden, chemischen Gradienten können mit Hilfe eines am PSI entwickelten, gekoppelten Codes besser abgeschätzt werden. Aus Sorptionsuntersuchungen an Calcit und Zementmineralien kann der Einfluss der pH Fahne, sowie der organischen Substanzen aus der technischen Barriere detaillierter beurteilt werden. Ein Feldprogramm im Zusammenhang mit der Probebohrung am Wellenberg ermöglichte eine weitergehende Charakterisierung des Grundwassers hinsichtlich der Kolloidkonzentration und der Eigenschaften der Kolloide, sowie dem Redoxpotential. Als Input für die Modelle der Sicherheitsanalyse wurden zudem zwei neue Sorptionsdatenbasen, eine für ungestörten Mergel und eine für unter dem Einfluss der pH Fahne gestörten, respektive veränderten Mergel erstellt.

3. NAH- UND FERNFELD: OFFENE FRAGEN UND ZUKÜNFTIGE FORSCHUNGSAKTIVITÄTEN

Die am PSI durchgeführten Forschungsaktivitäten ermöglichen eine fundiertere Beurteilung des Verhaltens von sicherheitsrelevanten Radionukliden im Zement und im Wirtsgestein, sowie von möglichen Störeffekten wie der Anwesenheit von organischem Material im Abfall, von Zementadditiven im Verfestigungsmaterial und Konstruktionsbeton, von Zementkolloiden im Verfüllmaterial und dem Einfluss der pH Fahne im Mergel. Es sind aber noch einige Fragen offen und erfordern weitere Untersuchungen, die zur Zeit im Gange sind.

Eine erste Frage betrifft den quantitativen Abbau von Zellulose unter stark alkalischen Bedingungen im Nahfeld eines SMA Lagers. Die Extrapolation der Abbauraten von hohen Temperaturen auf Tiefenlagerbedingungen ist nicht eindeutig. Gegenwärtig werden Abbauxperimente mit Zellulose in einem mittleren Temperaturbereich durchgeführt mit dem Ziel, die Reaktionsgeschwindigkeit der alkalischen Hydrolyse auf unabhängige Weise zu bestimmen. Eine weitere Frage betrifft die Anwesenheit von möglichen Komplexbildnern für zweiwertige Metallkationen in Lösungen aus dem Zelluloseabbau. In den Abbaulösungen von Zellulosematerial ("Tela Tissues") wurden Produkte gefunden, welche unter den gegebenen Bedingungen zu einer messbaren Reduktion der Sorption von zweiwertigen Metallkationen an Zement führen. Diese Substanzen sollen chemisch näher charakterisiert und deren Stabilität und Bildung als Funktion der Zeit beschrieben werden.

Zusätzlich offene Fragen ergeben sich im Zusammenhang mit unserer Absicht, die Immobilisierungsprozesse von Radionukliden in der Zementmatrix des Nahfelds auf die Grundlage von chemisch-mechanistischen Beschreibungen zurückzuführen (thermodynamische Gleichgewichte, Kinetik). Die chemischen Reaktionen, die den aus makroskopischen Tracerstudien abgeleiteten Sorptionswerten zugrunde liegen, sollen auf einer atomaren/molekularen Ebene beschrieben werden. Die entsprechenden Modellvorstellungen werden ausgebaut und eine neuer Code für eine thermodynamische Beschreibung von Inkorporationsprozessen und festen Lösungen entwickelt. Aus dem besseren Verständnis der Immobilisierungsprozesse ist ein weiterer Abbau von Konservativitäten in der Sicherheitsanalyse und eine bessere Beschreibung des Quellterms und des Langzeitverhaltens von Radionukliden,

insbesondere auch von relevanten Anionen, zu erwarten. In diesem Zusammenhang sind auch noch vorhandene Diskrepanzen zwischen den aus Batchversuchen und Diffusionsexperimenten stammenden Sorptionswerten abzuklären.

Für das Fernfeld ist ein besseres mechanistisches Verständnis der Sorptionsprozesse für die sicherheitsrelevanten Radionuklide auf Mergel, auf den wichtigsten Mergelbestandteilen und auf den durch die pH Fahne erzeugten Sekundärmineralien erforderlich. Damit kann die Beurteilung der geologischen Barrieren hinsichtlich ihres Rückhaltevermögens für diese Radionuklide auf die Grundlage von chemisch-mechanistischen und thermodynamischen Beschreibungen zurückgeführt werden. Ergänzend zu experimentellen Batch-Sorptionsstudien, die zur Erarbeitung eines mechanistischen Verständnisses erforderlich sind, ist die Durchführung von Diffusionsexperimenten für die intakte Mergelmatrix notwendig.

Die Weiterentwicklung und Anwendung von gekoppelten Codes wird zukünftig eine detailliertere Beschreibung des Einflusses der pH Fahne, sowohl in ihrer räumlichen Ausdehnung als auch in ihrer zeitlichen Entwicklung, ermöglichen. Dabei sollen nebst den durch die pH Fahne geänderten chemischen Eigenschaften auch Änderungen in den geometrischen Faktoren (z.B. in der Porosität) berücksichtigt werden.

Während es sich bei den oben genannten Aktivitäten um Arbeiten handelt, deren Zeithorizont grösstenteils als mittelfristig und im Hinblick auf die Wiederaufnahme des Rahmenbewilligungsverfahrens einzustufen sind, sollen zwei Abfälle in nächster Zukunft bezüglich ihrer Radionuklidfreisetzung detaillierter untersucht werden.

Bei der einen Abfallkategorie handelt es sich um die Pressabfälle mit hohem Gehalt an Organika aus den Brennstoffuntersuchungen des PSI-Hotlabors. Die Besonderheit dieser Abfälle besteht darin, dass in den Presslingen ein freier Raum bleibt, in dem sich eine Mikroumgebung bilden kann, welche zumindest anfänglich nicht dem Zementmilieu entsprechen muss. Es bleibt zu untersuchen, inwieweit diese räumliche „Trennung“ von Rohabfall und Zement, wie auch die Organika in den Zwischenräumen und die Korrosionsprodukte der Presslinge, die Mobilität der Radionuklide beeinflussen können. Das Ziel ist eine realitätsnahe Beschreibung der Radionuklidfreisetzung aus den konditionierten Abfällen.

Bei der zweiten Abfallkategorie handelt es sich um die ^{14}C -haltigen Abfälle aus dem BAG-Sammelbereich. Ein Grossteil dieser Abfälle liegt in Form von anorganischem Bariumcarbonat vor. Carbonate sind in einer Zementumgebung nicht beliebig löslich und es ist naheliegend, dass die Freisetzung von ^{14}C löslichkeitslimitiert ist. Entscheidend für die Analyse ist das Verhältnis Bariumcarbonat zu Calcit und insbesondere der Sulfatgehalt im Zement. Die Beurteilung soll quantitative gefasst werden und zu einem Quellterm für diese Abfälle führen. Wegen dem sehr breiten und nur zum Teil bekannten Spektrum an ^{14}C markierten organischen Verbindung in diesem Abfall lässt sich über die Mobilität des organisch gebundenen ^{14}C zur Zeit nur wenig aussagen. Es wird versucht werden, die möglichen Verbindungen zu klassieren und eine bessere quantitative Aussage über die Mobilität des organisch gebundenen ^{14}C zu machen.

4. REFERENZEN

BERNER, U. R. (1999). Concentration limits in the cement based Swiss repository for long-lived, intermediate-level radioactive waste (LMA). PSI Bericht 99-10, Paul Scherrer Institut, Villigen, Switzerland.

BRADBURY, M.H. & SAROTT, F.A. (1994). Sorption databases for the cementitious near-field of a L/ILW repository for performance assessment. PSI Bericht 95-06, Paul Scherrer Institut, Villigen, Switzerland, 1995, and Nagra Technical Report NTB 93-08, Wettingen, Switzerland, 1994.

BRADBURY, M.H. & BAEYENS, B. (1997a). Far-field sorption data bases for performance assessment of a L/ILW repository in an undisturbed Palfris marl host rock. PSI Bericht 97-15, Paul Scherrer Institut, Villigen, Switzerland, and Nagra Technical Report NTB 96-05, Wettingen, Switzerland.

BRADBURY, M.H. & BAEYENS, B. (1997b). Far-field sorption data bases for performance assessment of a L/ILW repository in a disturbed/altered Palfris marl host rock. PSI Bericht 97-16, Paul Scherrer Institut, Villigen, Switzerland, and Nagra Technical Report NTB 96-06, Wettingen, Switzerland.

BRADBURY, M.H. & VAN LOON, L.R. (1998). Cementitious near-field sorption data bases for performance assessment of a L/ILW repository in a Palfris marl host rock, CEM-94: UPDATE I, June 1996. PSI Bericht 98-01, Paul Scherrer Institut, Villigen, Switzerland, and Nagra Technical Report NTB 96-04, Wettingen, Switzerland.

CURTI, E. (1997). Coprecipitation of radionuclides: basic concepts, literature review and first applications. PSI Bericht 97-10, Paul Scherrer Institut, Villigen, Switzerland, and Nagra Technical Report NTB 97-08, Nagra, Wettingen, Switzerland.

DEGUELDRE, C., LAUBE, A. & SCHOLTIS, A. (1994). WLB: A study of colloids in groundwaters at the Wellenberg site: Status report. Nagra unpublished internal report, Nagra, Wettingen, Switzerland.

DEGUELDRE, C. (1997). Groundwater colloid properties and their potential influence on radionuclide transport. Mat. Res. Soc. Symp. Proc. 465, 835-846.

- DEGUELDRE, C., SCHOLTIS, A., PEARSON, F.J, LAUBE, A. & GOMEZ, P. (1999a). Effect of sampling conditions on colloid and groundwater chemistry. *Eclogae geol. Helv.* 92, 105-114.
- DEGUELDRE, C., ROCCHICCIOLI, F. & LAUBE, A. (1999b). Accelerated measurement of groundwater redox potential: method and application. *Anal. Chim Acta* 396, 23-31.
- DEGUELDRE, C., TRIAY, I., KIM, J-I., VILKS, P., LAAKSOHARJU, M. & MIEKELEY, N. (2000). Groundwater colloid properties: a global approach. *Appl. Geochem.* 15, 1043-1051.
- GLAUS, M.A., HUMMEL, W. & VAN LOON, L.R. (1997). Experimental determination and modelling of trace metal-humate interactions: A pragmatic approach for applications in groundwater. PSI Bericht 97-13, Paul Scherrer Institut, Villigen, Switzerland, and Nagra Technical Report NTB 97-03, Wettingen, Switzerland.
- GLAUS, M.A. & VAN LOON, L.R. (2001). Pers. Communication
- JAKOB, A. SAROTT, F.-A. & SPIELER, P. (1999). Diffusion and sorption on hardened cement pastes – experiments and modelling results. PSI Bericht 99-05, Paul Scherrer Institut, Villigen, Switzerland, and Nagra Technical Report NTB 99-05, Wettingen, Switzerland.
- PFINGSTEN, W. (1994). Modular coupling of transport and chemistry: theory and model applications. PSI Bericht 94-15, Paul Scherrer Institut, Villigen, and Nagra Technical Report NTB 94-19, Wettingen, Switzerland.
- PFINGSTEN, W. (2001). Implications for self-sealing of a cementitious L/ILW repository. PSI Bericht, Paul Scherrer Institut, Villigen, and Nagra Technical Report NTB, Wettingen, Switzerland (in review, to be published in 2001).
- SCHEIDEGGER, A.M., WIELAND, E., SCHEINOST, A.C., DÄHN, R., SPIELER, P. (2000). Spectroscopic evidence for the formation of layered Ni-Al double hydroxides in cement. *Environ. Sci. Technol.* 34, 4545 – 4548.

STENHOUSE, M.J. (1995). Sorption databases for crystalline, marl and bentonite for performance assessments. Nagra Technical Report NTB 93-06, Wettingen, Switzerland.

TITS, J.A., BRADBURY, M.H., HASELBECK, S. & VAN LOON, L.R. (1993). Preliminary investigations on the complexing behaviour of marl organic matter. PSI TM-44-93-01, Paul Scherrer Institut, Villigen, Switzerland.

TITS, J., BRADBURY, M.H., WIELAND, E. & MANTOVANI, M. (1998). The uptake of Cs, Sr, Ni, Eu and Th by CSH phases under high pH cement porewater conditions. PSI Internal Report TM-44-98-01, Paul Scherrer Institut, Villigen, Switzerland.

TITS, J.A., BRADBURY, M.H., ECKERT, P., SCHAIBLE, A. & WIELAND, E. (2001). The uptake of Eu(III) and Th(IV) by calcite under hyperalkaline conditions. PSI Bericht, Paul Scherrer Institut, Villigen, and Nagra Technical Report NTB, Wettingen, Switzerland (in review, to be published in 2001).

VAN LOON, L.R. & GLAUS, M.A. (1998). Experimental and theoretical studies on alkaline degradation of cellulose and its impact on the sorption of radionuclides. PSI Bericht 98-07, Paul Scherrer Institut, Villigen, Switzerland, and Nagra Technical Report NTB 97-04, Wettingen, Switzerland.

WIELAND, E. (2001). Experimental studies on the inventory of cement-derived colloids in the porewater of a cementitious backfill material. PSI Bericht 01-01, Paul Scherrer Institut, Villigen, and Nagra Technical Report NTB 01-02, Wettingen, Switzerland.

WIELAND, E. & VAN LOON, L.R. (2001). Near-field sorption data base for performance assessment of a LMA repository in Opalinus clay and crystalline host rock. PSI Bericht, Paul Scherrer Institut, Villigen, and Nagra Technical Report NTB, Wettingen, Switzerland (in review).