



Fachlicher Abschlussbericht des BMBF geförderten Verbundvorhabens: „Konzeptstudie zur Entsorgung von aktiviertem Beryllium aus Forschungsreaktoren (KONEKT)“, Förderkennzeichen 15S9405A-B

Juni 2021

Dr. Natalia Daniels, Dr. Guido Deissmann, Prof. Dr. Giuseppe Modolo, Prof. Dr. Dirk Bosbach (Teilprojektleiter)

Forschungszentrum Jülich GmbH (FZJ)- Institut für Energie- und Klimaforschung - Nukleare Entsorgung und Reaktorsicherheit (IEK-6)

Stephan Peter Kate, Laura Schlenz, Dr. Stephan Welzel (Teilprojektleiter)

Helmholtz-Zentrum Berlin für Materialien und Energie GmbH (HZB)

Das diesem Bericht zugrundeliegende Verbundvorhaben wurde mit Mitteln des Bundesministeriums für Bildung und Forschung (BMBF) unter den Förderkennzeichen 15S9405A und 15S9405B gefördert. Die Arbeiten wurden im Zeitraum vom 01.08.2018 bis 31.07.2020 durchgeführt. Die Verantwortung für den Inhalt dieser Veröffentlichung liegt bei den Autoren.

Kurzfassung

Im Rahmen des Verbundvorhabens KONEKT wurden aktuelle Informationen über (bestrahltes) Be, dessen Eigenschaften und Verhalten unter Endlagerbedingungen, sowie zu Dekontaminations- und Konditionierungsverfahren erfasst und unter Berücksichtigung der in Deutschland vorhandenen Ansätze und Endlageroptionen analysiert, um damit eine wissenschaftliche Basis für die Entwicklung sicherer und nachhaltiger Strategien zum Umgang mit bestrahltem Be aus deutschen Nuklearanlagen zu schaffen. Nach der in diesem Rahmen durchgeführten Inventarisierung von Be-Abfällen beträgt die insgesamt anfallende und zu entsorgende Masse an bestrahltem Nuklearberyllium in Deutschland ca. 2.975 kg, sie stammt aus den Forschungsreaktoren BER-II, FRM-I, FRG-I/II und RFR. Das Radionuklidinventar des bestrahlten Be wird wesentlich von hohen Gehalten an ^3H geprägt, des Weiteren treten Aktivierungsprodukte von im Be enthaltenen Verunreinigungen sowie Spaltprodukte aus der Spaltung des in Spuren enthaltenen Urans auf.

Bezüglich einer direkten Endlagerung von Be zeigte sich, dass eine Reihe von Ungewissheiten bzgl. des Korrosionsverhaltens von metallischem Be unter Endlager-relevanten Bedingungen sowie zur Migration von Be in Endlagersystemen bestehen. Die Analyse von Verpackungsoptionen ergab, dass eine Endlagerung des gesamten bestrahlten Be aus Deutschland im Endlager Schacht Konrad aus radiologischer Sicht prinzipiell möglich wäre. Allerdings könnte das ^3H Inventar des bestrahlten Be und die Notwendigkeit von Ausgleichsbehältern (logistische) Probleme hinsichtlich einer Entsorgung in Schacht Konrad darstellen, so dass eine Abtrennung des ^3H durch Ausheizen für eine Endlagerung in Schacht Konrad ggf. von Vorteil sein könnte. Der Einsatz weiterer Dekontaminationsschritte zur Abtrennung von Aktivierungsprodukten (z. B. auch zur Verwertung des rezyklierten Be) scheint demgegenüber weniger zielführend. Mögliche Nachnutzungen von rezykliertem könnten i. W. im Bereich der Nuklearindustrie (z. B. in Fusionsreaktoren) bestehen; eine Nachnutzung in anderen technologischen Bereichen nach uneingeschränkter Freigabe erscheint unrealistisch, da hierzu eine Abtrennung des Isotops ^{10}Be erforderlich wäre. Aufgrund bislang fehlender praktischer Erprobung ist eine abschließende Bewertung der Eignung von Konditionierungsoptionen für bestrahltes metallisches Be wie Zementierung unter Verwendung unterschiedlicher Bindemittel, Verglasung, Einbindung in keramische Abfallformen oder Einbindung in Polymere für eine Endlagerung von Be in Schacht Konrad nicht möglich.

Auf Basis des aktuellen Wissensstands zur Entsorgung von bestrahltem Be wurde eine Roadmap skizziert, die wichtige Schritte für eine sichere Entsorgung von bestrahltem Be in Deutschland umfasst. Zudem wurden relevante Wissenslücken und Fragen identifiziert, die Schwerpunkte zukünftiger FuE-Arbeiten zur Entsorgung von bestrahltem Be bilden könnten bzw. hinsichtlich einer Endlagerung von Be in Schacht Konrad geklärt werden müssten. Hierzu zählen Fragen zu Dekontaminations- bzw. Konditionierungsverfahren, grundlegende Fragen zu physiko-chemischen und toxikologischen Eigenschaften von Be, die z. B. für Sicherheitsanalysen relevant sein können, zu Kostenaspekten der Be-Entsorgung sowie Fragen zur konkreten Umsetzung einer direkten Endlagerung von Be in Schacht Konrad.

Abstract

Within the collaborative research project KONEKT, information on (irradiated) Be, its properties and behaviour under repository conditions, and on decontamination and conditioning procedures was collated and analysed, taking into account the approaches and repository options available in Germany. This approach aimed at creating the scientific basis for the development of safe and sustainable strategies for the management of irradiated Be from German nuclear facilities. According to the inventory of Be waste carried out in this framework, the total mass of irradiated nuclear beryllium generated and to be disposed of in Germany is about 2,975 kg, originating from the research reactors BER-II, FRM-I, FRG-I/II and RFR. The radionuclide inventory of the irradiated Be is essentially characterised by high contents of ^3H , in addition activation products of impurities contained in the Be as well as fission products from the fission of uranium impurities are present.

With respect to the direct disposal of Be, it was shown that a number of uncertainties exist concerning the corrosion behaviour of metallic Be under repository-relevant conditions or the migration of Be in repository systems. The analysis of packaging options showed that disposal of all irradiated Be from Germany in the repository Schacht Konrad would be possible in principle from a radiological point of view. However, the ^3H inventory of the irradiated Be and the necessity of balancing containers could pose (logistical) problems with regard to a disposal in Schacht Konrad. Thus, a separation of ^3H by thermal treatment could be advantageous for final disposal in Schacht Konrad. In contrast, the application of further decontamination steps for the separation of activation products (e.g., also for the utilisation of the recycled Be) seems less expedient. Possible subsequent uses of recycled Be could be mainly in the nuclear industry (e.g., in fusion reactors); re-use in other technological applications after unrestricted clearance seems unrealistic, since this would require separation of the isotope ^{10}Be . Due to the lack of practical experience, a conclusive evaluation of the suitability of conditioning options for irradiated metallic Be such as immobilisation in cementitious materials using various binders, vitrification, immobilisation in ceramic wasteforms, or polymer encapsulation for a final disposal of Be in the repository Schacht Konrad is not possible.

Based on the current state of knowledge on the disposal of irradiated Be, a roadmap was outlined that includes important steps for a safe disposal of irradiated Be in Germany. In addition, relevant knowledge gaps and questions were identified that could either form the focus of future R&D work on the disposal of irradiated Be, or that would have to be clarified with regard to a final disposal of Be in the repository Schacht Konrad. This includes issues regarding decontamination and conditioning methods, fundamental questions on physicochemical and toxicological properties of Be, which may be relevant, e.g., for safety analyses, on cost aspects of Be disposal, as well as questions on the concrete implementation of a direct disposal of Be in the repository Schacht Konrad.

Inhaltsverzeichnis

I	Ausgangsbasis des Projekts	21
I.1	Aufgabenstellung.....	21
I.2	Voraussetzungen, unter denen das Vorhaben durchgeführt wurde	22
I.3	Planung und Ablauf des Vorhabens	22
I.4	Stand von Wissenschaft und Technik.....	23
I.5	Zusammenarbeit mit anderen Stellen	23
I.6	Vorträge und Publikationen.....	23
II	Ergebnisse des Projekts	25
II.1	AP 1: Inventarisierung des bestrahlten Be	25
II.1.1	Beryllium-Bestandsaufnahme für Deutschland.....	25
II.1.2	BER-II (HZB).....	25
II.1.3	FRM-I (TUM)	27
II.1.4	FRG-I und FRG-II (HZG)	28
II.1.5	RFR (VKTA).....	31
II.1.6	Radioaktives Inventar des bestrahlten Berylliums in Deutschland	33
II.1.7	Beryllium Bestandsaufnahme für Europa.....	39
II.2	AP 2: Kenntnisstand über bestrahltes Be	43
II.2.1	Physikalische und chemische Eigenschaften.....	43
II.2.2	Bestrahlungsverhalten von Be	56
II.2.3	Chemotoxizität und Arbeitssicherheit	61
II.3	AP 3: Aktueller Stand zur Endlagerung von Be im Endlager Schacht Konrad.....	63
II.3.1	Randbedingungen einer Endlagerung im Endlager Schacht Konrad	64
II.3.2	Endlagerbehälter.....	72
II.3.3	Methodik zur Planung der Verpackung von Be für das Endlager Konrad	80
II.3.4	Einhaltung der EBK durch Beryllium	83
II.4	AP 4: Verwertung von dekontaminiertem Be	95
II.4.1	Herkunft und Produktion von Be	95
II.4.2	Verwendung von Be	96
II.5	AP 5: Dekontamination von bestrahltem Be	103
II.5.1	Annahmen zur Kostenabschätzung	103
II.5.2	Dekontaminationsverfahren	104

II.5.3	Kostenschätzung für eine Endlagerung in Schacht Konrad	120
II.5.4	Kostenschätzung für die Endlagerung in einem anderen Endlager	130
II.5.5	Kosten für eine mögliche Nachnutzung als Nuklearberyllium.....	131
II.6	AP 6: Konditionierung von bestrahltem Be	133
II.6.1	Mögliche Konditionierungsverfahren.....	133
II.6.2	Bisherige Konditionierung von bestrahltem Be in Deutschland	137
II.7	AP 7: Forschungsbedarf für Entsorgungsstrategien für bestrahltes Be	141
II.7.1	Internationale Konzepte zur Entsorgung von bestrahltem Be	141
II.7.2	Be Entsorgung in Deutschland: Roadmap.....	144
II.7.3	Wissenslücken in Bezug auf eine sichere Entsorgung von bestrahltem Be	145
II.7.4	Zwischenlagerung.....	151
II.7.5	Informationen zu Berylliumbeständen anderer Einrichtungen.....	151
II.7.6	Kostenabschätzungen	151
III	Zusammenfassung	153
IV	Anhang	155
V	Literatur	167

Abkürzungsverzeichnis

AAE004	Stoffvektor für metallisches Beryllium
ABK	Abfallbehälterklasse der EBK
ABS	Antiblockier-System
ADR	Europäisches Übereinkommen über die internationale Beförderung gefährlicher Güter auf der Straße
AEG PR10	Prüfungsreaktor in Karlstein
AEG (TKE)	Nullenergiereaktor in Karlstein
ALD	Atomic layer disposition (Atomlagenabscheidung)
ALP	Ablaufplan
AP	Arbeitspaket
APG	Abfallproduktgruppe der EBK
ATR	Advanced Test Reactor (Forschungsreaktor am Idaho National Laboratory)
AVR	Hochtemperaturreaktor in Jülich
BAM	Bundesanstalt für Materialforschung und –prüfung
BASE	Bundesamt für Sicherheit der nuklearen Entsorgung
BE	Brennelement
BER-I	Berliner Experimentier-Reaktor I
BER-II	Berliner Experimentier-Reaktor II
BfS	Bundesamt für Strahlenschutz
BGE	Bundesgesellschaft für Endlagerung
BGZ	Bundesgesellschaft für Zwischenlagerung
BMBF	Bundesministerium für Bildung und Forschung
BMU	Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit
BSW	Beschreibungsschwellenwert
DEMO	Demonstrationskraftwerk
DOE	Department of Energy
DSW	Deklarationsschwellenwert
DTE1	Deuterium-Tritium-Experiment 1
DTPA	Diethylentriaminpentaessigsäure
EBK	Endlagerungsbedingungen Konrad
EDTA	Ethylendiamintetraessigsäure
EIS	Environmental Impact Statement
EOTS	Elektrisch Optisches Zielsystem
EPDM	Ethylen-Propylen-Dien-Kautschuk
ESK	Entsorgungskommission
EURAD	European Joint Programme on Radioactive Waste Management

EWB	Eisenwerke Bassum
FR 2	Forschungsreaktor 2 Karlsruhe
FRF-I	Forschungsreaktor Frankfurt I
FRF-II	Forschungsreaktor Frankfurt II
FRG-I	Forschungsreaktor Geesthacht I
FRG-II	Forschungsreaktor Geesthacht II
FRH	Forschungsreaktor Hannover
FRJ-I	Forschungsreaktor Jülich I
FRJ-II	Forschungsreaktor Jülich II
FRM-I	Forschungsreaktor München I
FRM-II	Forschungsreaktor München II
FMRB	Forschungs- und Messreaktor Braunschweig
FRMZ	Forschungsreaktor Mainz
FRN	Forschungsreaktor Neuherberg (nahe Oberschleißheim)
FSUE	Federal State Unitary Enterprise
FZJ	Forschungszentrum Jülich GmbH
Gew. %	Gewichtsanteil in %
GGVSEB	Gefahrgutverordnung Straße, Eisenbahn und Binnenschifffahrt
GK	Grenzkonzentration
GNS	Gesellschaft für Nuklearservice mbH
GOST R	Russisches staatliches Standardsystem
GRB	Sammelstelle Bayern für radioaktive Stoffe GmbH
GRS	Gesellschaft für Reaktorsicherheit
GTCC	Greater Than Class C
HA	Huminsäure
HAW	Highly Active Waste (Hochradioaktive Abfälle)
HFIR	High Flux Isotope Reactor
HLW	High Level Waste
HZB	Helmholtz-Zentrum Berlin für Materialien und Energie
HZG	Helmholtz-Zentrum Geesthacht Zentrum für Material und Küstenforschung
IAEA	Internationale Atomenergie-Organisation
IEA-R1	Forschungsreaktor in Brasilien
IEK-6	Forschungszentrum Jülich GmbH, Institut für Energie und Klimaforschung, Nukleare Entsorgung und Reaktorsicherheit (IEK-6)
IKE	Institut für Kernenergetik
INEEL	Idaho National Engineering and Environmental Laboratory
INL	Idaho National Laboratory (heute INEEL)
INL RWMC	Idaho National Laboratory Radioactive Waste Management Complex

IP-2	Industrial package Typ 2 des ADR
IPN	Institut für Nukleare Physik in Orsay
ISO	Internationale Organisation für Normung
ISOCS	In Situ Object Counting System
ISTC	International Science and Technology Center
ISTEC	Früherer Name des Herstellers vom ReVK
ITER	International Thermonuclear Experimental Reactor
IAEA	Japan Atomic Energy Agency
JEN	Jülicher Entsorgung für Nuklearanlagen
JET-C	Joint European Torus –Carbon (Kohlenstoffwand)
JMTR	Japan Material Testing Reactor
KA	Kampagnenanmeldung
KC	Konrad-Container
KFK	Kommission zur Überprüfung der Finanzierung des Kernenergieausstiegs
KONEKT	Konzeptstudie zur Entsorgung von aktiviertem Beryllium aus Forschungsreaktoren
KONTEC	Konferenz „Konditionierung radioaktiver Betriebs- und Stilllegungsabfälle“
K-Stelle	Konrad-Koordinierungsstelle
KTE	Kerntechnische Entsorgung Karlsruhe
LAW	Low Active Waste (schwachradioaktive Abfälle)
LSA	Low specific activity-Begriffsbestimmung der Klasse 7 des ADR
LSS	Landessammelstelle
LSC	Flüssigszintillationsspektroskopie
MATERION	US-Hersteller von Beryllium (ehemals die Firma Brush Wellman)
MAW	Middle Active Waste (mittelradioaktive Abfälle)
MCNP	Monte Carlo N-Particle Software
MECURAD	Software zur ODL-Berechnung
MOPRO	Aktivitätsberechnungsmodul in den Buchführungssystemen AVK und ReVK (MODul zur PROduktkontrolle)
MOSAIK®	Rundgebündetyp, Markenname der GNS
MPC	Magnesiumphosphatzement
MS	Mitgliedsstaaten
MSR	Molten Salt Reactor
MURR	Missouri University Research Reactor
NaPro	Nationales Entsorgungsprogramm
NCS	Nuclear Cargo & Service GmbH
NISSMG	Non-Actinide-Isotope and Scaled Sources Group
NLWKN	Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz

NMU	Niedersächsisches Ministerium für Umwelt
NP-ABR	Abteilung Nachbetrieb BER II am HZB
NPD	No Identified Path to Disposal
NRC	Nuclear Regulatory Commission
nsf	Behälter mit nicht störfallfest verpackten Abfällen gemäß EBK
NS Otto Hahn	Nuklearschiff Otto Hahn (Geesthacht)
NV	Nuklidvektor (Reststoffe) bzw. Nuklidverteilung (radioaktive Abfälle)
ODL	Ortsdosisleistung
OPC	Ordinary Portland Cement
PE	Polyethylen
PG	Produktgruppe
PPPT	Power Plant Physics & Technology
P-XRD	Pulverröntgenbeugung
RAO	Reststoff- und Abfallordnung
RCM	Institut für Radiochemie der Technischen Universität München
R & E	Reststoffe & Entsorgung
REL	Reststoffe, Entsorgung und Logistik
ReVK	Reststoffverfolgungs- und Kontrollsystem
RFR	Rosendorfer Forschungsreaktor
ROUTES	EURAD Arbeitspaket (waste management routes in Europe from cradle to grave)
RRDB	Research Reactor Database
RWM	Radioactive Waste Management (Radioaktives Abfallentsorgung)
RWMC	Radioactive Waste Management Complex
S-65 Be	Berylliumsorte
S-200F Be	Berylliumsorte (Korngröße 6,9-9,8 µm)
SAPHIR	Forschungsreaktor in Würenlingen
SAR	Siemens Argonaut Reaktor in Garching bei München
SD-20K	Markenname einer geplanten Transport-Schutzverpackung Typ B(U) für Abfallgebinde
SF	Summenwert zur Freigabe
sf	Behälter mit störfallfest verpackten Abfällen gemäß EBK
SIT	Ionenwechselwirkungstheorie
SK	Summenwert zur Kritikalität gemäß EBK
SLOWPOKE	Safe LOW-POwer Kritical Experiment Forschungsreaktor in Kanada
SLOWPOKE 2	Nachfolger von SLOWPOKE Forschungsreaktor in Kanada
SNEAK	Schnelle Nullenergie-Anordnung Karlsruhe (Reaktorforschungsanlage)
SNF	Spent Nuclear Fuel (abgebrannter Kernbrennstoff)

SS	Störfallsummenwert gemäß EBK
ST	Transportrechtlicher Summenwert gemäß ADR
STARK	Schnell-Thermische Argonaut-Reaktor Karlsruhe
SUAK	Schnelle-Unterkritische Anordnung Karlsruhe
SUR-AA	Siemens Unterrichtsreaktor Aachen
SUR-DA	Siemens Unterrichtsreaktor Darmstadt
SUR-FW	Siemens Unterrichtsreaktor Furtwangen
SUR-KI	Siemens Unterrichtsreaktor Kiel
SUR-S	Siemens Unterrichtsreaktor Stuttgart
SUR-U	Siemens Unterrichtsreaktor Ulm
SV	Stoffvektor
Sw	Summenwert zur thermischen Beeinflussung des Wirtsgesteins (Wärmesummenwert) gemäß EBK
T6P-56 Be	Berylliumsorte
TNE	TÜV Nord EnSys GmbH
TRIGA HD-I	(Training, Research, Isotopes, General Atomic) Forschungsreaktor Heidelberg I
TRIGA HD-II	(Training, Research, Isotopes, General Atomic) Forschungsreaktor Heidelberg II
TRU	Transurane
TUM	Technische Universität München
TÜV	Technischer Überwachungsverein
Typ B	Zulassungspflichtiges Versandstück der Klasse 7 des ADR
Typ B (U)	Zulassungspflichtiges Versandstück der Klasse 7 des ADR mit unilateraler Genehmigung
UHV	Ultrahochvakuum
USD	US-Dollar
VKTA	Strahlenschutz, Analytik und Entsorgung Rossendorf e.V.
WAC	Waste Acceptance Criteria
WAXFIX	Produktname für paraffin-basierten Mörtel, der entwickelt wurde, um die Bergung von Nuklearabfall zu erleichtern.
Werkst.-Bl. Qual.-St.	Werkstoffblattqualitätsstufen
WIPP	Waste Isolation Pilot Plant
YMC	Yucca Mountain Complex
ZLR	Zwischenlager für feste radioaktive Abfälle Rossendorf
ZLFR	Zittauer Lehr- und Forschungsreaktor
ZRA	Zentralstelle für radioaktive Abfälle, Landessammelstelle des Landes Berlin

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Belegung der Kernpositionen im BER-II nach 1991. Am Rand des Kerns sind Beryllium-Reflektor-Elemente positioniert. Der Kern ist umgeben von einer inneren(hellgrau) und äußeren(dunkelgrau) Beryllium-Reflektor-Schicht [ADB86, ADB18].	27
Abbildung 2: Belegung der Kernpositionen im FRM-I nach 1991. Grau markiert sind die 24 Beryllium-Reflektor-Elemente (Be), 1 - 24. Die Brennelemente (Uran) sind mit BE-U gekennzeichnet. Die 5 Trimm-Stäbe sind mit TS 1 bis TS 5 gekennzeichnet. Zusätzlich befinden sich im Kern eine Tieftemperatur-Bestrahlungsanlage TTB und ein Regelstab RS [AFM01].	28
Abbildung 3: Belegung der Kernpositionen des FRG-I. U = Brennelemente, BeO = Berylliumoxid-Reflektorelemente, G = Graphit-Reflektorelemente, S = Stopfen, PL = Probenleitrohr, Spk = Spaltkammer [AFG01].	29
Abbildung 4: Belegung der Kernpositionen des FRG-I nach der ersten Kompaktierung auf 26 Brennelemente. U = Brennelemente, Be = Beryllium-Reflektorelemente, G = Graphit-Reflektorelemente, S = Stopfen, PL = Probenleitrohr, Spk = Spaltkammer [AFG01].	29
Abbildung 5: Belegung der Positionen des FRG-I nach der zweiten Kompaktierung auf 12 Brennelemente. U = Brennelemente, Be = Beryllium-Reflektorelemente, Be-Block mit Hohlraumdose [AFG01].	30
Abbildung 6: Belegung der Kernpositionen des FRG-II nach 1980. U = Brennelemente, Be = Beryllium-Reflektorelemente, G = Graphit-Reflektorelemente, S = Stopfen, P = Probenleitrohr, Spk = Spaltkammer [AFG01].	30
Abbildung 7: Reaktorkernkorb mit Berylliumreflektor des RFR von 1967 bis 1986 [HIE01].	31
Abbildung 8: Kern des RFR mit der Kernbeladung K 1.0.1 (Erstkern). Blau markiert ist der feste Berylliumreflektor außen, die 29 Berylliumelemente im Gitter sowie die Beryllium-Verdränger [HIE01].	32
Abbildung 9: Neutronenmessung an Fässern mit Beryllium, die hinter einer Abschirmwand aus Stahl und Blei gelagert werden [HIE01].	33
Abbildung 10: Vereinfachtes Pourbaix-Diagramm mit Korrosions-, Passivierungs- und Immunitätsbereich von Beryllium in Wasser bei 25°C [POU74]. Die Linien (a) und (b) repräsentieren die untere bzw. obere Grenze des Stabilitätsfelds von Wasser.	45
Abbildung 11: Zeitabhängigkeit des Massenverlustes von metallischem Beryllium in Korrosionsexperimenten in destilliertem Wasser und chloridhaltigen Lösungen bei 15 °C (aus [PRO66]).	47
Abbildung 12: Zeitabhängigkeit des Massenverlustes (WL) und der Korrosionsraten (CR) von metallischem Beryllium in Korrosionsexperimenten in synthetischem (rechts) und natürlichem (links) Meerwasser [MIL67].	48
Abbildung 13: Zeitabhängigkeit der lokalen Be-Korrosion in synthetischem Meerwasser bei 35 °C nach [MIL67].	48
Abbildung 14: Zusammenstellung von Korrosionsraten (CR, logarithmisch) von metallischem Beryllium (links) und Aluminium (rechts).	49
Abbildung 15: Relative Anteile verschiedener Be(II)-Spezies als Funktion des pH-Werts berechnet unter Verwendung der Daten aus Cevirim et al. [CEV19] ($Be_{(tot)} = 10^{-9}$ M).	51
Abbildung 16: Prädominanzfelder von Be-Komplexen als Funktion von $lg(a_{F-})$ und pH-Wert in Abhängigkeit von der Temperatur [WOO92].	53

Abbildung 17: Be-Adsorption auf Kaolinit (links) und Siliciumdioxid (rechts) und Einfluss von Huminsäuren (natürlich lösliche organische Stoffe, Fraktion < 0.45 µm). Hintergrundelektrolyt 0.020 M NaClO ₄ [TAK99]. Gepunktete Linie: Verteilung der Huminsäure; ▲: Verteilung von Be(II) ohne Huminsäure (binäres System); ○: Verteilung von Be(II) mit Huminsäure (ternäres System), Angabe von Huminsäure vor Be(II); □: Verteilung von Be(II) mit Huminsäure (ternäres System), Angabe von Huminsäure nach Be(II).....	55
Abbildung 18: Wirkungsquerschnitte in ⁹ Be. Die (n, ³ H)-Reaktion ist in der Abbildung als (n, t) dargestellt [HER95].....	57
Abbildung 19: Intergranulare und intraganulare Gasblasen in bestrahltem Be [RAB02].....	58
Abbildung 20: Beladeschema für einen der MOSAIK-Behälter, links dargestellt die Bleiabschirmung, rechts ohne Abschirmung. Nicht dargestellt sind der MOSAIK-Behälter und der Deckel des Behälters.	86
Abbildung 21: Beladeschema für den KC IV mit Beryllium. In grün ist das PE, um das Gewicht der KC zu senken. Dargestellt sind nur die Beryllium- und PE-Abfälle. Die Innenbehälter sind nicht dargestellt.	88
Abbildung 22: Verpackungsplanung für Beryllium, die durch EWB erstellt wurde. Zur besseren Übersicht sind die Beryllium-Teile und die PE-Platten herausgezogen dargestellt [EB19].	89
Abbildung 23: Mögliches Beladeschema für den KC II mit Beryllium.	92
Abbildung 24: Industrielle Anwendung von Be: links – Anwendung weltweit, rechts – Anwendungsbranchen in den USA [SMI18].....	97
Abbildung 25: Verwendung von Be in den Spiegel-Platten des James Webb Weltraumteleskop (www.jwst.nasa.gov).....	98
Abbildung 26: Das Model des Kernstücks der ITER-Anlage [FUSA].	100
Abbildung 27: Schematische Darstellung der wichtigsten Tritium-Freisetzungsvorgänge in bestrahltem Beryllium [SCA95].....	105
Abbildung 28: Helium und Tritium Freisetzungsgeschwindigkeiten aus bestrahlten Berylliumkügelchen. (2 mm – Durchmesser, Neutronenfluenz 1,24 E25 nm ⁻² , 480 appm He-4, 8 appm H-3, 4 appm He-3) in Vakuum gemessen. Temperaturrampe: 10 K/min, Ionisierungsenergie: 70 eV [RAB02].....	106
Abbildung 29: Freisetzung von Tritium aus einer bestrahlten Be-Probe bei 3 verschiedenen Temperaturen [LIE10].....	107
Abbildung 30: Darstellung der Daten von 10 Berylliumstücken [KAW13].	113
Abbildung 31: Versuchsaufbau zur Dekontamination von bestrahltem Be [COC14].....	113
Abbildung 32: Darstellung der gammaspektrometrischen Analyse an bestrahltem Beryllium vor und nach der Reinigung.....	114
Abbildung 33: Schematische Darstellung eines Chlorierungsverfahren zur Separation von Aktivierungs- und Spaltprodukten aus bestrahltem Be [BAK19].....	115
Abbildung 34: Schematische Darstellung der Be-Rezyklierung durch Anwendung einer Fluorierungsmethode [MAT13A].	117
Abbildung 35: Schema eines kombinierten Trennungsansatzes zur Dekontamination von bestrahltem Be, entwickelt von Possevin et al. [POS15].	120
Abbildung 36: MOSAIK-Behälter mit eingebautem Gestell und 50-60 mm Abschirmung (links oben). Grafisch dargestellte Positionen der Beryllium-Segmente 1 bis 6 im MOSAIK-Behälter (rechts oben). MOSAIK-Behälter hinter der Blei-Wand in der E-Halle (links unten). Dosisleistungsmessung am MOSAIK-Behälter in 1 m Abstand.....	138

Abbildung 37: Fotos vom Beladen des MOSAIK-Behälters mit den 24 Be-Reflektorelementen des FRM-I.....	138
Abbildung 38: Schematische Darstellung eines integrierten Entsorgungskonzepts für bestrahltes Be in Japan [KAW13].	142
Abbildung 39: Schematische Darstellung eines Entsorgungskonzepts für bestrahltes Be in den USA [LON11].	143
Abbildung 40: Roadmap zur Entsorgung von bestrahltem Be aus Deutschen Forschungsreaktoren: in blau – bereits systematisch untersuchte Aspekte; in rot – Aspekte, zu denen Forschungsbedarf identifiziert wurde.	144

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Während des Vorhabens durchgeführte Koordinierungsgespräche.	23
Tabelle 2: Vorträge und Publikationen der Ergebnisse des Verbundvorhabens KONEKT.	23
Tabelle 3: Auflistung von Forschungsreaktoren für die Bestandsaufnahme an zu entsorgenden Beryllium-Mengen in Deutschland. (Stand: Juni 2018) [IAEA01, ADB86, ADB18, AFM01, AFG01, HIE01].	26
Tabelle 4: Analyseergebnisse der Firma WESSLING mit Materialzeugnissen.	34
Tabelle 5: Aktivitätswerte der Gamma-Spektroskopie und der MCNP-Berechnung der inneren Berylliumschicht bezogen auf das Ausbaudatum am 13.04.2006.	36
Tabelle 6: Ergebnisse von Gamma-Spektroskopie und LSC-Messung des gesamten bestrahlten Berylliums des FRM-I, durchgeführt am 26.01.2015. Die Messergebnisse wurden wie auch beim BER-II auf das Jahr 2020 hochgerechnet [IAEA01, ADB86].	37
Tabelle 7: Berechnete Aktivitätswerte von bestrahltem Beryllium des FRG I und II. Die Messergebnisse wurden auf das Jahr 2021 hochgerechnet und auf 1 g der Berylliummenge bezogen [AFG01].	38
Tabelle 8: Gesamtaktivitätswerte der Gammaspektroskopie und LSC-Messung von bestrahltem Beryllium des RFR in den Fässern 7710 und 7711, durchgeführt am 01.02.2001 und am 26.11.2001. Die Messergebnisse wurden wie auch beim BER-II auf das Jahr 2020 hochgerechnet [IAEA01, HIE01].	39
Tabelle 9: Ermittelte Mengen an Nuklearberyllium aus Forschungsreaktoren in Europa (k.A.: keine Angabe zur eingesetzten Masse an Beryllium verfügbar).	40
Tabelle 10: Aktivitätswerte für das Beryllium des SAPHIR Reaktors, Zeitpunkt 01.01.1998 [AFSW].	41
Tabelle 11: Eigenschaften von Be [KUN08, MINB, OECD, REM60, WAL09].	44
Tabelle 12: Ergebnisse der Korrosionsexperimente mit metallischen Be-Folien von [PRO66].	47
Tabelle 13: Gemessene Korrosionsraten von metallischem Be nach verschiedenen Autoren.	50
Tabelle 14: Zusammenfassung ausgewählter Hydrolyse- und Löslichkeitskonstanten für Be(II) aus verschiedenen Studien.	51
Tabelle 15: Thermodynamische Daten für ausgewählte polymere Be-Spezies (berechnet für eine unendliche Verdünnung, bei 25°C und 1 bar) [WOO92].	52
Tabelle 16: Stabilitätskonstanten aquatischer Be-Karbonat-, Be-Fluorid- und Be-Chloridkomplexe; Stabilitätskonstanten wurden für Standardbedingungen und unendliche Verdünnung berechnet ([MIT78], [MES69], [WOO92], [SVE97]).	53
Tabelle 17: Stabilitätskonstanten aquatischer Be-Karbonatkomplexe und gemischter Karbonat-Fluoridkomplexe (berechnet für unendliche Verdünnung), bei T 25 - 300°C und 1 bar.	54
Tabelle 18: Thermodynamische Daten für ausgewählte Be-Fluoridkomplexe (berechnet für unendliche Verdünnung, bei 25°C und 1 bar) [MES69].	54
Tabelle 19: Stabilitätskonstanten einiger aquatischer Be-Fluorid- und gemischter Hydroxyfluoridkomplexe (berechnet für unendliche Verdünnung), bei T 25 - 300°C und 1 bar [MES69].	54
Tabelle 20: Stabilitätskonstanten aquatischer Be-Chloridkomplexe (berechnet für unendliche Verdünnung), bei T 25 - 300°C und 1 bar [SVE97].	54
Tabelle 21: Eigenschaften verschiedener radioaktiver Be-Isotope.	56
Tabelle 22: Wichtige Kernreaktionen von Be mit Neutronenstrahlung [TSI97]. [KAR18]	57

Tabelle 23: Gehalt von Spurenelementen in kommerziellen Be-Sorten [CAM10, WAL09].....	59
Tabelle 24: Verunreinigungen in Be und daraus resultierende wichtige Aktivierungsprodukte in bestrahltem Nuklearberyllium.....	60
Tabelle 25: Übersicht über die Zulassungen und Prüfzeugnisse der EWB-Konrad-Container [EBC].	73
Tabelle 26: Übersicht über die möglichen MOSAIK-Typen. Für den BER II kommen nur die Typen M II-15 EI und M II-15 U EI in Frage, die übrigen haben keine B(U)-Zulassung und sind für die in Frage kommenden Aktivitäten nicht zugelassen [GNS15].	74
Tabelle 27: Verfügbare Konfigurationen des KC II als ABK I + II sf und nsf [EB18A].	76
Tabelle 28: Übersicht über die Massen und aufgrund von theoretischen Berechnungen erwarteten Aktivitäten der Berylliumkomponenten am 01.01.2023.	83
Tabelle 29: Grenzwerte und Aktivitäten für spaltbare Stoffe unter Berücksichtigung der Berylliummenge für Gussbehälter Typ II bzw. KC IV.	85
Tabelle 30: Prüfung der Konrad-Grenzwerte für die möglichen MOSAIK-Behälter mit Beryllium. Im oberen Teil der Tabelle sind die Werte für das Abgabejahr 2030 und im unteren Teil die für 2060 dargestellt. Nuklidaktivitäten sind in Bq angegeben, Summenwerte einheitenlos. Gelb markiert sind Überschreitungen, die durch Ausgleichsgebände ausgeglichen werden können. Rot markiert sind Überschreitungen, bei denen dies nicht möglich ist.....	87
Tabelle 31: Prüfung der Konrad-Grenzwerte für den möglichen KC IV mit Be für die Abgabejahre 2030 und 2060. Gelb markiert sind Überschreitungen, die durch Ausgleichsgebände ausgeglichen werden können. Rot markiert sind Überschreitungen, bei denen dies nicht möglich ist.	90
Tabelle 32: Produktion von Be-Erzen (Metallinhalt Be) nach Förderländern [USG20].....	95
Tabelle 33: Eigenschaften der für die Anwendung im Fusionsreaktor empfohlenen Be-Materialien [KUP13].	101
Tabelle 34: Ergebnisse der gammaspektrometrischen Analyse an bestrahltem Beryllium vor und nach der Reinigung. Vergleich für Co-60.	114
Tabelle 35: Schmelz- und Siedepunkt von ausgewählten Chloriden [BAK19].	115
Tabelle 36: Überblick der zu berücksichtigen Personalkosten bei Betrachtung der Rückbauaktivitäten.....	123
Tabelle 37: Kostenschätzung der bei einer möglichen Zwischenlagerung benötigten Behälter.	126
Tabelle 38: Kostenschätzung der Endlagergebühren.	127
Tabelle 39: Übersicht über die abgeschätzten Kosten für die Vorbereitung zur Endlagerung des bestrahlten Berylliums aus BER-II, FRM-I, FRG und RFR, ohne Berücksichtigung der Personalkosten.....	129
Tabelle 40: Übersicht über die möglichen Risiken in Bezug auf die Entsorgung des Berylliums.	129

Tabellenverzeichnis Anhang

Tabelle A1: Auflistung der Massen aller Einzelteile der äußeren Berylliumreflektorschicht des BER-II, mit den dazu gehörenden Daten. (Werkst.-Bl. Qual.-St. = Werkstoff-Blatt Qualitäts-Stufen) [IAEA01, IIA86].	155
Tabelle A2: Auflistung der Massen aller Einzelteile der inneren Berylliumreflektorschicht des BER-II, mit den dazu gehörenden Daten. Die Auflistung entspricht der bis und nach Jahr 2006 verwendeten inneren Reflektor-Schicht, für die Gesamtmassenermittlung wurde die Masse 305,5 kg mit Faktor 2 multipliziert. (Werkst.-Bl. Qual.-St. = Werkstoff-Blatt Qualitäts-Stufen) [IAEA01, IIA86].	156
Tabelle A3: Auflistung der Berylliumreflektorelemente im Kern des BER-II. Die ersten 11 Elemente von B-02 bis B-14 befinden sich bis zum Betriebsende im Einsatz. Die Elemente B-1, B-7, B-9, B-15 und B-16 befinden sich im Stopfen-Lager bzw. im Lagergestell (Werkst.-Bl. Qual.-St. = Werkstoff-Blatt Qualitäts-Stufen) [IAEA01, ADB18].	157
Tabelle A4: Auflistung der Berylliumstopfen der Strahlrohre des BER-II. (Werkst.-Bl. Qual.-St. = Werkstoff-Blatt Qualitäts-Stufen) [IAEA01].	157
Tabelle A5: Auflistung der Berylliumtabletten in den Zugankern des BER-II. (Werkst.-Bl. Qual.-St. = Werkstoff-Blatt Qualitäts-Stufen) [IAEA1, IIA86].	158
Tabelle A6: Auflistung des Berylliumreflektors im Kern des Reaktors FRM-I [IAEA1, AFM1].	159
Tabelle A7: Auflistung des Berylliumreflektors im Kern der Reaktoren FRG-I und II [IAEA1, AFG1].	160
Tabelle A8: Auflistung des Berylliumreflektors im Kern des Reaktors RFR [IAEA1, HIE1].	161
Tabelle A9: Aktivitätswerte für die alte innere Reflektorschicht (eingesetzt bis 2006) aus BER-II Reaktor im Jahr 2021.	162
Tabelle A10: Aktivitätswerte für die innere Reflektorschicht (ab 2006) aus BER-II Reaktor ein Jahr nach geplanter endgültiger Abschaltung.	163
Tabelle A11: Aktivitätswerte für die äußere Reflektorschicht des BER-II Reaktors ein Jahr nach geplanter endgültiger Abschaltung.	164
Tabelle A12: Aktivitätswerte für alle im Kern befindlichen Berylliumelemente aus BER-II Reaktor im Jahr 2021.	165

I Ausgangsbasis des Projekts

I.1 Aufgabenstellung

Das Ziel des Projekts war es, die Grundlagen für ein Entsorgungskonzept für bestrahltes Be aus Forschungsreaktoren bereitzustellen, um eine sichere und nachhaltige Entsorgung der in Deutschland anfallenden Mengen an bestrahltem Be zu gewährleisten. Aufgrund des hohen Radionuklidinventars (insb. an ^3H , ^{14}C , ^{60}Co sowie weiterer Radionuklide), sowie unbekanntem Verhalten unter Zwischen- und Endlagerbedingungen, gibt es in Deutschland derzeit keinen geeigneten Entsorgungspfad für bestrahltes Beryllium (Be). Das vorhandene Nuklear-Beryllium in Deutschland und Europa liegt vorwiegend in Form von Reflektoren und Reflektorelementen von Forschungsreaktoren vor. Im Rahmen dieses Vorhabens erfolgte zunächst eine Bestandsaufnahme der Massen und des radiologischen Inventars an zu entsorgendem Beryllium aus Forschungsreaktoren in der BRD.

Außerdem ist es bisher nicht abschließend geklärt worden, ob Beryllium die Endlagerungsbedingungen Konrad erfüllen kann. Aufgrund der wasserrechtlichen Bestimmungen ist für das Endlager Konrad die maximal einlagerbare Masse an Beryllium auf 24,5 kg begrenzt [BFS14]. Zudem sind die hohen ^3H Inventare in bestrahltem Beryllium in Bezug auf die Einhaltung der Garantiewerte für metallische Abfälle in Konrad kritisch. In diesem Zusammenhang sollte geprüft werden, ob die Einlagerung von Beryllium bzw. berylliumhaltigen Abfallformen im Endlager Konrad unter Berücksichtigung der gehobenen wasserrechtlichen Erlaubnis sichergestellt werden kann. Alle relevanten Aspekte der Endlagerung von bestrahltem Beryllium, auch solche, die unabhängig von der stofflichen Beschreibung der Endlagergebinde sind, wurden berücksichtigt.

Um die einzulagernden Beryllium-Inventare aus dem Rückbau von Forschungsreaktoren zu reduzieren, steht die Dekontamination und Wiederverwendung von bestrahltem Beryllium im Fokus des KONEKT Projektes. Es sollten mögliche Verfahren zur Dekontamination sowie alternative Konditionierungsverfahren von bestrahltem Beryllium untersucht werden. Neben den technischen und physikalischen Randbedingungen sollte dabei ebenfalls der finanzielle und zeitliche Aufwand einer möglichen Dekontamination zur Nachnutzung von bestrahltem Beryllium aus deutschen Forschungsreaktoren sowie der direkten Endlagerung von bestrahltem Beryllium betrachtet werden.

Eine der wichtigen Aufgaben des Projektes war es, die existierenden Daten und Informationen über bestrahltes Be zu aktualisieren und systematisch in Hinblick auf eine Endlagerung in Schacht Konrad zu bewerten. Die dabei bestehenden Wissenslücken bzgl. der Anwendbarkeit von Dekontaminations- und Konditionierungsverfahren, einer mögliche Rezyklierung sowie des Verhaltens von Be in Endlagersystemen sollte in eine Roadmap für weiterführende F&E Arbeiten zur Entwicklung einer Entsorgungsstrategie für bestrahltes Be aus deutschen Forschungsreaktoren implementiert werden.

Zudem sollte mit dem Vorhaben KONEKT ein Beitrag zur nachhaltigen Sicherung und zum Ausbau der nationalen Kompetenz im Bereich der Kerntechnik geleistet werden und die erzielten Erkenntnisse auf internationalen Konferenzen und kerntechnischen Tagungen mit konkretem Anwendungsbezug in der nuklearen Entsorgung einem großen fachkundigen Publikum vorgestellt werden.

I.2 Voraussetzungen, unter denen das Vorhaben durchgeführt wurde

Beim Rückbau der Deutschen Forschungsreaktoren fallen ca. 3 Mg an bestrahltem Be an, für das bislang noch kein etablierter Entsorgungsweg existiert, so dass dieses Material gegenwärtig i. d. R. an den Reaktorstandorten zwischengelagert wird. Aufgrund der Reaktivität und der Chemietoxizität von metallischem Be bestehen noch offene Fragen bezüglich einer Endlagerfähigkeit im Endlager Konrad und bezüglich der Erfordernisse hinsichtlich Behandlungs- und Konditionierungsmaßnahmen.

I.3 Planung und Ablauf des Vorhabens

Am Verbundvorhaben „Konzeptstudie zur Entsorgung von aktiviertem Beryllium (Be) aus Forschungsreaktoren (KONEKT)“ Förderkennzeichen 15S9405A-B waren zwei Projektpartner beteiligt:

- Forschungszentrum Jülich GmbH (FZJ), Institut für Energie- und Klimaforschung – Nukleare Entsorgung und Reaktorsicherheit (IEK-6) (Teilprojekt 15S9405A);
- Helmholtz-Zentrum Berlin für Materialien und Energie GmbH (HZB) (Teilprojekt 15S9405B).

Das Verbundvorhaben KONEKT wurde in der Projektlaufzeit vom 01.08.2018 bis 31.07.2020 bearbeitet.

Das Projekt gliederte sich in 8 Arbeitspakete:

- AP 1 Inventarisierung des bestrahlten Be
- AP 2 Kenntnisstand über bestrahltes Be
- AP 3 Aktueller Stand zur Endlagerung von Be im Endlager Schacht Konrad
- AP 4 Verwertung von dekontaminiertem Be
- AP 5 Dekontamination von bestrahltem Be
- AP 6 Konditionierung von bestrahltem Be
- AP 7 Forschungsbedarf für Entsorgungsstrategien für bestrahltes Be
- AP 8 Synthese, Koordination und Kommunikation

Spezifische Arbeiten von Teilprojekt 15S9405A (FZJ) (zu AP 2, 4 und 6) wurden anteilig in einem Unterauftrag an Fa. Brenk Systemplanung GmbH durchgeführt. Die dabei erzielten Ergebnisse wurden regelmäßig diskutiert und in die Halbjahresberichte implementiert.

Im Rahmen des Verbundvorhabens KONEKT wurden regelmäßig Koordinierungsgespräche zur Analyse des Projektfortschritts und zur Abstimmung unter den Projektpartnern HZB und FZJ/BS unter Beteiligung des Projektträgers GRS durchgeführt (siehe Tabelle 1).

Tabelle 1: Während des Vorhabens durchgeführte Koordinierungsgespräche.

Treffen	Datum	Ort
Koordinierungsgespräch	09.10.2018	HZB Berlin
Koordinierungsgespräch	09.04.2019	FZJ Jülich
Koordinierungsgespräch	10.06.2020	online

I.4 Stand von Wissenschaft und Technik

Derzeit gibt es in Deutschland keinen geeigneten Entsorgungspfad für bestrahltes Beryllium aus kern-technischen Anlagen. Infolge einer Dekontamination von bestrahltem Be könnte eine Reduzierung der radioaktiven Abfallmenge erreicht werden, und damit zu einer kosteneffektiveren und sichereren Endlagerung eines problematischen radioaktiven Reststoffs beitragen. In der Literatur sind bereits eine Reihe von Dekontaminationsoptionen für bestrahltes Be beschrieben worden (z. B. Aufheizen, nasschemische Methoden sowie Trennung durch Chlorierung, bzw. Fluoridierung); die technische Umsetzbarkeit insbesondere auch für das in Deutschland vorhandene Be sind derzeit noch ungeklärt. Ebenso fehlt für existierende Konditionierungsmethoden (z. B. Verglasung, Bituminierung, etc.) der Nachweis, ob die dabei entstehenden Abfallformen für die Endlagerung in Schacht Konrad geeignet sind. Dabei bestehen auch offene Fragen hinsichtlich strahlenschutztechnischer und ökonomischer Aspekte der Behandlungsmethoden im Hinblick auf die Endlagerung in Schacht Konrad.

I.5 Zusammenarbeit mit anderen Stellen

Im Rahmen der Erfassung der Inventare an bestrahltem Be in Deutschland erfolgte eine gezielte Anfrage an die diversen Betreiber von Forschungsreaktoren.

I.6 Vorträge und Publikationen

Die, in dem Zeitraum von 01.08.2018 bis 31.07.2020 erzielten Projektergebnisse, wurden in vier Halbjahresberichten sowie einem gemeinsamen Abschlussbericht der Verbundpartner HZB und FZJ dokumentiert. Die Vorhabenergebnisse wurden 2019 auf der Konferenz „Konditionierung radioaktiver Betriebs- und Stilllegungsabfälle“ (KONTEC) präsentiert (siehe Tabelle 2).

Tabelle 2: Vorträge und Publikationen der Ergebnisse des Verbundvorhabens KONEKT.

Modolo, G., Daniels, N., Deissmann, G., Bosbach, D., Kate, S., Schlenz, L., Welzel, S., Thierfeldt, St., Nitzsche, O., Shapiro, Y. KONEKT: a concept study on the safe management of irradiated beryllium from research reactors. Kontec-2019, Dresden, 2019, Vortrag und Poster.
Daniels, N., Deissmann, G., Modolo, G., Bosbach, D., Kate, S., Wolf, C., Welzel, S. KONEKT: a concept study on the safe management of irradiated beryllium from research reactors. Proceedingsbeitrag Kontec-2019
Modolo, G., Daniels, N., Deissmann, G., Bosbach, D., Kate, S., Schlenz, L., Welzel, S., Thierfeldt, St., Nitzsche, O., Shapiro, Y. et al. A concept study on the safe management of irradiated beryllium from research reactors DECON, International conference on nuclear decommissioning and waste management, November 16th - 19th 2021, www.nucdecon.com , Vortrag.

II Ergebnisse des Projekts

II.1 AP 1: Inventarisierung des bestrahlten Be

Um die Wirtschaftlichkeit von möglichen Dekontaminations- und Konditionierungsstrategien von Beryllium bewerten zu können, ist es notwendig, das vorliegende Inventar an in Deutschland existierenden Be-Abfällen sowie deren Radionuklidinventar zu kennen. Die im Arbeitspaket 1 (AP1) durchgeführte radiologische Bewertung des bestrahlten Berylliums aus deutschen Forschungsreaktoren sowie des Radionuklidinventars erfolgte rechnerisch und für einige Nuklide messtechnisch.

II.1.1 Beryllium-Bestandsaufnahme für Deutschland

Bei der Ermittlung des Berylliumbestandes wurden alle Kernreaktoren in Deutschland berücksichtigt. Da in deutschen kommerziellen Kernkraftwerken kein Beryllium verwendet wird, lag der Fokus bei der Bestandsaufnahme von Beryllium auf Forschungsreaktoren.

Als Ausgangsbasis für die durchgeführte Bestandsaufnahme von bestrahltem Beryllium diente einerseits die Research Reactor Database (RRDB) der IAEA [IAEA01], andererseits die eigens für das Forschungsprojekt eingeholten Auskünfte der Reaktor-Betreiber [ADB86, ADB86, ADB18, AFM01, AFG01, HIE01].

Die Datenbank RRDB der IAEA liefert für jeden Forschungsreaktor Aussagen über die Art des eingesetzten Reflektormaterials und ermöglicht somit eine exakte Eingrenzung der Anlagen, in denen Beryllium verwendet wird. Tabelle 3 enthält für alle Reaktoren in Deutschland die eingesetzte Menge an Beryllium. Demnach kamen lediglich in fünf der insgesamt aufgelisteten 34 Reaktoren (d.h. BER-II, FRM-1, FRG-I/II und RFR) Berylliumreflektoren zum Einsatz. Diese Reaktoren werden nachfolgend näher beschrieben.

II.1.2 BER-II (HZB)

Der Berliner Experimentier-Reaktor BER-II am Standort des Helmholtz Zentrums Berlin (HZB) ist seit 1973 in Betrieb. Es handelt sich um einen Leichtwasser moderierten Schwimmbadreaktor mit 23 plattenförmigen MTR-Brennelementen. Die Leistung war zunächst auf 5 MW begrenzt. Nach Umbaumaßnahmen im Jahr 1991 ging der Reaktor mit 10 MW Leistung wieder in Betrieb. Im Rahmen der Umbaumaßnahmen wurde der Kern mit einer inneren und äußeren Beryllium-Reflektor-Schicht ummantelt und zusätzlich Beryllium-Elemente im Kernbereich eingesetzt. Hergestellt wurde das Beryllium von der US Firma Brush Wellman (heute MATERION). Es handelt sich dabei um das S-200-F Beryllium mit einer Korngröße von 6,9 bis 9,8 µm.

Die innere Reflektor-Schicht wurde im Jahr 2006 getauscht und die alte Schicht wird in einem MOSAIK-Behälter im Bereich des BER-II gelagert. Der 10 MW-Kern besitzt ein Gitter mit 6 x 7 Positionen, von denen 11 Positionen am Rand mit Beryllium-Reflektorelementen belegt sind (Abbildung 1). Die Zuganker und die Reflektorelemente sind neben Beryllium auch mit Teilen aus AlMg₃ verbaut. Diese werden bei der folgenden Inventarisierung (siehe Tabelle 3) nicht betrachtet.

Tabelle 3: Auflistung von Forschungsreaktoren für die Bestandsaufnahme an zu entsorgenden Beryllium-Mengen in Deutschland. (Stand: Juni 2018) [IAEA01, ADB86, ADB18, AFM01, AFG01, HIE01].

Anlage/Reaktor	Standort	Betriebszeitraum	Zu entsorgende Be-Menge (kg)
BER-II	Berlin	1973-2019	1758,8
FRG-I/II	Geesthacht	1958-2010	681,20
FRM-I	München	1957-2000	166,00
RFR	Rosendorf	1957-1991	368,26
FRJ-I	Jülich	1965-1985	0,00
BER-I	Berlin	1958-1972	0,00
FRJ-II	Jülich	1962-2002	0,00
AVR	Jülich	1967-1988	0,00
FMRB	Braunschweig	1967-1995	0,00
FRM-II	München	2005-heute	0,00
FRMZ	Mainz	1965-heute	0,00
TRIGA HD-I	Heidelberg	1966-1977	0,00
TRIGA HD-II	Heidelberg	1978-1999	0,00
FRH	Hannover	1973-1997	0,00
ZLFR	Zittau/Görlitz	1979-2005	0,00
FR-2	Karlsruhe	1961-1981	0,00
FRN	Oberschleißheim	1972-1982	0,00
FRF-I	Frankfurt	1958 - 1968	0,00
FRF-II	Frankfurt	Keine	0,00
SAR	Garching	1959 - 1968	0,00
STARK	Karlsruhe	1963 - 1976	0,00
SNEAK	Karlsruhe	1966 - 1985	0,00
SUAK	Karlsruhe	1964 - 1978	0,00
AEG (TKA)	Karlstein	1967 - 1973	0,00
AEG PR-10	Karlstein	1961 - 1976	0,00
SUR-AA	Aachen	1965 - 2002	0,00
SUR-DA	Darmstadt	1963 - 1985	0,00
SUR-KI	Kiel	1966 - 1997	0,00
SUR-FW	Furtwangen	1973 - heute	0,00
SUR-S	Stuttgart	1964 - heute	0,00
SUR-U	Ulm	1965 - heute	0,00
NS Otto-Hahn	Geesthacht	1968 - 1979	0,00

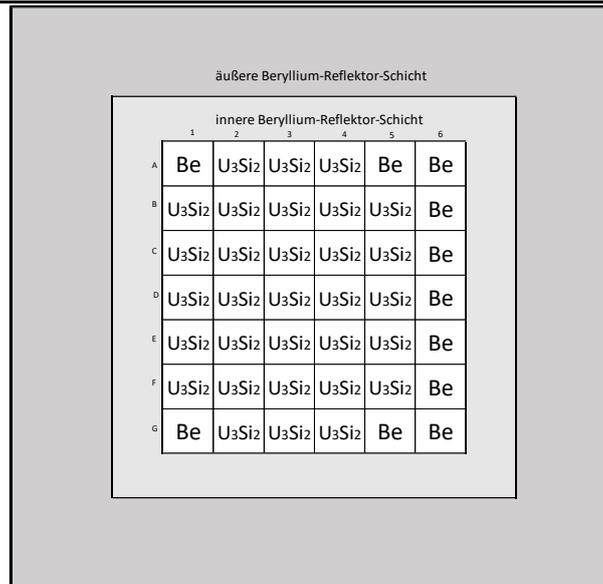


Abbildung 1: Belegung der Kernpositionen im BER-II nach 1991. Am Rand des Kerns sind Beryllium-Reflektor-Elemente positioniert. Der Kern ist umgeben von einer inneren(hellgrau) und äußeren(dunkelgrau) Beryllium-Reflektor-Schicht [ADB86, ADB18].

Um den Entsorgungsbedarf für bestrahltes Beryllium des BER-II zu ermitteln, wurde eine exakte Bestandsaufnahme des Reflektors durchgeführt. Dabei wurden die innere- und äußere Reflektor-Schicht, die Beryllium-Reflektor-Elemente sowie alle anderen Beryllium-Bauteile betrachtet. Der im Jahre 2006 vollzogene Tausch der inneren Reflektor-Schicht wurde in der Bestandsaufnahme berücksichtigt. Die beiden inneren Reflektor-Schichten vor und nach dem Tausch entsprechen einander in Form und Masse.

Die Bestandsaufnahme des zu entsorgenden Nuklearberylliums des BER-II (Tabelle A1 – Tabelle A5 der Anlage 1) ergibt eine Gesamtmasse von 1758,8 kg an bestrahltem Beryllium. Die Masse der inneren Reflektor-Schicht beträgt für die Zeiträume 1991 bis 2006 und 2006 bis 2019 gesamt 611 kg (je 305,5 kg). Die äußere Reflektor-Schicht beinhaltet 997,6 kg. Die 16 Beryllium-Reflektor-Elemente mit je 7,4 kg haben ein Gesamtgewicht von 118,4 kg. Die Beryllium-Reflektor-Stopfen des BER-II wiegen zusammen 29,4 kg, die Berylliumtabletten in den Zugankern tragen zum Gesamtgewicht mit 2,4 kg bei. Das Volumen des zu entsorgenden Berylliums beträgt $9,5 \cdot 10^{-1} \text{ m}^3$.

II.1.3 FRM-I (TUM)

Als erste nukleare Anlage Deutschlands wurde der Forschungsreaktor FRM-I am Standort der Technischen Universität München (TUM) im Oktober 1957 in Betrieb genommen. Es handelt sich um einen Schwimmbadreaktor mit 21 plattenförmigen Brennelementen. Die Leistung des Materialtestreaktors war auf 4 MW begrenzt. Der Reflektor des FRM-I bestand aus Graphit und Beryllium. Das Beryllium-Inventar des FRM-I setzt sich aus 24 Beryllium-Reflektor-Elementen zusammen (Abbildung 2). Entsprechend den Betriebsunterlagen des FRM-I sind zwei Typen an Reflektor-Elementen zu unterscheiden. Typ I besteht neben dem quaderförmigen Beryllium-Block aus

einem Fuß- und Kopfstück aus Aluminium ($AlMg_3$). Typ II ist analog aufgebaut, besteht jedoch aus drei Beryllium-Teilen mit einer seitlichen Aussparung und ist mit Aluminium-Schrauben verschraubt.

Die Reflektor-Elemente vom Typ I und Typ II des FRM-I waren von 1978 bis 2000 im Einsatz und wurden im Rahmen der Stilllegung in einem MOSAIK-Behälter verpackt, welcher auf dem Gelände des FRM-I gelagert ist. Gemäß des Betreibers TUM ergibt sich eine Gesamtmasse des zu entsorgenden Nuklearberylliums des FRM-I von 166 kg (Tabelle A6 der Anlage 1). Hergestellt wurde das Beryllium von der US Firma Brush Wellman (heute MATERION) [AFM01].

		21	20	19	18	17	16	
		Be	Be	Be	Be	Be	Be	
1		Be	BE-U	BE-U	BE-U	BE-U	Be	15
2		Be	BE-U	TS 5	BE-U	BE-U	Be	14
3		Be	TS 4	BE-U	BE-U	TS 1	Be	13
4		Be	BE-U	BE-U	RS	BE-U	Be	12
5		Be	TS 3	BE-U	BE-U	TS 2	Be	11
6		Be	BE-U	BE-U	BE-U	BE-U	Be	10
7		Be	BE-U	TTB	BE-U	BE-U	Be	9
			Be	Be	Be	Be		
			22	8	23	24		

Abbildung 2: Belegung der Kernpositionen im FRM-I nach 1991. Grau markiert sind die 24 Beryllium-Reflektor-Elemente (Be), 1 - 24. Die Brennelemente (Uran) sind mit BE-U gekennzeichnet. Die 5 Trimm-Stäbe sind mit TS 1 bis TS 5 gekennzeichnet. Zusätzlich befinden sich im Kern eine Tieftemperatur-Bestrahlungsanlage TTB und ein Regelstab RS [AFM01].

II.1.4 FRG-I und FRG-II (HZG)

In den Forschungsreaktoren FRG-I und FRG-II finden Reflektor-Elemente verschiedener Bauform aus Beryllium in den Reaktorkernen Verwendung. Der 5 MW Forschungsreaktor FRG-I am Standort Helmholtz Zentrum Geesthacht (HZG) wurde im Jahr 1958 in Betrieb genommen und nach 52 Betriebsjahren im Jahr 2010 abgeschaltet. Während der langen Betriebszeit wurde der Kern zunächst von 39 Brennelementen auf 26 kompaktiert und anschließend die Anzahl der Brennelemente später weiter auf 12 reduziert (vgl. Abbildung 3 bis Abbildung 5). Der Forschungsreaktor FRG-II wurde im Jahr 1963 mit einer Leistung von 15 MW in Betrieb genommen und im Frühjahr 1995 stillgelegt. Im Jahr 1980 wurde der Kern des FRG-II in einer Umbaumaßnahme mit Berylliumreflektor neben dem Graphitreflektor bestückt (Abbildung 6). Das im FRG-I eingesetzte Beryllium stammt aus US-amerikanischer Produktion [AFG01].

1	U	U	U	U	U	U	G	BeO
2	U	U	U	U	U	U	U	BeO
3	U	U	U	U	U	U	U	BeO
4	U	U	U	U	U	U	U	Spk
5	U	U	U	U	U	U	PL	BeO
6	BeO	U	U	U	U	U	U	BeO
7	BeO	BeO	BeO	BeO	BeO	BeO	PL	BeO
8	BeO							
9	G	BeO	BeO	BeO	S	BeO	G	G
10	S	S	BeO	S	S	BeO	S	S
	A	B	C	D	E	F	G	H

Abbildung 3: Belegung der Kernpositionen des FRG-I. U = Brennelemente, BeO = Berylliumoxid-Reflektorelemente, G = Graphit-Reflektorelemente, S = Stopfen, PL = Probenleitrohr, Spk = Spaltkammer [AFG01].

Berylliumblockreflektor								
1	U	U	U	U	U	U	U	Be
2	U	U	U	U	U	U	U	Be
3	U	U	U	U	U	U	U	Be
4	Be	U	U	U	U	U	PL	Be
5	Be	Be	Be	Be	Be	PL	Be	Be
6	Be	Be	Be	Be	Be	Be	Spk	Be
7	Be	Spk	G	PL	G	PL	G	G
8	G	G	G	G	G	G	G	G
9	G	G	G	G	G	G	G	G
10	G	G	G	Be	Be	G	G	G
	A	B	C	D	E	F	G	H

Abbildung 4: Belegung der Kernpositionen des FRG-I nach der ersten Kompaktierung auf 26 Brennelemente. U = Brennelemente, Be = Beryllium-Reflektorelemente, G = Graphit-Reflektorelemente, S = Stopfen, PL = Probenleitrohr, Spk = Spaltkammer [AFG01].

Berylliumblockreflektor							
1	Be	U	U	U	U	Be	Be-Block
2	Be	U	U	U	U	Be	
3	Be	U	U	U	U	Be	
4	Be						
5	Be						
6	Be						
	A	B	C	D	E	F	G

Abbildung 5: Belegung der Positionen des FRG-I nach der zweiten Kompaktierung auf 12 Brennelemente. U = Brennelemente, Be = Beryllium-Reflektorelemente, Be-Block mit Hohlraumdose [AFG01].

11	G	G	Be	Be	Be	Be	Be	S	S	G	Be
10	G	Spk	Be	Be	PL	Be	Be	PL	Be	Be	G
9	Be	Be	PL	U	U	U	U	U	PL	Be	Be
8	Kapselversuch	Wolframgammashield	U	U	U	U	U	U	U	Wolframgammashield	Kapselversuch
7			U	U	U	U	U	U	U		
6			U	U	U	U	U	U	U		
5			U	U	U	U	U	U	U		
4			U	U	U	U	U	U	U		
3	Be	Be	PL	U	U	U	U	U	PL	Be	Be
2	Be	PL	Be	Wolframgammashield				Be	Spk	Be	
1	Be	Be	Be	Kapselversuch				Be	Be	Be	
	L	K	J	H	G	F	E	D	C	B	A

Abbildung 6: Belegung der Kernpositionen des FRG-II nach 1980. U = Brennelemente, Be = Beryllium-Reflektorelemente, G = Graphit-Reflektorelemente, S = Stopfen, P = Probenleitrohr, Spk = Spaltkammer [AFG01].

Die Bestandsaufnahme des zu entsorgenden Nuklearberylliums des FRG-I und II in der Tabelle A7 (s. Anlage 1) ergibt eine Gesamtmasse von 681,2 kg bestrahltem Beryllium.

II.1.5 RFR (VKTA)

Im Zwischenlager für feste radioaktive Abfälle Rossendorf (ZLR) lagern zwei 580-Liter-Fässer, beladen mit Reflektorteilen und Berylliumelementen aus dem ehemaligen Forschungsreaktor Rossendorf (RFR). Die Leistungssteigerung des RFR von 4 MW auf 10 MW und die Erhöhung der Gesamtüberschussreaktivität des RFR bei dessen Rekonstruktion 1963 erforderten den Einsatz neuer und leistungsfähigerer Brennelemente. Der Einsatz eines Berylliumreflektors war notwendig, um die Abbrandgrenzen zu erreichen. Die Brennelemente wurden in ihrer Form geändert, da der Reflektor allein nicht die nötige Leistungssteigerung erreicht hätte. Das im RFR eingesetzte Beryllium stammt aus sowjetischer Herstellung.

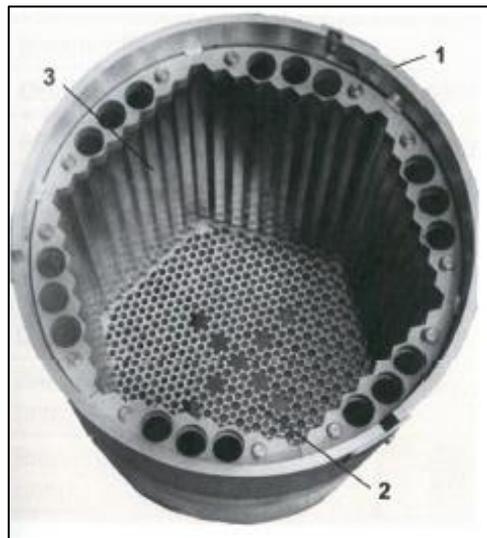


Abbildung 7: Reaktorkernkorb mit Berylliumreflektor des RFR von 1967 bis 1986 [HIE01].

Der Kernkorb des RFR bestand aus einem Aluminium-Zylinder (1) mit der 40 mm dicken Grundplatte (2), auf der im Abstand von 60 mm der 680 mm hohe Berylliumreflektor (3) montiert war. Der Beryllium-Reflektor war aus sechs Segmenten zusammengesetzt. Je 3 Bohrungen in den Segmenten (Abbildung 7) dienen zur Aufnahme von Bestrahlungskanälen in denen Isotopenbestrahlungskassetten platziert waren [HIE01].

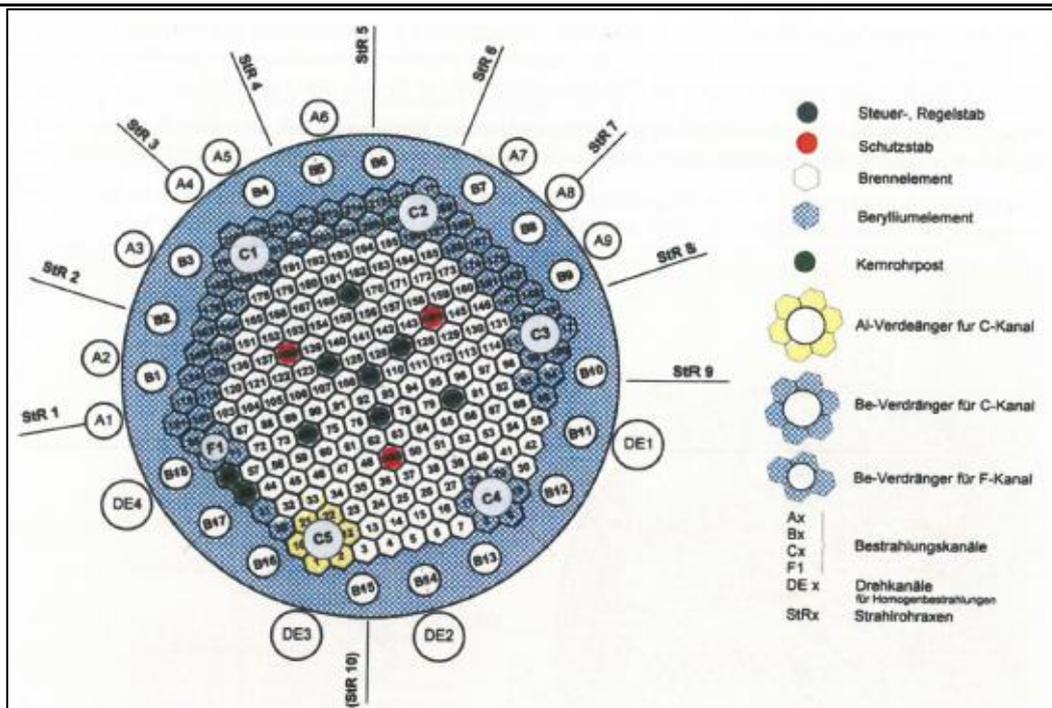


Abbildung 8: Kern des RFR mit der Kernbeladung K 1.0.1 (Erstkern).

Blau markiert ist der feste Berylliumreflektor außen, die 29 Berylliumelemente im Gitter sowie die Beryllium-Verdränger [HIE01].

Die Dicke des Berylliumreflektors konnte durch einfache und dreifache Berylliumelemente variiert werden. Die Berylliumelemente hatten die gleiche äußere Geometrie wie die Brennelemente und konnten daher in beliebige Gitterplätze eingesetzt werden. Weitere Bezeichnungen für Berylliumelemente waren Berylliumkassette oder Berylliumverdränger (siehe Abbildung 8).

Insgesamt liegen aus dem Betrieb des RFR 368,26 kg an bestrahltem Beryllium vor (s. Tabelle A8 der Anlage 1). In einem der beiden Fässer befinden sich neben 193,05 kg bestrahltem Beryllium 14,95 kg AlMgSi₃ Legierung. Im zweiten Fass ist Beryllium mit einem Massenanteil von 75,18 % und einer Masse von 175,21 kg eingelagert. Das Gesamtgewicht des Berylliums aus beiden Fässern beträgt 368,29 kg. Neben dem Berylliumreflektor lagern in den Fässern weitere Teile des Spaltzonenkorbes, welche teilweise mit dem Berylliumreflektor fest verbunden sind.

An den beiden, mit Beryllium beladenen Fässern, erfolgte eine Neutronenmessung, da eine (γ , n)-Reaktion möglich ist. Die Fässer standen hinter einer Abschirmwand aus Stahl und Blei. Die Neutronenmessung ergab 0,23 cps Neutronen (Abbildung 9).



Abbildung 9: Neutronenmessung an Fässern mit Beryllium, die hinter einer Abschirmwand aus Stahl und Blei gelagert werden [HIE01].

II.1.6 Radioaktives Inventar des bestrahlten Berylliums in Deutschland

In den folgenden Unterkapiteln werden die Ergebnisse der Bestimmungen des radioaktiven Inventars des bestrahlten Berylliums in Deutschland vorgestellt

II.1.6.1 Nuklidinventar BER-II (HZB)

Um die Zusammensetzung des Nuklidinventars zu ermitteln (ohne jedes einzelne Nuklid zu analysieren), ist die Kenntnis über die im Beryllium vorkommenden Verunreinigungen notwendig. Von HZB wurde eine chemische Analyse zur Ermittlung der Verunreinigungen an einer Probe unbestrahltem Beryllium bei der akkreditierten Firma WESSLING GmbH in Auftrag gegeben. Das Probenmaterial wurde mit Königswasser aufgeschlossen und die Verunreinigungen im Beryllium mittels Atomabsorptionsspektrometrie (AAS) analysiert. Die dabei erzielten Ergebnisse wurden mit den Materialzeugnissen des Berylliums verglichen (s. Tabelle 4).

Für die Ermittlung der Aktivierungsprodukte erfolgte eine theoretische Untersuchung mittels MCNP-Rechnung, welche die Entstehung und den Zerfall von Radionukliden als Folge der abgelaufenen Bestrahlungszyklen bestimmt. Dazu wurde ein Rechenmodell angewendet, das die Neutronenspektren in den verschiedenen Reflektor-Bereichen und die Leistungs-Historie realistisch berücksichtigt.

Im Anschluss wurden detaillierte Aktivierungsrechnungen für den gesamten Reflektor-Bereich durchgeführt. Mit Hilfe dieser Daten kann an jeder Stelle des Beryllium-Reflektors die Aktivität für einen beliebigen Zeitpunkt bestimmt werden. Die Aktivierungsergebnisse wurden für ein Jahr nach Abschalten des Reaktors (2020 und 2021) ermittelt. Für die innere Reflektor-Schicht, die von 1991 bis 2006 Verwendung fand, wurde eine Abklingzeit von 15 Jahren angenommen. Die Daten geben somit die zu erwartende Aktivierung für das Jahr 2021 an.

Tabelle 4: Analysenergebnisse der Firma WESSLING mit Materialzeugnissen.

Element	WESSLING-Analyse mg/kg Trockensubstanz	Materialzeugnisse-Beryllium mg/kg Trockensubstanz
Beryllium (Be)	993037	993102
Aluminium (Al)	230	455
Calcium (Ca)	770	20
Chrom (Cr)	83	95
Kobalt (Co)	7,2	8
Kupfer (Cu)	---	50
Eisen (Fe)	610	935
Kalium (K)	900	---
Magnesium (Mg)	440	310
Mangan (Mn)	130	90
Molybdän (Mo)	20	20
Nickel (Ni)	73	110
Silber (Ag)	5,1	3
Silicium (Si)	280	330
Strontium (Sr)	6,9	---
Thallium (Tl)	20	---
Tantal (Ta)	25	20
Uran (U)	53	---
Stickstoff (N)	1000	---
Kohlenstoff (C)	1500	1180
Barium (Ba)	5	---
Bor (B)	2	1
Bismut (Bi)	5	---
Cer (Ce)	5	---
Cäsium (Cs)	5	---
Erbium (Er)	5	---
Europium (Eu)	5	---
Zirkonium (Zr)	5	---
Zirkonium (Zr)	5	---
Zinn (Sn)	5	---
Samarium (Sm)	5	---
Selen (Se)	5	---
Hafnium (Hf)	5	---
Iridium (Ir)	5	---
Niob (Nb)	5	---
Palladium (Pd)	5	---
Platin (Pt)	5	---
Terbium (Tb)	5	---
Rubidium (Rb)	5	---
Ruthenium (Ru)	5	---
Tellur (Te)	5	---
Thorium (Th)	5	---

Für die MCNP-Rechnung wurden die in Tabelle 4 aufgelisteten Werte der WESSLING-Analyse verwendet. Dabei wurde immer der höhere Wert für die MCNP-Simulation eingesetzt, um konservative Aussagen über die Höhe der Aktivierung zu treffen. In den Tabelle A9 – Tabelle A12 in Anlage 1 sind Volumina und Massen der Beryllium-Komponenten sowie die Aktivitäten von 40 relevanten Isotopen (Gesamtaktivität, mittlere spezifische Aktivität sowie minimale und maximale spezifische Aktivität) aufgelistet.

Die durchgeführte MCNP-Simulation ergab für das gesamte bis Ende 2019 im BER-II eingesetzte Beryllium hohe Anteile an ^3H und ^{60}Co . Die gesamte Aktivität von ^3H ein Jahr nach Abschaltung des Reaktors beträgt $3,23 \cdot 10^{15}$ Bq. Das Radionuklid ^{60}Co ist im bestrahlten Beryllium ein Jahr nach Reaktorabschaltung mit einer gesamten Aktivität von $3,18 \cdot 10^{13}$ Bq vertreten. Die über MCNP-Berechnung ermittelte Gesamtaktivität von ^{60}Co wird nachfolgend mit Messergebnissen einer am HZB durchgeführten Gammaskopie verglichen. Neben diesen beiden Radionukliden, liegt das langlebige Kohlenstoff-Isotop ^{14}C mit einer gesamten Aktivität von $3,47 \cdot 10^{12}$ Bq im bestrahlten Beryllium vor.

Während des 5 MW Betriebs waren die Beryllium-Elemente B-7, B-9 und B16 bis 1983 im Einsatz und wurden nach ihrem Ausbau im Stopfenlager aufbewahrt. Aufgrund der nicht rekonstruierbaren Historie, wurden für diese Beryllium-Elemente keine MCNP-Berechnungen erstellt. Ausgehend von einer relativ kurzen Einsatzdauer sowie dem 5 MW Betrieb mit deutlich niedrigeren Neutronenflüssen ist davon auszugehen, dass die Aktivitäten der oben genannten Beryllium-Elemente nicht wesentlich zur Gesamtaktivität des bestrahlten Berylliums beitragen. Des Weiteren führt die lange Abklingdauer von 37 Jahren zu einem erheblichen Aktivitätsabfall der drei Beryllium-Elemente. Die Aktivität des Radionuklids ^{60}Co ist bei einer Halbwertszeit von 5,27 Jahren nur noch mit 0,8 % der Ausgangsaktivität in den Beryllium-Elementen vorhanden. Das radioaktive ^3H ist auf 12,5 % seiner Ausgangsaktivität abgeklungen.

Aus der inneren Beryllium-Reflektor-Schicht des BER-II (bis 2006 im Einsatz) wurde eine Kratzprobe entnommen und mittels Gammaskopie analysiert. Die Probenmenge betrug 8 mg. Die Messergebnisse sind in der Tabelle 5 zusammengefasst. Die Gesamt-Gammaaktivität wird generell von der ^{60}Co -Aktivität dominiert. Die Messergebnisse wurden mit den berechneten Werten der MCNP-Berechnung verglichen. Um die Messergebnisse mit den theoretischen Ergebnissen vergleichen zu können, wurden alle Aktivitäten auf ein einheitliches Datum (das Ausbaudatum der inneren Beryllium-Schicht am 13.04.2006) bezogen.

Der in der Tabelle 5 aufgeführte Vergleich der einzelnen Nuklide zeigt in fast allen Fällen die gleiche Größenordnung der errechneten und analysierten Gammaaktivitäten. Das Isotop ^{134}Cs weicht als einziges im direkten Vergleich sehr stark ab. Es ist zu beachten, dass die Kratzprobe an der zugänglichen Oberfläche des inneren Beryllium-Reflektors entnommen worden ist. Die MCNP-Simulation zeigt, dass die Flussdichte der thermischen Neutronen innerhalb des Reaktorkerns und Beryllium-Reflektors während des Betriebs unterschiedlich hoch gewesen ist, worauf die Abweichungen zurück zu führen sind.

Tabelle 5: Aktivitätswerte der Gamma-Spektroskopie und der MCNP-Berechnung der inneren Berylliumschicht bezogen auf das Ausbaudatum am 13.04.2006.

Nuklid	Aktivität Bq/g Messung Zeitpunkt Ausbau innere Reflektor-Schicht	Aktivität Bq/g MCNP Zeitpunkt Ausbau innere Reflektor-Schicht
⁶⁰ Co	3,013 · 10 ⁷	5,493 · 10 ⁷
¹³⁴ Cs	1,279 · 10 ⁵	1,459 · 10 ⁷
¹³⁷ Cs	2,269 · 10 ⁵	4,507 · 10 ⁵
¹⁴⁴ Ce	5,441 · 10 ⁵	1,906 · 10 ⁶

II.1.6.2 Nuklid-Inventar FRM-I (TUM)

Zur Bestimmung des Radioaktivinventars im bestrahlten Beryllium des FRM-I wurde eine Aktivitätsbestimmung durch das Institut für Radiochemie der Technischen Universität München (RCM) an einer repräsentativen Materialprobe eines ausgewählten Beryllium-Reflektor-Elements Nr. 21 durchgeführt und die Ergebnisse anschließend nach Anfrage übermittelt.

Durch den Vergleich gamma-spektrometrischer Messungen an allen Berylliumreflektorelementen unter vergleichbaren Messbedingungen und durch Gamma-Scanning des beprobten Berylliumreflektorelements konnte die Repräsentativität der verwendeten Materialprobe nachgewiesen werden. Die Aktivität von ¹⁰Be wurde unter der konservativen Annahme einer Betriebszeit von 16 Jahren und einem theoretischen Neutronenfluss von $1,0 \cdot 10^{13} \text{ cm}^{-2} \text{ s}^{-1}$ berechnet.

Für die Bestimmung des ³H-Gesamtgehalts wurden am Lehrstuhl für Radiochemie München Laborarbeiten mit aktiviertem Beryllium des FRM-I durchgeführt, in denen ³H und ¹⁴C durch Glühen eines 1 g schweren Beryllium-Klötzchen freigesetzt wurden, quantitativ aufgefangen und mittels Flüssigszintillationszähler (LSC) gemessen wurden. Die ermittelten Aktivitätswerte wurden auf die Gesamtmasse der 24 Reflektorelemente von 166 kg bezogen. Die Werte in Tabelle 6 wurden von FRM gerundet. Für den Vergleich der Analysenergebnisse mit denen vom BER-II wurden die Werte auf das Jahr 2020 bezogen. Die durchgeführten Analysen ergaben für das gesamte im FRM-I eingesetzte Beryllium in der Zeit von 1978 bis Ende 2000 hohe Anteile an ³H und ⁶⁰Co. Die gesamte Aktivität von ³H beträgt für das Jahr 2020 $1,73 \cdot 10^{14} \text{ Bq}$. Das Radionuklid ⁶⁰Co hat eine Gesamtaktivität von $2,82 \cdot 10^{11} \text{ Bq}$ im bestrahlten Beryllium im Jahr 2020. Neben diesen beiden Radionukliden liegt unter anderem das langlebige Kohlenstoff-Isotop ¹⁴C mit einer Gesamtaktivität von $2,99 \cdot 10^{11} \text{ Bq}$ im bestrahlten Beryllium vor.

Tabelle 6: Ergebnisse von Gamma-Spektroskopie und LSC-Messung des gesamten bestrahlten Berylliums des FRM-I, durchgeführt am 26.01.2015. Die Messergebnisse wurden wie auch beim BER-II auf das Jahr 2020 hochgerechnet [IAEA01, ADB86].

Nuklid	Halbwertszeit (d)	Aktivität am 26.01.2015 Bq	Aktivität bezogen auf Jahr 2020 Bq	Spezifische Aktivität bezogen auf Jahr 2020 Bq/g
³ H	4,493·10 ³	4,0·10 ¹⁴	1,728·10 ¹⁴	1,041·10 ⁹
¹⁰ Be	5,062·10 ⁸	6,0·10 ⁹	5,999·10 ⁹	3,614·10 ⁹
¹⁴ C	2,091·10 ⁶	3,0·10 ¹¹	2,999·10 ¹¹	1,807·10 ⁶
⁶⁰ Co	1,925·10 ³	2,0·10 ¹²	2,820·10 ¹¹	1,699·10 ⁶
¹³⁴ Cs	7,541·10 ²	4,0·10 ⁹	2,692·10 ⁷	1,622·10 ²
¹³⁷ Cs	1,098·10 ⁴	5,0·10 ¹⁰	3,547·10 ¹⁰	2,137·10 ⁵
²⁴¹ Am	1,578·10 ⁵	1,0·10 ¹⁰	9,763·10 ⁹	5,881·10 ⁴
²³⁸ Pu	3,175·10 ³	5,0·10 ⁹	1,524·10 ⁹	9,181·10 ³
^{239/240} Pu	8,8·10 ⁶ /2,4·10 ⁶	1,0·10 ⁹	1,000·10 ⁹	6,024·10 ³
²⁴² Cm	1,628·10 ²	5,0·10 ⁸	---	---
^{243/244} Cm	1,1·10 ⁴ /6,6·10 ³	5,0·10 ⁹	2,823·10 ⁹	1,701·10 ⁴

II.1.6.3 Nuklidinventar FRG-I/II (HZG)

Für die Ermittlung der aktivierten Verunreinigungen im Beryllium erfolgte eine theoretische Analyse der 50 Berylliumreflektorblöcke (Standard) mittels MCNP-Rechnung, welche die Entstehung und den Zerfall von Radionukliden als Folge der abgelaufenen Bestrahlungszyklen bestimmt. Dazu wurde ein Rechenmodell angewendet, das die Neutronenspektren in den verschiedenen Reflektorbereichen und die Leistungshistorie realistisch berücksichtigt. Im Anschluss wurden detaillierte Aktivierungsrechnungen für den gesamten Reflektorbereich durchgeführt, mittels dieser Daten kann an jeder Stelle des Berylliumreflektors die Aktivität für einen beliebigen Zeitpunkt bestimmt werden. Die Aktivierungsergebnisse wurden unter anderen für das Jahr 2021 ermittelt (s. Tabelle 7).

Tabelle 7: Berechnete Aktivitätswerte von bestrahltem Beryllium des FRG I und II. Die Messergebnisse wurden auf das Jahr 2021 hochgerechnet und auf 1 g der Berylliummenge bezogen [AFG01].

Nuklid	Masse kg	Aktivität Bq 01.01.2021	Mittlere spezifische Aktivität Bq/g 01.01.2021
H-3	307	5,45 E+14	1,78 E+09
C-14	307	9,47 E+11	3,09 E+06
Na-22	307	2,82 E-02	9,19 E-08
Mn-54	307	7,58 E+05	2,47 E+00
Fe-55	307	1,89 E+11	6,16 E+05
Fe-59	307	1,16 E-11	3,79 E-17
Co-57	307	3,02 E-09	9,85 E-15
Co-60	307	1,43 E+12	4,67 E+06
Ni-63	307	3,15 E+11	1,03 E+06
Zn-65	307	3,02 E+05	9,85 E-01
Zr-93	307	1,58 E-09	5,14 E-15
Nb-93m	307	1,34 E+08	4,38 E+02
Nb-95	307	3,49 E-09	1,14 E-14
Ru-103	307	3,52 E-12	1,15 E-17
Ru-106	307	2,54 E+07	8,28 E+01
Rh-103m	307	9,43 E-10	3,07 E-15
Rh-106	307	2,54 E+07	8,28 E+01
Ag-108m	307	2,47 E+01	8,03 E-05
Ag-110m	307	9,01 E-04	2,93 E-09
Cd-113m	307	1,07 E+07	3,47 E+01
Sb-124	307	7,16 E-13	2,33 E-18
Sb-125	307	2,31 E+08	7,54 E+02
Cs-134	307	2,05 E+10	6,67 E+04
Cs-137	307	6,93 E+10	2,26 E+05
Ba-137m	307	6,54 E+10	2,13 E+05
Ce-141	307	2,03 E-13	6,60 E-19
Eu-152	307	9,94 E+08	3,24 E+03
Eu-154	307	9,24 E+10	3,01 E+05

II.1.6.4 Nuklid-Inventar RFR (VKTA)

Die Deklaration des Aktivitätsinventars wurde auf zwei Wegen durchgeführt. Zum einen wurden Proben genommen und analysiert zum anderen erfolgte eine Aktivierungsrechnung für das bestrahlte Beryllium (s. Tabelle 8). Die Proben des Reflektormaterials wurden im Jahr 1997 durch Abschlagen gewonnen und hinsichtlich α - und γ -Strahlung spektrometrisch untersucht. Zur quantitativen Bestimmung der β -Strahler wie ^3H , ^{10}Be und ^{90}Sr wurden an dem Probenmaterial LSC-Messung vorgenommen. Die Messwerte der Nuklide ^{10}Be sowie ^{60}Co zeigten eine sehr genaue Übereinstimmung mit den Werten der Aktivierungsberechnung. Für das Radionuklid ^3H konnten lediglich 12% des berechneten Wertes messtechnisch nachgewiesen werden.

Im Rahmen des Probenentnahmemessprogramms für den Rossendorfer Forschungsreaktor, wurden im Jahr 1999 fünf weitere Proben mit Hilfe eines Spezialbohrers am bestrahlten Beryllium entnommen.

Die Analysenergebnisse zeigten deutlich geringere Gehalte an ^3H als zuvor errechnet. Die ermittelten Konzentrationen anderer Nuklide konnten mittels Berechnung bestätigt werden. Die durchgeführten Analysen ergaben für das gesamte im RFR eingesetzte Beryllium in der Zeit von 1957 bis 1991 hohe Anteile an ^3H und ^{60}Co . Die gesamte Aktivität von ^3H beträgt für das Jahr 2020 $5,14 \cdot 10^{13}$ Bq. Die Gesamtaktivität des Radionuklids ^{60}Co beträgt $3,56 \cdot 10^{10}$ Bq im bestrahlten Beryllium im Jahr 2020.

Tabelle 8: Gesamtaktivitätswerte der Gammaskopie und LSC-Messung von bestrahltem Beryllium des RFR in den Fässern 7710 und 7711, durchgeführt am 01.02.2001 und am 26.11.2001. Die Messergebnisse wurden wie auch beim BER-II auf das Jahr 2020 hochgerechnet [IAEA01, HIE01].

Nuklid	Halbwertszeit (d)	Aktivität Bq Fass-Nr. 7710 am 01.02.2001	Aktivität Bq Fass-Nr. 7710 am 01.01.2020	Aktivität Bq Fass-Nr. 7711 am 26.11.2001	Aktivität Bq Fass-Nr. 7711 am 01.01.2020
H-3	4,493 E+03	3,30 E+13	1,13 E+13	5,10 E+13	1,84 E+13
Be-10	5,062 E+08	5,60 E+09	5,59 E+09	4,90 E+09	4,89 E+09
C-14	2,091 E+06	1,90 E+08	1,89 E+04	5,90 E+08	5,88 E+09
Cl-36	1,099 E+08	1,80 E+07	1,79 E+07	2,70 E+07	2,69 E+07
Ca-41	3,628 E+07	2,80 E+09	2,79 E+09	2,60 E+09	2,59 E+09
Ni-59	2,737 E+07	2,40 E+08	2,39 E+07	5,40 E+08	5,39 E+08
Co-60	1,925 E+03	1,40 E+11	1,16 E+10	2,60 E+11	2,40 E+10
Ni-63	3,650 E+04	3,80 E+10	3,33 E+10	6,70 E+10	5,90 E+10
Sr-90	1,054 E+04	1,70 E+09	1,08 E+09	9,10 E+08	5,89 E+08
Mo-93	1,460 E+06	1,90 E+08	1,89 E+08	1,70 E+08	1,69 E+08
Cs-137	1,097 E+04	2,20 E+09	1,42 E+09	9,40 E+08	6,19 E+08
Eu-152	4,933 E+03	2,20 E+07	8,33 E+06	5,20 E+08	2,05 E+08
Am-241	1,578 E+05	3,00 E+07	2,91 E+05	5,60 E+06	5,43 E+06
Am-243	2,687 E+06	3,30 E+06	3,29 E+06	2,40 E+03	2,39 E+03
Cm-244	6,610 E+03	6,40 E+08	3,10 E+03	2,00 E+04	9,99 E+03
Pu-238	3,201 E+04	2,60 E+07	2,23 E+07	2,70 E+05	2,33 E+05
Pu-239	8,800 E+06	3,60 E+06	3,59 E+06	6,80 E+06	6,79 E+06
Pu-240	2,394 E+06	7,90 E+06	7,89 E+06	5,50 E+06	5,49 E+06

II.1.7 Beryllium Bestandsaufnahme für Europa

Um die europaweite Menge an bestrahltem Beryllium aus Forschungsreaktoren zu ermitteln und somit die Basis für weitere Forschungs- und Entwicklungsarbeiten zu legen, wurde im Rahmen des AP 1 eine europaweite Bestandsaufnahme von bestrahltem Beryllium durchgeführt. Als Ausgangsbasis für die durchgeführte Bestandsaufnahme diente einerseits die Research Reactor Database (RRDB) der IAEA, andererseits schriftlich und telefonisch eingeholte Auskünfte der Reaktor-Betreiber. Die Datenbank RRDB der IAEA liefert für jeden Forschungsreaktor Aussagen über die Art des eingesetzten Reflektormaterials und ermöglicht somit eine exakte Eingrenzung der berylliumhaltigen Anlagen. Diese sind in Tabelle 9 aufgeführt. Allerdings konnte die Mengen an bestrahltem Beryllium nicht für alle Forschungsreaktoren ermittelt werden. Aufgrund der großen Anzahl an Forschungsreaktoren, die Beryllium als Reflektormaterial im Einsatz hatten, konnte im Rahmen des Vorhabens KONEKT nicht zu jedem Reaktor ein detailliertes Radionuklidinventar ermittelt werden. Daher werden nachfolgend

exemplarisch die Ergebnisse der Ermittlung des Nuklidinventars für den Forschungsreaktor SAPHIR in Würenlingen, Schweiz, vorgestellt (Tabelle 10). Im Vergleich zu den Reaktoren in Deutschland (z.B. dem BER-II am HZB) sind die Nuklidverteilungen ähnlich.

Tabelle 9: Ermittelte Mengen an Nuklearberyllium aus Forschungsreaktoren in Europa (k.A.: keine Angabe zur eingesetzten Masse an Beryllium verfügbar).

Land	Anlage/Reaktor	Standort	Betriebszeit		Be Menge in kg	Quellen- angabe
			von	bis		
Belgien	BR-2	Mol	1961	heute	3000	[IAEA01, AFB02]
Schweiz	SAPHIR	Würenlingen	1957	1993	126	[IAEA01, AFSW]
Österreich	ASTRA	Seibersdorf	1960	1999	207	[IAEA01, AFAS]
Weißrussland	IRT-M	Minsk	1962	1988	k.A.	[IAEA01]
Polen	MARIA	Swierk	1995	heute	k.A.	[IAEA01]
Polen	EWA	Swierk	1958	1997	k.A.	[IAEA01]
Niederlande	HOR	Delft	1963	heute	170	[IAEA01, AFHD]
Niederlande	HFR	Petten	1962	2011	k.A.	[IAEA01]
Niederlande	KSTR	Arnhem	1974	1977	k.A.	[IAEA01]
Tschechien	LVR-15	Rez	1957	heute	180	[IAEA01, AFLR]
Ungarn	BRR	Budapest	1959	heute	516	[IAEA01, AFBB]
Dänemark	DR-2	Roskilde	1958	1975	k.A.	[IAEA01]
Frankreich	ISIS	Gif-sur-Yvette	1984	heute	k.A.	[IAEA01]
Frankreich	OSIRIS	Gif-sur-Yvette	1966	19	k.A.	[IAEA01]
Frankreich	SILOE	Grenoble	1963	1997	k.A.	[IAEA01]
Frankreich	SIOETTE	Grenoble	1964	2002	k.A.	[IAEA01]
Georgien	IRT-M	Tbilisi	1960	1987	k.A.	[IAEA01]
Griechenland	GRR-I	Athen	1961	k.A.	k.A.	[IAEA01]
Kasachstan	IVG. 1M	Kurchatov	1972	heute	k.A.	[IAEA01]
Kasachstan	WWR-K CF	Almaty	k.A.	k.A.	k.A.	[IAEA01]
Kasachstan	RA	Kurchatov	k.A.	k.A.	k.A.	[IAEA01]
Kasachstan	WWR-K	Almaty	k.A.	k.A.	k.A.	[IAEA01]
Litauen	IRT	Salaspils	1961	1998	180	[IAEA01, AFIS]
Litauen	RKS-25	Salaspils	1966	1993	k.A.	[IAEA01]
Portugal	RPI	Lissabon	1961	heute	136	[IAEA01, AFRL]
Rumänien	TRIGA II	Pitesti	1980	heute	410	[IAEA01, AFTP]
Schweden	R-2	Nyköping	1960	2004	323	[IAEA01, AFRN]
Ukraine	WWR-M	Kiew	1960	heute	1000	[IAEA01, AFWK]
Italien	RITMO RC-4	Rom	1965	1978	k.A.	[IAEA01]
England	HERALD	Aldermaston	1960	1988	k.A.	[IAEA01]

Tabelle 10: Aktivitätswerte für das Beryllium des SAPHIR Reaktors, Zeitpunkt 01.01.1998 [AFSW].

Nuklid	Masse/kg	Totale Aktivität Bq	Spezifische Aktivität Bq/g
³ H	1,26E+02	8.90E+15	7,06E+10
¹⁰ Be	1,26E+02	2.90E+09	2,30E+04
¹⁴ C	1,26E+02	2.00E+09	1,59E+04
³⁶ Cl	1,26E+02	1.60E+06	1,27E+01
³⁹ Ar	1,26E+02	2.60E+09	2,06E+04
⁴¹ Ca	1,26E+02	9.00E+07	7,14E+02
⁴⁵ Ca	1,26E+02	3.00E+07	2,38E+02
⁵⁴ Mn	1,26E+02	2.20E+10	1,75E+05
⁵⁵ Fe	1,26E+02	2.90E+12	2,30E+07
⁶⁰ Co	1,26E+02	7.40E+12	5,87E+07
⁵⁹ Ni	1,26E+02	2.90E+09	2,30E+04
⁶³ Ni	1,26E+02	4.50E+11	3,57E+06
⁶⁵ Zn	1,26E+02	3.00E+09	2,38E+04
⁷⁹ Se	1,26E+02	1.90E+03	1,51E-02
⁸⁵ Kr	1,26E+02	2.70E+07	2,14E+02
⁹⁰ Sr	1,26E+02	2.10E+08	1,67E+03
^{93m} Nb	1,26E+02	1.60E+03	1,27E-02
⁹⁴ Nb	1,26E+02	8.30E+03	6,59E-02
⁹³ Mo	1,26E+02	1.00E+07	7,94E+01
⁹⁹ Tc	1,26E+02	4.80E+05	3,81E+00
¹⁰⁶ Ru	1,26E+02	6.60E+08	5,24E+03
¹⁰⁸ Ag	1,26E+02	8.00E+08	6,35E+03
^{108m} Ag	1,26E+02	7.80E+09	6,19E+04
^{110m} Ag	1,26E+02	3.60E+06	2,86E+01
¹²⁵ Sb	1,26E+02	5.30E+07	4,21E+02
¹³⁴ Cs	1,26E+02	3.50E+08	2,78E+03
¹³⁵ Cs	1,26E+02	1.50E+03	1,19E-02
¹³⁷ Cs	1,26E+02	4.70E+08	3,73E+03
¹⁴⁷ Pm	1,26E+02	2.80E+08	2,22E+03
¹⁵¹ Sm	1,26E+02	1.80E+06	1,43E+01
¹⁵⁴ Eu	1,26E+02	6.10E+07	4,84E+02
²³⁹ Pu	1,26E+02	3.70E+07	2,94E+02

Bezüglich einer Erfassung des weltweiten Beryllium-Inventars konnte lediglich ermittelt werden, dass in Kanada das Beryllium aus dem SLOWPOKE-Reaktor entsorgt worden ist und sich im SLOWPOKE 2 67 kg Beryllium befinden. Des Weiteren konnte ermittelt werden, dass 102 kg Beryllium im brasilianischem Forschungsreaktor IEA-R1 eingesetzt werden. Die niedrige Ausbeute an Informationen ist darauf zurück zu führen, dass es sich um militärische Einrichtungen handelt, die keine Informationen nach Außen geben. Des Weiteren sind viele Forschungseinrichtungen bereits stillgelegt worden.

II.2 AP 2: Kenntnisstand über bestrahltes Be

In diesem Arbeitspaket wird der aktuelle Kenntnisstand zum Thema bestrahltes Be adressiert. Die durchgeführten Arbeiten dienen zur Erfassung und kritischen Analyse des Kenntnisstandes zu chemischen und physikalischen Eigenschaften von bestrahltem Be sowie zum Radionuklidinventar und der Bindungsform der in dem bestrahlten Be enthaltenen Aktivierungsprodukte. Des Weiteren werden das Verhalten von (metallischem) Be unter endlagerrelevanten Bedingungen und die vorliegenden Daten zur Korrosion von Be und der Freisetzung von Aktivierungsprodukten (in Gasphase bzw. wässrige Phase) unter Endlagerbedingungen betrachtet. Im Fokus stehen hierbei auch die Verfügbarkeit und Qualität thermodynamischer Daten zur Beschreibung des chemischen Verhaltens von Be und seinen Wechselwirkungen mit Nahfeldmaterialien.

II.2.1 *Physikalische und chemische Eigenschaften*

Um einen sicheren Konditionierungs- und Entsorgungsweg oder gegebenenfalls eine Wiederverwertung von Beryllium zu planen, ist es notwendig, zunächst auch die physikalischen und chemischen Eigenschaften von unbestrahltem Beryllium zu betrachten.

II.2.1.1 *Physikalische Eigenschaften*

Beryllium (Be) gehört zur Gruppe der Erdalkalimetalle (Gruppe IIA Elemente des Periodensystems). Be hat die Ordnungszahl 4 und ein Atomgewicht von 9,012182. Wesentliche physikalische Eigenschaften von Be sind in Tabelle 11 zusammengefasst. Beryllium ist das erste Erdalkalimetall im Periodensystem und neben Lithium das zweitleichteste Metall. Mit einer Wärmeleitfähigkeit von $190 \text{ W} \cdot \text{m}^{-1} \text{ K}^{-1}$ besitzt es unter den Metallen die besten wärmeleitenden Eigenschaften. Der Schmelzpunkt von Beryllium liegt bei 1287°C . Die elektrische Leitfähigkeit von Beryllium ist mit $31,3 \cdot 10^6 \text{ S} \cdot \text{m}^{-1}$ vierfach höher als die von Stahl und halb so hoch wie die von Kupfer. Die Zugfestigkeit von Beryllium liegt zwischen 310 und 550 MPa und beträgt damit das Vierfache der Zugfestigkeit von Aluminium [GFB]. Beryllium besitzt ein Reflexionsvermögen von 98% im Infrarotbereich und ist röntgentransparent.

Beryllium hat einen geringen Einfangsquerschnitt von 0,008 barn für thermische Neutronen und reflektiert aus diesem Grund entwichene Neutronen in den Reaktorkern zurück. Es hat eine gute elastische Neutronenstreuung, wodurch es zu einem effektiven Neutronenbremser für schnelle Neutronen wird. Die zuvor genannten physikalischen Eigenschaften ermöglichen den Einsatz von Beryllium als Reflektor oder Moderator in Forschungsreaktoren.

Tabelle 11: Eigenschaften von Be [KUN08, MINB, OECD, REM60, WAL09].

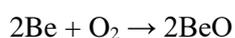
Eigenschaften	Größe
Ordnungszahl	4
Atomares Gewicht	9,0122
Atomradius, Å	1,05
Ionenradius, Å	0,34
Dichte-rein, g/cm ³ (bei 25°C)	1,844
Dichte, g/cm ³ (als Temperaturfunktion)	$\rho = 1,823 - 6,933 \cdot 10^{-5}T - 1,513 \cdot 10^{-8}T^2$
Dichte-kommerziell, g/cm ³ (bei 25°C)	1,82 – 1,85
Schmelzpunkt, °C	1287
Siedepunkt, °C	2507
Wärmekapazität, kJ/kg (bei 25°C)	1923
Wärmeleitfähigkeit, W·m ⁻¹ K ⁻¹	190
Wärmeausdehnung, Grad ⁻¹ (für 25-100°C)	(10,3 – 13,1)·10 ⁶
Elektrische Leitfähigkeit, S m ⁻¹	31,3·10 ⁶
Viskosität, kJ/m ²	10-50
Elastizitätsmodul, GPa	287
Ionisationspotential, eV/mol: Be → Be ⁺ + e ⁻ Be ⁺ → Be ⁺⁺ + e ⁻ Be ⁺⁺ → Be ⁺⁺⁺ + e ⁻	9,26 18,09 153,05
Neutroneneinfangquerschnitt, mb(En = 25 meV)	≈8
Kristallstruktur: α-Be (<1250 °C) β-Be (>1250 °C)	Hexagonal- dichte Packung kubisch innenzentriert

II.2.1.2 Chemische Eigenschaften

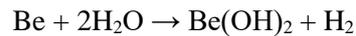
Im Hinblick auf eine Dekontamination oder Konditionierung von bestrahltem Be sowie auch die direkte Endlagerung sind die chemischen Eigenschaften von metallischem Be sowie ggf. auch von Be-Verbindungen z. B. hinsichtlich der Effizienz von Dekontaminationsverfahren, der Kompatibilität mit Konditionierungsmatrizes oder bezüglich der zu erwartenden Korrosionsraten einer Be-Abfallform (inkl. metallischem Be) unter Endlagerbedingungen relevant.

II.2.1.2.1 Korrosion von metallischem Be

Auf Berylliumoberflächen bildet sich durch Wechselwirkung mit Luft (ähnlich wie bei Aluminium) ein dünner Oxidfilm (siehe Gleichung unten). Daher ist Beryllium in trockenen Gasen sehr korrosionsbeständig. Eine relativ schnelle Oxidation von Be findet an Luft bei Temperaturen >800 °C statt. Der BeO-Film kann durch verdünnte Säuren (z. B. HCl, H₂SO₄, 2M HNO₃) aufgelöst werden, bleibt jedoch in Kontakt mit konzentrierter Salpetersäure intakt. BeO ist auch in Alkalilösungen löslich, beispielsweise wird BeO in 50% KOH bereits bei Raumtemperatur aufgelöst [REM60].



Bei Kontakt mit Wasser korrodiert metallisches Be unter Bildung von Wasserstoff entsprechend:



Das auf der Abbildung 10 aufgeführte Pourbaix-Diagramm zeigt die Immunitäts-, Passivierungs- und Korrosionsbereiche von metallischem Beryllium in reinem Wasser an. Diese sind abhängig vom pH-Wert und der Temperatur. Da der gesamte Stabilitätsbereich von metallischem Be deutlich unter dem vom Wasser liegt (unter -2,1 V bis pH 4), ist Beryllium ein Reduktionsmittel und sehr instabil in Anwesenheit von Wasser. Dadurch dass sich im pH-Bereich von ca. 4 bis ca. 10 eine Hydroxid-Schicht ($\text{Be}(\text{OH})_2$) an der Oberfläche des Berylliums bildet, ist diese passiviert und vor weiterer Korrosion geschützt. Aufgrund der Destabilisierung der passivierenden Hydroxidschicht unter stärker sauren bzw. alkalischen Bedingungen tritt – wie bei Aluminium – eine verstärkte Korrosion auf.

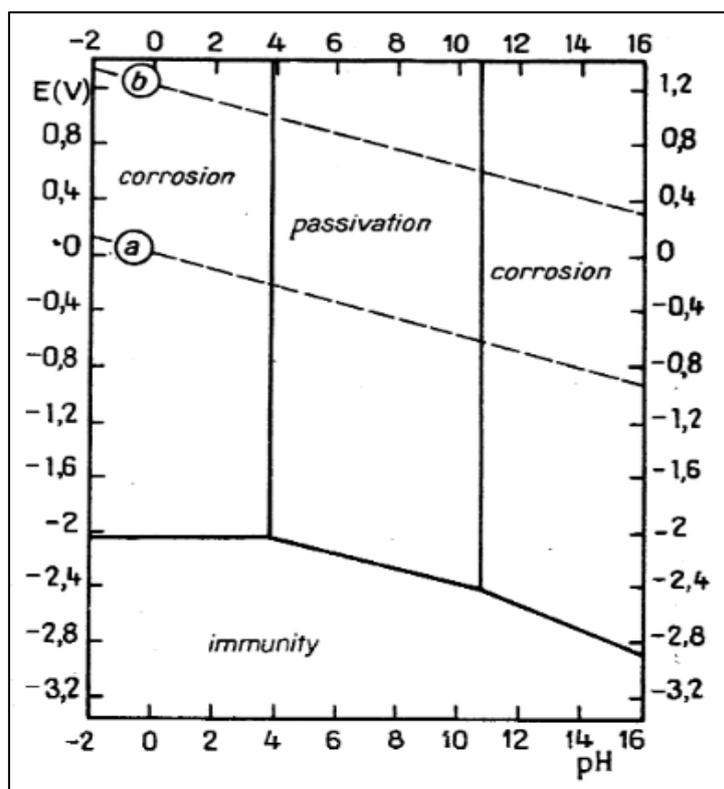


Abbildung 10: Vereinfachtes Pourbaix-Diagramm mit Korrosions-, Passivierungs- und Immunitätsbereich von Beryllium in Wasser bei 25°C [POU74]. Die Linien (a) und (b) repräsentieren die untere bzw. obere Grenze des Stabilitätsfelds von Wasser.

Generell weist Beryllium bei niedrigen Temperaturen und in hochreinem Wasser eine ausgezeichnete Korrosionsbeständigkeit auf. So berichten z. B. Stonehouse und Beaver, dass während des 10-jährigen Betriebs eines Forschungsreaktors unter Verwendung von demineralisiertem Wasser (pH-Wert 5,5 bis 6,5) keine Probleme bzgl. Be-Korrosion auftraten [STO65]. Es ist jedoch bekannt, dass Beryllium unter bestimmten Umgebungsbedingungen anfällig für lokale Korrosion (Lochfraß) ist. Diese Form der Korrosion kann auftreten auf, wenn ein Metall einer bestimmten Feuchtigkeit und Flüssigkeiten, die aggressiv

sive Ionen wie Chloride, Sulfate und Fluoride enthalten, ausgesetzt ist ([STR62], [HIL98]). Die Passivierung und lokale Korrosion von kommerziellem metallischem Beryllium wurden insbesondere mit elektrochemischen Methoden untersucht ([HIL98], [GUL94], [VAI98], [VEN00]). Dabei zeigte sich, dass Beryllium im pH-Bereich von 2 bis 12,5 passiv ist und zu lokaler Korrosion neigt, während es unterhalb von pH 2 anfällig für eine flächenhafte Korrosion ist. Ein Minimum der Korrosionsstromdichten wurde im pH-Bereich von 4 bis 11 beobachtet, entsprechend dem im Pourbaix-Diagramm dargestellten Bereich.

Lochfraß in metallischem Beryllium entsteht infolge eines von Verunreinigungen im Metall hervorgerufenen lokalen Fehlens der Passivierungsschicht ([PUN10], [GUL94], [VAI98]). Die Hauptverunreinigungen in handelsüblichem Beryllium sind Berylliumoxid (0,25 - 2 Gew.-%), Kohlenstoff (~ 0,2 Gew.-%), Silicium (~ 0,04 Gew.-%) und die intermetallische Verbindung AlFeBe_4 [PUN10, HIL98, MIL67, MUE79]. Mueller et al. und Malison et al. bringen die lokale Korrosion von Be mit dem Auftreten von Berylliumcarbid (Be_2C), das in wässrigen Lösungen zu hydratisiertem BeO bzw. $\text{Be}(\text{OH})_2$ unter Bildung von Methan reagiert, in Verbindung, da das hydratisierte Berylliumoxid ein ca. viermal größeres Volumen als das Karbid einnimmt ([MUE79], [MAL17]). Aufgrund der relativ geringen Konzentration von Be-Carbiden an der Metalloberfläche wurde nach deren Reaktion allerdings keine weitere Korrosion der Be-Oberfläche beobachtet ([PUN10], [HIL98]).

Prochko et al. [PRO66] untersuchten die Korrosion von 1,5 mm dicken Berylliumfolien (98,3 Gew.-% Be, 1,63 Gew.-% BeO , 0,113 Gew.-% C, 0,114 Gew.-% Fe) in destilliertem Wasser und chloridhaltigen Lösungen bei 15 °C (siehe Tabelle 12). In Abbildung 11 ist der Masseverlust an Beryllium in Abhängigkeit von der Chloridkonzentration und der Zeit dargestellt. Der höchste Masseverlust trat in 3,5% NaCl Lösung auf, wobei die maximale Tiefe der lokalen Korrosionserscheinungen 173 µm betrug (innerhalb von 8 Tagen). Deutlich geringere Korrosionstiefen und -raten wurden bei Korrosionsexperimenten in synthetischem and natürlichem Meerwasser beobachtet; dabei betrug die maximale (lokale) Korrosionstiefe 103 µm (nach 30 Tagen). Die geringsten Korrosionseffekte und -raten traten erwartungsgemäß in den Experimenten mit destilliertem Wasser auf (vgl. Tabelle 12).

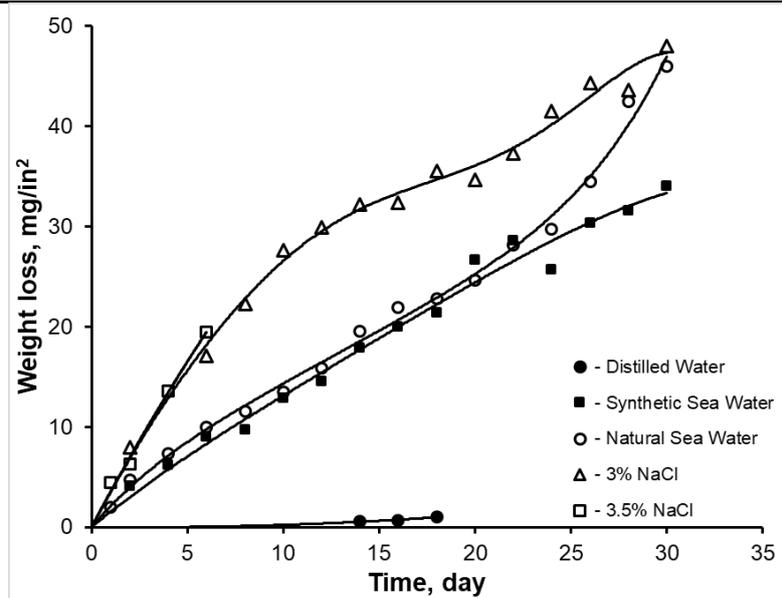


Abbildung 11: Zeitabhängigkeit des Massenverlustes von metallischem Beryllium in Korrosionsexperimenten in destilliertem Wasser und chloridhaltigen Lösungen bei 15 °C (aus [PRO66]).

Tabelle 12: Ergebnisse der Korrosionsexperimente mit metallischen Be-Folien von [PRO66].

Lösung	Zeit, Tage	Mittlere Korrosionstiefe d, µm	Maximale Korrosionstiefe d _{max} , µm	d/d _{max}	Korrosionsrate µm/Jahr
Destilliertes Wasser	18	1,0	20,3	20,3	20,3
Synthetisches Meerwasser	30	28,6	103	3,6	348
Natürliches Meerwasser	30	38,4	103	2,7	467
3,0 % NaCl Lösung	30	44,9	-	-	546
3,5 % NaCl Lösung	8	18,6	173	9,3	848

Weitere Untersuchungen von Miller et al. zeigten allerdings, dass ein Zeitraum von 30 Tagen für die Einschätzung des Korrosionsverhaltens nicht ausreichend ist [MIL67]. Daher wurden zusätzliche Langzeitexperimente in synthetischem und natürlichem Meerwasser durchgeführt, wobei der pH-Wert auf 8,2 eingestellt wurde (siehe Abbildung 12). Demzufolge nehmen die Korrosionsraten mit der Zeit deutlich ab, was von den Autoren auf das Auftreten von Sekundärphasen zurückgeführt wurde, die eine gewisse Schutzwirkung bereitstellen [MIL67]. Die langfristigen Korrosionsraten betragen 50,8 bzw. 61,0 µm pro Jahr in synthetischem bzw. natürlichem Meerwasser.

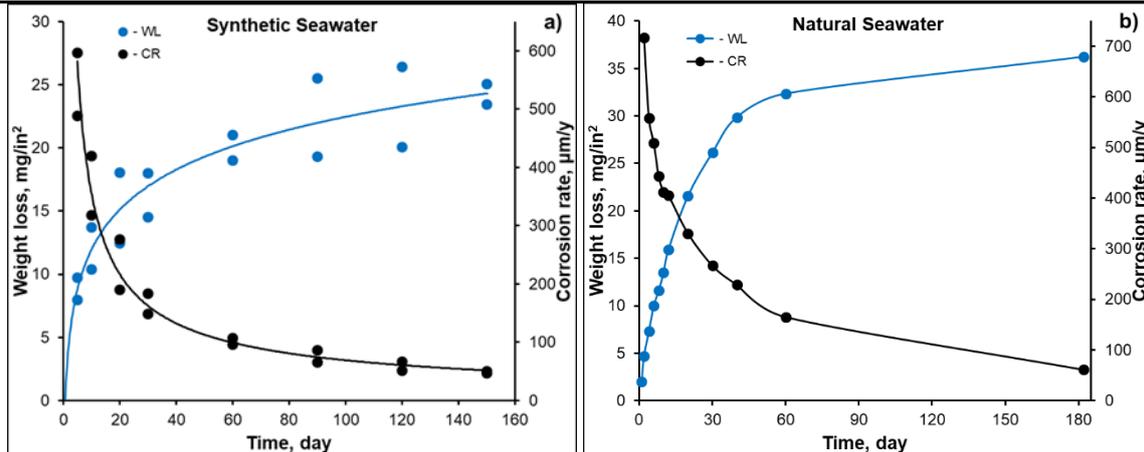


Abbildung 12: Zeitabhängigkeit des Massenverlustes (WL) und der Korrosionsraten (CR) von metallischem Beryllium in Korrosionsexperimenten in synthetischem (rechts) und natürlichem (links) Meerwasser [MIL67].

Des Weiteren wurden von Miller et al. die Mechanismen und das Fortschreiten der Lochfraßkorrosion in Experimenten in synthetischem Meerwasser bei 35 °C über einen Zeitraum von 150 Tagen untersucht [MIL67]. Dabei zeigte sich ein asymptotischer Anstieg der maximalen Korrosionstiefe über einen Zeitraum von ca. 60 Tagen (Abbildung 13); über den weiteren Zeitraum blieb die maximale Tiefe der Korrosion nahezu konstant, wobei eine zunehmend größere Fläche von (lokalen) Korrosionserscheinungen beeinträchtigt wurde. Die mittlere Einwirkungstiefe des Lochfraßes variierte über den Versuchszeitraum nur vergleichsweise wenig. Generell weisen die Untersuchungen auf eine Stabilisierung des Korrosionsprozesses nach ca. 60 Tagen (d. h. Ausprägung einer Langzeirate) hin. Dabei nimmt die Korrosionsrate mit steigender Temperatur deutlich zu. Miller et al. [MIL67a] beobachteten Korrosionsraten von 434 bzw. 658 µm/Jahr in natürlichem Meerwasser bei 15 bzw. 35 °C nach 14 Tagen Expositionszeit.

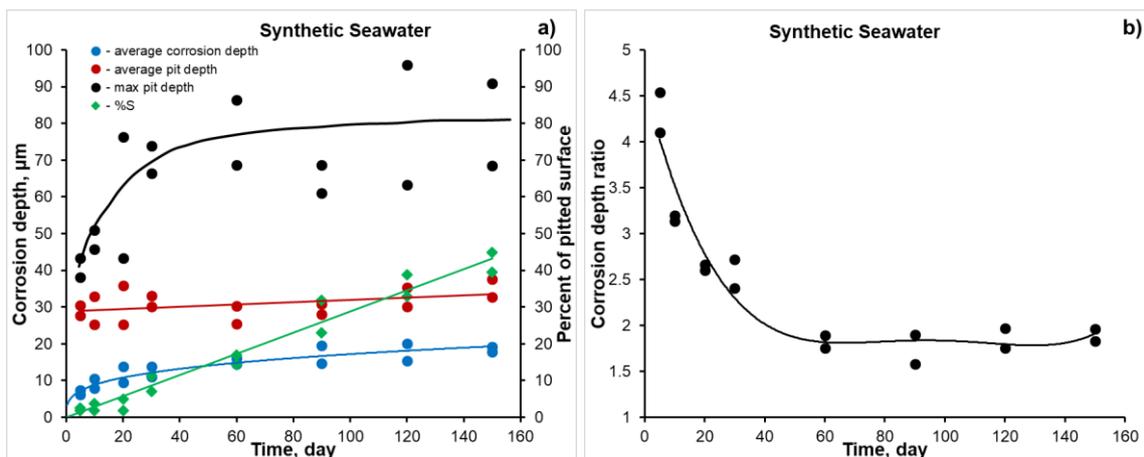


Abbildung 13: Zeitabhängigkeit der lokalen Be-Korrosion in synthetischem Meerwasser bei 35 °C nach [MIL67].

In Abbildung 14 (links) sind experimentell bestimmte Korrosionsraten von metallischem Be als Funktion des pH-Werts zusammengestellt. Dabei zeigt sich, dass nur wenige Daten vorliegen, die unter unterschiedlichen Bedingungen in Hinblick auf Temperatur und Chloridgehalt der Lösungen ermittelt wurden, wobei die gemessenen Korrosionsraten über mehrere Größenordnungen variieren (vgl. Tabelle 13). Zudem wurden die Korrosionsraten von metallischem Be nur im pH-Bereich zwischen 5,5 und 8,2 (d.h. im Passivierungsbereich) ermittelt. Demgegenüber fehlen bislang Daten unter sauren und höher alkalischen Bedingungen. In Bezug auf die Korrosion zeigt metallisches Aluminium ein im Vergleich zu Beryllium analoges Verhalten, da die Korrosionsmechanismen und -charakteristika für beide Metalle ähnlich sind.

Im Gegensatz zu Be wurde das Korrosionsverhalten von Al intensiv untersucht (vgl. u. a. [CHA52], [VUJ85], [WAN62], [TAK83], [FUJ96], [TAB91], [COU14]). Dabei zeigte sich eine deutliche Zunahme der Korrosionsraten mit zunehmend saureren bzw. alkalischeren Bedingungen (siehe Abbildung 14, rechts). Dies könnte darauf hinweisen, dass auch die Korrosionsraten von metallischem Be unter hochalkalischen Bedingungen, wie sie z. B. in vielen zementgebundenen Werkstoffen und Immobilisierungsmatrices herrschen, deutlich höher als die experimentell bislang nur im nahezu neutralen Milieu gemessenen Raten sind.

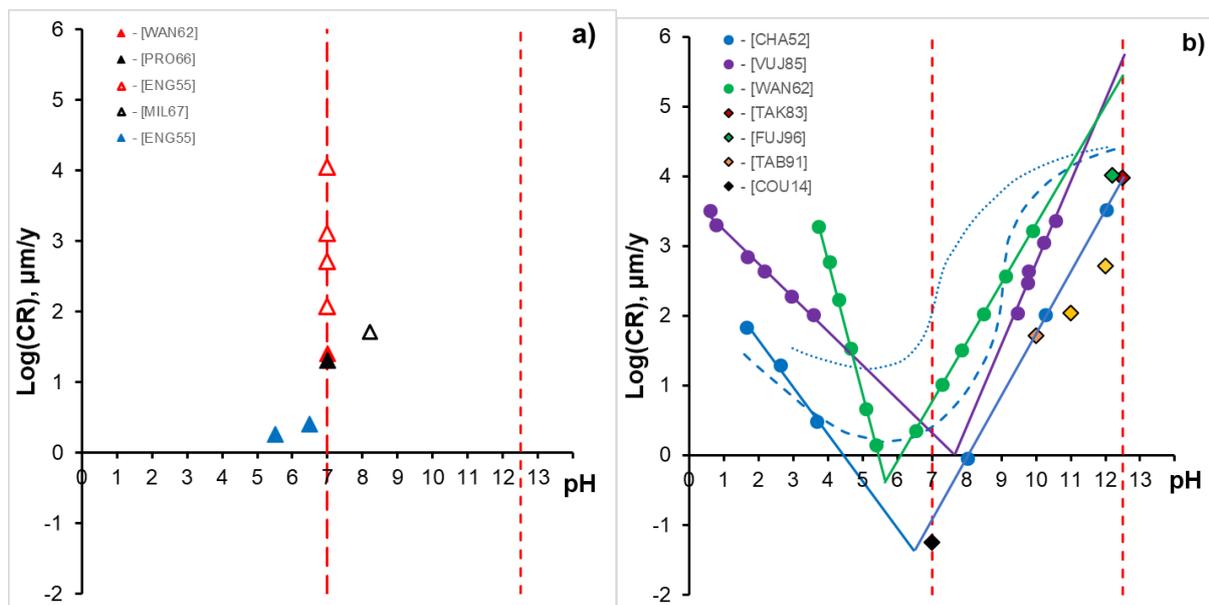


Abbildung 14: Zusammenstellung von Korrosionsraten (CR, logarithmisch) von metallischem Beryllium (links) und Aluminium (rechts).

Tabelle 13: Gemessene Korrosionsraten von metallischem Be nach verschiedenen Autoren.

Lösung	pH	T, °C	Zeit, Tage	Korrosionsrate, $\mu\text{m}/\text{Jahr}$	Quelle
Wasser	~7	<100	---	25,4	[WAN62]
Destilliertes Wasser	~7	15	18	20,5	[PRO66]
Destilliertes Wasser + 1 ppm Cl ⁻	~7	90	30	117	[ENG55]
Destilliertes Wasser + 5 ppm Cl ⁻	~7	90	30	508	[ENG55]
Destilliertes Wasser + 10ppm Cl ⁻	~7	90	30	1.272	[ENG55]
Destilliertes Wasser + 3×10^4 ppm Cl ⁻	~7	90	30	11.115	[ENG55]
Synthetisches Meerwasser	8,2	25	150	50,8	[MIL67]
Destilliertes Wasser	5,5	85	390	1,8	[ENG55]
Destilliertes Wasser	6,5	85	390	2,5	[ENG55]

II.2.1.2.2 Beryllium in aquatischen Systemen

Beryllium liegt in wässrigen Systemen generell in der Oxidationsstufe +2 vor. Beryllium besitzt die höchste Pauling-Elektro negativität aller Alkalien und Erdalkalien, weist ein hohes Ionisationspotential und ist eine harte Pearson-Säure [PEA63]. Hieraus ergibt sich die Affinität von gelöstem Be zur Bildung von aquatischen Komplexen mit OH⁻, CO₃²⁻, F⁻ und SO₄²⁻. In Tabelle 14 sind Komplexbildungskonstanten aquatischer Be-Hydroxo-Komplexe sowie die Löslichkeitskonstanten von Be-hydroxiden aus verschiedenen Quellen zusammengestellt. Systematische Untersuchungen zur Speziation von Be und zur Löslichkeit von Be(OH)₂ wurden in den letzten Jahren von Gaona et al. [GAO19] und Cevirim et al. [CEV19] durchgeführt. Hierbei wurde die Löslichkeit von Be(II) in karbonatfreien verdünnten bis konzentrierten HCl-NaCl-NaOH, KCl-KOH, NaOH und KOH-Lösungen untersucht. Dabei konnte gezeigt werden, dass die Be-Löslichkeit in allen untersuchten Systemen von α -Be(OH)₂(cr) kontrolliert wird. Es wurde ein amphoterer Löslichkeitsverhalten von Be(II) mit einem von der Ionenstärke unabhängigen Löslichkeitsminimum bei pH ~9,5 und einer Be-Konzentration von $\sim 10^{-6,8}$ M beobachtet [CEV19].

Die in [CEV19] durchgeführten Steigungsanalysen der Löslichkeitsdaten zeigten, dass unter alkalischen bis hyperalkalischen Bedingungen (d. h. den pH-Bedingungen, wie sie in vielen Zementsystemen herrschen) die monomeren Hydroxospezies Be(OH)₂(aq), Be(OH)₃⁻ und Be(OH)₄²⁻ die dominierenden Be-Spezies sind (siehe Abbildung 15). Ausgehend von den Daten und Darstellungen in [CEV19] kann die Löslichkeit von Be in Zementsystemen (pH > 12,5) unter höher salinaren Bedingungen zwischen 10⁻³ und 10⁻² M (d. h. ca. 10 bis 100 mg/L) erreichen. Des Weiteren zeigten die Untersuchungen von [CEV19] und [GAO19], dass die potentiometrisch z. B. von [BRU87] bestimmten Komplexbildungskonstanten zu einer Überschätzung der Stabilität des neutralen aquatischen Be(OH)₂(aq)-Komplexes führen.

Tabelle 14: Zusammenfassung ausgewählter Hydrolyse- und Löslichkeitskonstanten für Be(II) aus verschiedenen Studien.

$\text{Be}^{2+} + \text{H}_2\text{O} \leftrightarrow \text{BeOH}^+ + \text{H}^+$	$\lg\beta^{\circ}_{1,1} = -(5,39 \pm 0,14)$	[BRO16]
	$\lg\beta^{\circ}_{1,1} = -5,38$	[BAE76, WOO92]
$\text{Be}^{2+} + 2\text{H}_2\text{O} \leftrightarrow \text{Be(OH)}_{2(\text{aq})} + 2\text{H}^+$	$\lg\beta^{\circ}_{1,2} = -(13,7 \pm 0,5)$	[CEV19]
	$\lg\beta^{\circ}_{1,2} = -13,63$	[BAE76]
	$\lg\beta^{\circ}_{1,2} = -11,00 \pm 0,05$	[BRU87]
$\text{Be}^{2+} + 3\text{H}_2\text{O} \leftrightarrow \text{Be(OH)}_3^- + 3\text{H}^+$	$\lg\beta^{\circ}_{1,3} = -23,23$	[BAE76]
	$\lg\beta^{\circ}_{1,3} = -(24,3 \pm 0,6)$	[CEV19]
$\text{Be}^{2+} + 4\text{H}_2\text{O} \leftrightarrow \text{Be(OH)}_4^{2-} + 4\text{H}^+$	$\lg\beta^{\circ}_{1,4} = -(37,6 \pm 0,7)$	[CEV19]
$2\text{Be}^{2+} + \text{H}_2\text{O} \leftrightarrow \text{Be}_2(\text{OH})_3^{3+} + \text{H}^+$	$\lg\beta^{\circ}_{2,1} = -3,47$	[BAE76]
	$\lg\beta^{\circ}_{2,1} = -(3,54 \pm 0,05)$	[BRO16]
$3\text{Be}^{2+} + 3\text{H}_2\text{O} \leftrightarrow \text{Be}_3(\text{OH})_3^{3+} + 3\text{H}^+$	$\lg\beta^{\circ}_{3,3} = -8,86$	[BAE76]
	$\lg\beta^{\circ}_{3,3} = -(8,83 \pm 0,05)$	[BRO16]
$5\text{Be}^{2+} + 6\text{H}_2\text{O} \leftrightarrow \text{Be}_5(\text{OH})_6^{4+} + 6\text{H}^+$	$\lg\beta^{\circ}_{5,6} = -(19,1 \pm 0,1)$	[BRO16]
$6\text{Be}^{2+} + 8\text{H}_2\text{O} \leftrightarrow \text{Be}_6(\text{OH})_8^{4+} + 6\text{H}^+$	$\lg\beta^{\circ}_{6,8} = -(26,3 \pm 0,1)$	[BRO16]
$\alpha\text{-Be(OH)}_{2(\text{cr})} + 2\text{H}^+ \leftrightarrow \text{Be}^{2+} + 2\text{H}_2\text{O}$	$\log K^{\circ} = (6,9 \pm 0,4)$	[CEV19]
	$\log K^{\circ} = 6,86$	[GIL56]
$\beta\text{-Be(OH)}_{2(\text{cr})} + 2\text{H}^+ \leftrightarrow \text{Be}^{2+} + 2\text{H}_2\text{O}$	$\log K^{\circ} = (5,9 \pm 0,1)$	[BRU87]

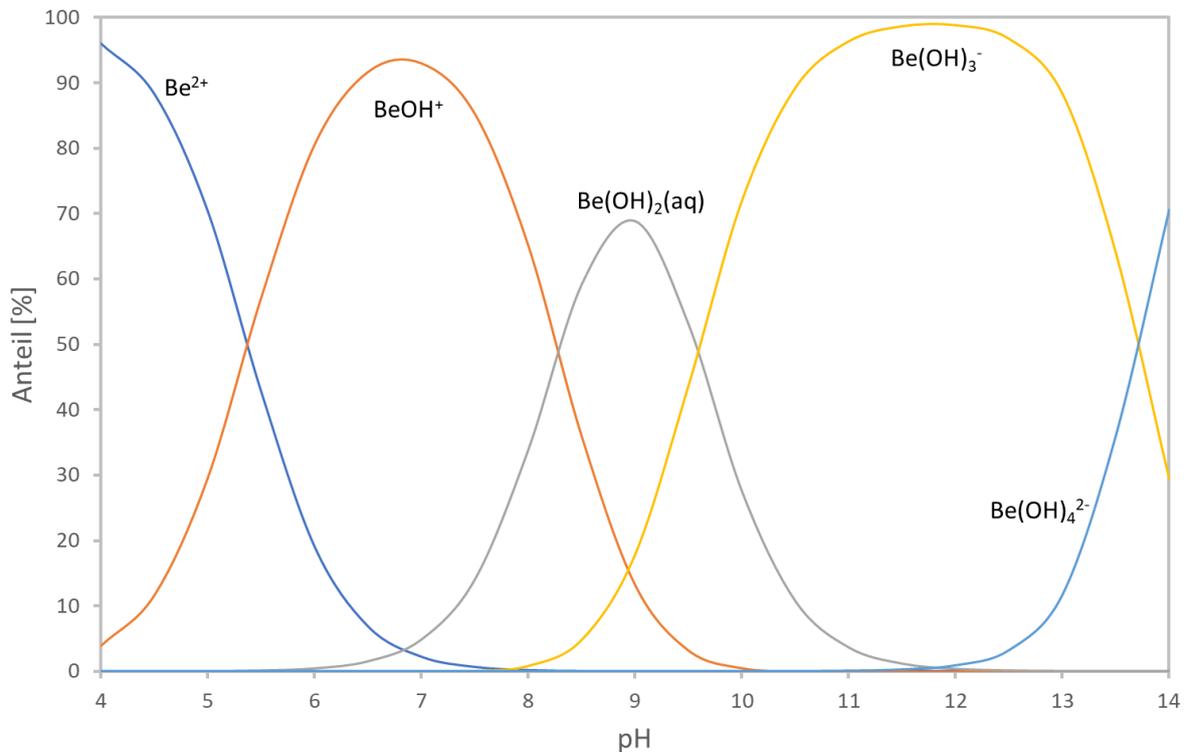


Abbildung 15: Relative Anteile verschiedener Be(II)-Spezies als Funktion des pH-Werts berechnet unter Verwendung der Daten aus Cevirim et al. [CEV19] ($\text{Be}_{(\text{tot})} = 10^{-9} \text{ M}$).

Neben typischen monomeren Spezies wie $\text{Be}(\text{OH})^-$, $\text{Be}(\text{OH})_2$ und $\text{Be}(\text{OH})_3^-$ können bei höheren Be-Konzentration auch polymere Be-Spezies wie $\text{Be}_3(\text{OH})_3^{3+}$ und $\text{Be}_2\text{OH}^{3+}$ auftreten [WOO92]. Nach Wood sind derartige polymeren Komplexen insbesondere bei erhöhten Temperaturen ($>100\text{ °C}$) in Hydrothermalsystemen von Bedeutung. In Tabelle 15 sind ausgewählte thermodynamische Daten einiger polymerer Be-Spezies zusammengefasst.

Tabelle 15: Thermodynamische Daten für ausgewählte polymere Be-Spezies (berechnet für eine unendliche Verdünnung, bei 25 °C und 1 bar) [WOO92].

Spezies	ΔH^0 , kJ/mol	ΔS^0 , J/K·mol	ΔG^0 , kJ/mol
$\text{Be}_2(\text{OH})_3^{3+}$	37,92	50,9	22,74
$\text{Be}_3(\text{OH})_3^{3+}$	96,48	128,6	58,14
$[\text{Be}(\text{OH})_2(\text{HCO}_3)]^-$			-1501,7
$[\text{Be}(\text{OH})_2(\text{HCO}_3)_2]^{2-}$.		-2293,97

In Grundwässern kann in Abhängigkeit der Grundwasserchemie zudem die Bildung von Komplexen mit Karbonat/Bikarbonat-, Fluorid-, und Chloridionen das Migrationsverhalten und die Löslichkeit von Be stark beeinflussen (u.a. [MIT78], [WOO92], [SAV07]). In karbonatreichen Wässern stellen dabei Be-Karbonatkomplexe sowie gemischten Hydroxokarbonatkomplexe wie $\text{Be}(\text{OH})_2(\text{HCO}_3)^-$ die dominierenden Be-Spezies dar ([WOO92],[SAV07]). Des Weiteren können sich auch gemischte Karbonat- und Fluoridkomplexe wie BeCO_3F^- bilden ([WOO92], [STU81]). Zudem sind in wässrigen Lösungen eine Reihe von monomeren Be-Fluoridkomplexen wie BeF^+ , $\text{BeF}_2(\text{aq})$, BeF_3^- und BeF_4^{2-} bekannt. Polymere Be_nF_x -Spezies wie sie in Salzschmelzen auftreten können wurden in verdünnten wässrigen Lösungen dagegen nicht beobachtet. Unter neutralen und alkalischen Bedingungen können sich in Abhängigkeit von der Temperatur und Lösungszusammensetzung auch verschiedene gemischte Be-Hydroxofluoridkomplexe wie $\text{Be}(\text{OH})\text{F}^0$ und $\text{Be}(\text{OH})_2\text{F}^-$ bilden [WOO92, MES69]. Der $\text{Be}(\text{OH})\text{F}$ Komplex hat dabei bei erhöhten Temperaturen ($>100\text{ °C}$) zunehmende Bedeutung. Be-Chlorid-Komplexe wie BeCl^+ oder $\text{BeCl}_2(\text{aq})$ sind deutlich weniger stabil sind als die korrespondierenden Fluorid-Komplexe, wobei die Stabilität bei höheren Temperaturen ($200\text{-}300\text{ °C}$) deutlich zunimmt. In den Tabellen 16 bis 20 sind thermodynamische Daten zu den vorstehend betrachteten Be-Spezies zusammengestellt.

Insgesamt liegen damit eine ganze Reihe von Untersuchungen zur Speziation von Be unter umweltrelevanten Bedingungen vor. Insbesondere wurden dabei in den letzten Jahren auch belastbare Daten zur Be-Löslichkeit und -Speziation unter höher alkalischen Bedingungen experimentell ermittelt (vgl. [CEV19]). Im Vergleich zu vielen anderen endlagerrelevanten Radioelementen wie U, Pu, Tc, oder Se, deren thermodynamische Daten in den letzten Jahren systematisch evaluiert wurden (u. a. OECD-NEA Reviews; vgl. u. a. [GUI03], [OLI05], [GRE20]) und in etablierte thermodynamische Datenbanken integriert wurden (z. B. PSI/NAGRA 12/07 [THO14] oder ThermoChimie [GIF14], [GRI15]) fehlt allerdings bislang eine in sich konsistente und geprüfte Datenbasis zur aquatischen Geochemie von Be, die zur Modellierung und Evaluierung der Be-Löslichkeit und -Migration im Endlagernah- und -fernfeld herangezogen werden könnte.

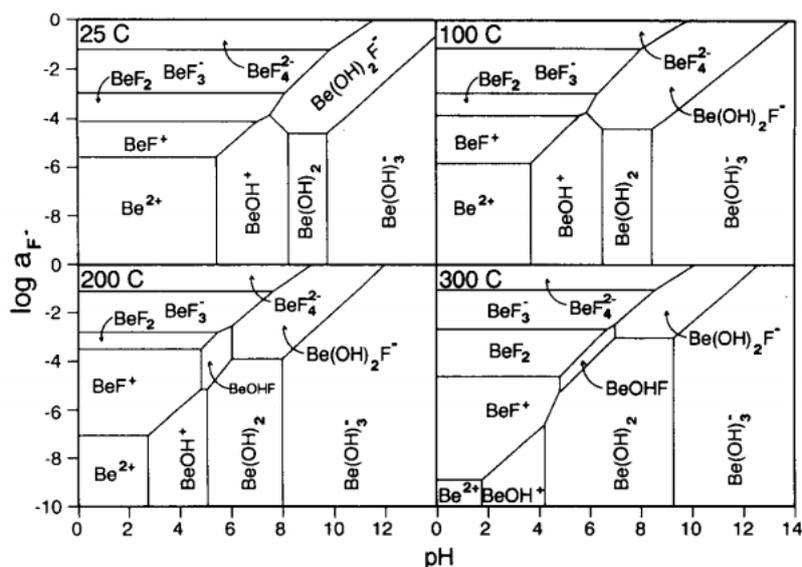


Abbildung 16: Prädominanzfelder von Be-Komplexen als Funktion von $\lg(a_{F^-})$ und pH-Wert in Abhängigkeit von der Temperatur [WOO92].

Tabelle 16: Stabilitätskonstanten aquatischer Be-Karbonat-, Be-Fluorid- und Be-Chloridkomplexe; Stabilitätskonstanten wurden für Standardbedingungen und unendliche Verdünnung berechnet ([MIT78], [MES69], [WOO92], [SVE97]).

$\text{Be(OH)}_2 + \text{HCO}_3^- \leftrightarrow [\text{Be(OH)}_2(\text{HCO}_3)]^-$	$\lg\beta = 4,6$
$[\text{Be(OH)}_2(\text{HCO}_3)]^- + \text{HCO}_3^- \leftrightarrow [\text{Be(OH)}_2(\text{HCO}_3)_2]^{2-}$	$\lg\beta = 2,74$
$\text{Be}^{2+} + \text{CO}_3^{2-} \leftrightarrow \text{BeCO}_3$	$\lg\beta = 6,8$
$\text{Be}^{2+} + 2\text{CO}_3^{2-} \leftrightarrow \text{Be}(\text{CO}_3)_2^{2-}$	$\lg\beta = 9,8$
$3\text{Be}^{2+} + 3\text{H}_2\text{O} + \text{CO}_{2(\text{g})} \leftrightarrow [\text{Be}_3(\text{OH})_2\text{HCO}_3]^{3+} + 3\text{H}^+$	$\lg K = -8,9$
$5\text{Be}^{2+} + 6\text{H}_2\text{O} + \text{CO}_{2(\text{g})} \leftrightarrow [\text{Be}_5(\text{OH})_5\text{CO}_3]^{4+} + 6\text{H}^+$	$\lg K = -17,24$
$6\text{Be}^{2+} + 9\text{H}_2\text{O} + 2\text{CO}_{2(\text{g})} \leftrightarrow [\text{Be}_6(\text{OH})_9(\text{CO}_3)_2]^{4+} + 9\text{H}^+$	$\lg K = -26,46$
$\text{Be}^{2+} + \text{H}_2\text{O} + \text{CO}_{2(\text{g})} \leftrightarrow \text{BeCO}_3 + 2\text{H}^+$	$\lg K = -10,04$
$\text{Be}^{2+} + 3\text{H}_2\text{O} + \text{CO}_{2(\text{g})} \leftrightarrow [\text{Be(OH)}_3(\text{CO}_2)]^- + 3\text{H}^+$	$\lg K = -16,82$
$\text{Be}^{2+} + 3\text{H}_2\text{O} + \text{CO}_{2(\text{g})} \leftrightarrow [\text{Be(OH)}_2(\text{CO}_3)]^{2-} + 4\text{H}^+$	$\lg K = -24,2$
$3\text{Be}^{2+} + 6\text{H}_2\text{O} + 3\text{CO}_{2(\text{g})} \leftrightarrow [\text{Be}_3(\text{OH})_3(\text{CO}_3)]^- + 9\text{H}^+$	$\lg K = -45,5$
$3\text{Be}^{2+} + 7\text{H}_2\text{O} + 3\text{CO}_{2(\text{g})} \leftrightarrow [\text{Be}_3(\text{OH})_4(\text{CO}_3)]^- + 10\text{H}^+$	$\lg K = -52,0$
$\text{Be}^{2+} + \text{F}^- \leftrightarrow \text{BeF}^+$	$\lg\beta = 5,52$
$\text{Be}^{2+} + 2\text{F}^- \leftrightarrow \text{BeF}_2$	$\lg\beta = 9,58$
$\text{Be}^{2+} + 3\text{F}^- \leftrightarrow \text{BeF}_3^-$	$\lg\beta = 12,46$
$\text{Be}^{2+} + 4\text{F}^- \leftrightarrow \text{BeF}_4^{2-}$	$\lg\beta = 13,67$
$\text{Be}^{2+} + \text{Cl}^- \leftrightarrow \text{BeCl}^+$	$\lg\beta = -4,83$
$\text{Be}^{2+} + 2\text{Cl}^- \leftrightarrow \text{BeCl}_2(\text{aq})$	$\lg\beta = -5,68$

Tabelle 17: Stabilitätskonstanten aquatischer Be-Karbonatkomplexe und gemischter Karbonat-Fluoridkomplexe (berechnet für unendliche Verdünnung), bei T 25 - 300°C und 1 bar.

Spezies	25 °C	100 °C	200 °C	300 °C
lg(BeCO ₃)	6,8	9,7	12,9	17,4
lg(Be(CO ₃) ₂ ²⁻)	9,8	13,8	15,7	20,1
lg(BeCO ₃ F ⁻)	10,1	12,7	19,1	24,9

Tabelle 18: Thermodynamische Daten für ausgewählte Be-Fluoridkomplexe (berechnet für unendliche Verdünnung, bei 25°C und 1 bar) [MES69].

Spezies	ΔH^0 , kJ/mol	ΔS^0 , J/K·mol	ΔG^0 , kJ/mol
BeF ⁺ (aq)	-1,680	115,68	-36,169
BeF ₂ (aq)	-7,248	186,24	-62,775
BeF ₃ ⁻ (aq)	-8,640	244,8	-81,627
BeF ₄ ²⁻ (aq)	-10,848	264	-89,559

Tabelle 19: Stabilitätskonstanten einiger aquatischer Be-Fluorid- und gemischter Hydroxyfluoridkomplexe (berechnet für unendliche Verdünnung), bei T 25 - 300°C und 1 bar [MES69].

Spezies	25 °C	100 °C	200 °C	300 °C
lg(BeF ⁺ (aq))	5,52	5,8	7,0	8,9
lg(BeF ₂ (aq))	9,58	9,6	10,6	13,6
lg(BeF ₃ ⁻ (aq))	12,46	12,4	13,4	16,3
lg(BeF ₄ ²⁻ (aq))	13,67	13,6	14,5	17,4
lg(BeOHF(aq))	8,4	11,0	13,5	(15,4)*
lg(Be(OH) ₂ F ⁻ (aq))	19,0	18,6	18,7	(19,7)

*Daten in Klammern wurden durch Extrapolation von 250 auf 300 °C erhalten.

Tabelle 20: Stabilitätskonstanten aquatischer Be-Chloridkomplexe (berechnet für unendliche Verdünnung), bei T 25 - 300°C und 1 bar [SVE97].

Spezies	25 °C	100 °C	200 °C	300 °C
lg(BeCl ⁺ (aq))	-4,83	1,31	7,25	12,35
lg(BeCl ₂ (aq))	-5,68	1,96	9,61	16,26

II.2.1.2.3 Sorption von Beryllium

Die Konzentration gelöster Be(II)-Spezies im Grundwasser kann auch durch unterschiedliche Wechselwirkungen (z. B. Sorption, Einbau) mit Mineralen und natürlichen organischen Stoffen sowie den im Nahfeld eines Endlagers eingebrachten Materialien (z. B. hydratisierte Zementphasen, Behälterkorrosionsprodukte) beeinflusst werden. Generell liegen allerdings nur wenige Informationen und Untersuchungen zum Sorptionsverhalten von Be in Böden und Gesteinen vor (vgl. [MET07], [BAE14]).

Takahashi et al. untersuchten das Verhalten von Be (II) im System mit Kaolinit und amorpher Kieselsäure (SiO₂) mit und ohne Huminsäure (HA), einer löslichen Fraktion natürlicher organischer Stoffe [TAK99]. In einem binären System steigt der Anteil an adsorbiertem Be an beiden Mineralen bei pH > 4 an und erreicht bei pH 5-6 ein Maximum. Dies ist darauf zurückzuführen, dass im niedrigen pH-Bereich nur positiv geladene Be-Spezies wie Be²⁺ oder Be(OH)⁺ in der Lösung stabil sind, die mit den auf der Oberfläche verfügbaren negativ geladenen funktionellen Silanol-Gruppen von Kaolinit und Siliciumdioxid (= Si-O-) zusammenwirken. Im nahezu neutralen und alkalischen pH-Bereich schwächen sich die Wechselwirkungen aufgrund der Bildung der neutralen Spezies Be(OH)₂(aq) und der negativ geladenen Spezies Be(OH)₃⁻ und Be(OH)₄²⁻ ab. Im Falle von Siliciumdioxid erfolgt eine vollständige Re-Mobilisierung von Be bei pH > 11. In den ternären Systemen beeinflusst HA den Anteil an gelöstem Be bei pH > 5 signifikant. Die Adsorption von HA an den Mineralen erfolgt in einem relativ niedrigen pH-Bereich und nimmt mit dem pH-Wert ab, da die negative Nettoladung der Makromoleküle zunimmt [VAN06]. Bei einer geringen HA-Retention auf Kaolinit und Siliciumdioxid (dargestellt durch gepunktete Linien in Abbildung 17) bilden Be-Spezies mit HA bei pH > 5 stabilere Komplexe als mit Kaolinit- bzw. Siliciumdioxidoberfläche. Aus diesem Grund tritt Be(II) unter diesen Bedingungen vorzugsweise in Form von löslichen Be-HA Komplexen in der Lösung auf.

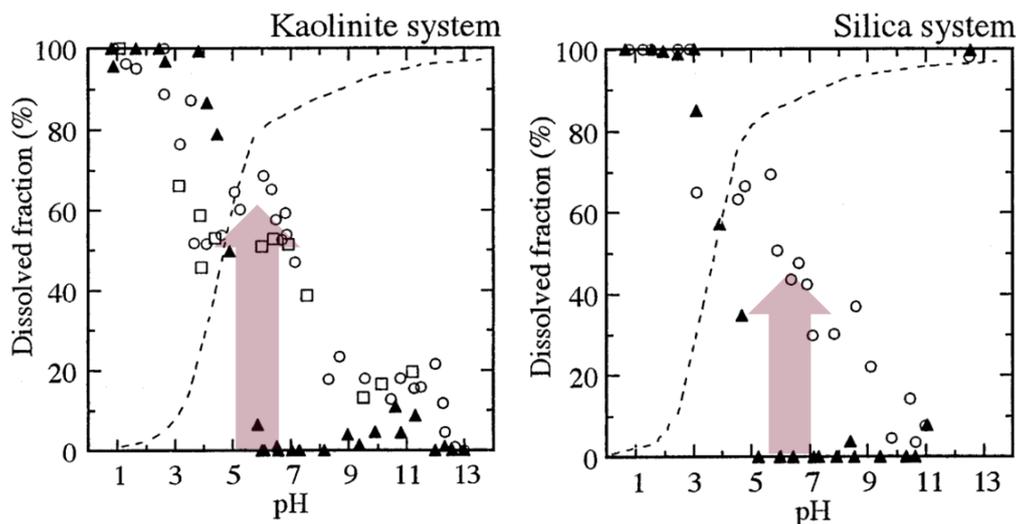


Abbildung 17: Be-Adsorption auf Kaolinit (**links**) und Siliciumdioxid (**rechts**) und Einfluss von Huminsäuren (natürlich lösliche organische Stoffe, Fraktion < 0.45 µm). Hintergrundelektrolyt 0.020 M NaClO₄ [TAK99].

Gepunktete Linie: Verteilung der Huminsäure;

▲: Verteilung von Be(II) ohne Huminsäure (binäres System);

○: Verteilung von Be(II) mit Huminsäure (ternäres System), Angabe von Huminsäure vor Be(II);

□: Verteilung von Be(II) mit Huminsäure (ternäres System), Angabe von Huminsäure nach Be(II).

Die Sorption von Be an Zementphasen wurde bislang ebenfalls nur sehr selten untersucht. Laut Ochs et al. konnten keine belastbaren Daten zur Sorption von Be in Zementsystemen gefunden werden [OCH16]. Experimente zur Sorption von Be in Zementsystemen wurden in jüngerer Zeit im Rahmen des europäischen CEBAMA Projekts durchgeführt [GAO19], [CEV21]. Ait Mouheb ermittelte dabei eine sehr starke Sorption von Be an verschiedenen, aus Portlandzement (CEM I) bzw. „Low-pH-Zement“ hergestellten Zementsteinproben mit K_d-Werten von ca. 10⁵ L/kg [AIT21].

II.2.2 Bestrahlungsverhalten von Be

Von Be sind 12 Isotope mit Atommassen zwischen 5 und 16 amu bekannt, das einzige stabile Isotop ist das natürlich auftretende ^9Be . Des Weiteren treten in der Natur noch die beiden instabilen Isotope ^{10}Be und ^7Be auf, die als kosmogene Radionuklide in der Erdatmosphäre durch Kernreaktion von Sauerstoff bzw. Stickstoff mit energetischen Protonen, Neutronen und alpha-Teilchen gebildet werden. In Tabelle 21 sind radioaktive Be-Isotope mit ihren Halbwertszeiten, Produktions- und Zerfallsmodi aufgeführt [WAL09].

Tabelle 21: Eigenschaften verschiedener radioaktiver Be-Isotope.

Isotop	Atommasse	Halbwertszeit	Produktionsweg	Zerfallsweg
^5Be	?	1 ns		$^5\text{Be} \rightarrow ^4\text{Li} + \text{p}$
^6Be	6,01973	$5,9 \cdot 10^{-21}$ s		$^6\text{Be} \rightarrow ^4\text{He} + 2\text{p}$
^7Be	7,016929	53,28 d	Kernreaktionen mit kosmischer Strahlung	$^7\text{Be} + \text{e}^- \rightarrow ^7\text{Li}$
^8Be	8,0053051	$\approx 7 \cdot 10^{-17}$ s		$^8\text{Be} \rightarrow 2^4\text{He}$
^{10}Be	10,013534	$1,52 \cdot 10^6$ a	Kosmogene, thermische Neutronenaktivierung	$^{10}\text{Be} \rightarrow ^{10}\text{B} + \text{e}^-$
^{11}Be	11,02166	13,8 s	Neutronenaktivierung bei hoher Energie	$^{11}\text{Be} \rightarrow ^{11}\text{B} + \text{e}^-$
^{12}Be	12,02692	0,024 s	Kernreaktion mit geladenen Teilchen	$^{12}\text{Be} \rightarrow ^{11}\text{B} + \text{n} + \text{e}^-$
^{13}Be	13,0428	0,004 s		$^{13}\text{Be} \rightarrow ^{12}\text{Be} + \text{n}$
^{14}Be	?	4,35 ms		$^{14}\text{Be} \rightarrow ^{13}\text{B} + \text{n} + \text{e}^-$ $^{14}\text{Be} \rightarrow ^{12}\text{B} + 2\text{n} + \text{e}^-$
^{15}Be	?	200 ns		$^{15}\text{Be} \rightarrow ^{14}\text{Be} + \text{n}$
^{16}Be	?	200 ns		$^{16}\text{Be} \rightarrow ^{14}\text{Be} + 2\text{n}$

Infolge der Neutronenbestrahlung im Reaktorkern weist bestrahltes Beryllium insbesondere hohe Gehalte an Tritium (^3H) auf, das über zwei aufeinanderfolgende (n, α)-Reaktionen aus dem stabilen Beryllium-Isotop ^9Be gebildet wird [LIE01]. Aufgrund des hohen Wirkungsquerschnitts der (n, α)-Reaktion (Abbildung 18) ist dies der hauptsächliche Produktionsmechanismus von Tritium. Die entsprechenden Kernreaktionen sind in Tabelle 22 markiert.

Neben der (n, α)-Reaktion zu Tritium gibt es Konkurrenzreaktionen des ^9Be . Aus dem stabilen ^9Be -Isotop wird über eine (n, γ)-Reaktion mit thermischen Neutronen das Radionuklid ^{10}Be gebildet (siehe Tabelle 22), welches als Beta-Minus-Strahler zum stabilen ^{10}B -Isotop zerfällt. Aufgrund des niedrigen Neutroneneinfangsquerschnitts von 0,0078 barn ist die Menge des gebildeten Beta-Strahlers ^{10}Be relativ gering. Zudem entsteht aus dem ^9Be über eine (n, 2n)-Reaktion das radioaktive ^8Be , welches als α -Strahler zu stabilem ^4He zerfällt. Dieses hat für das Aktivitätsinventar von bestrahltem Reaktorberyllium allerdings keine Bedeutung. Zusätzlich zu Reaktionen mit Neutronen können bei ^9Be auch (α , n)- und (γ , n)-Reaktionen auftreten. Bei der (α , n)-Reaktion entsteht aus ^9Be das ^{12}C . Bei der (γ , n)-Reaktion entsteht ^8Be , welches durch α -Zerfall zu ^4He zerfällt. Durch diese (γ , n)-Reaktion kann Be, wenn es aktivierte Verunreinigungen wie ^{60}Co enthält, Neutronenstrahlung aussenden.

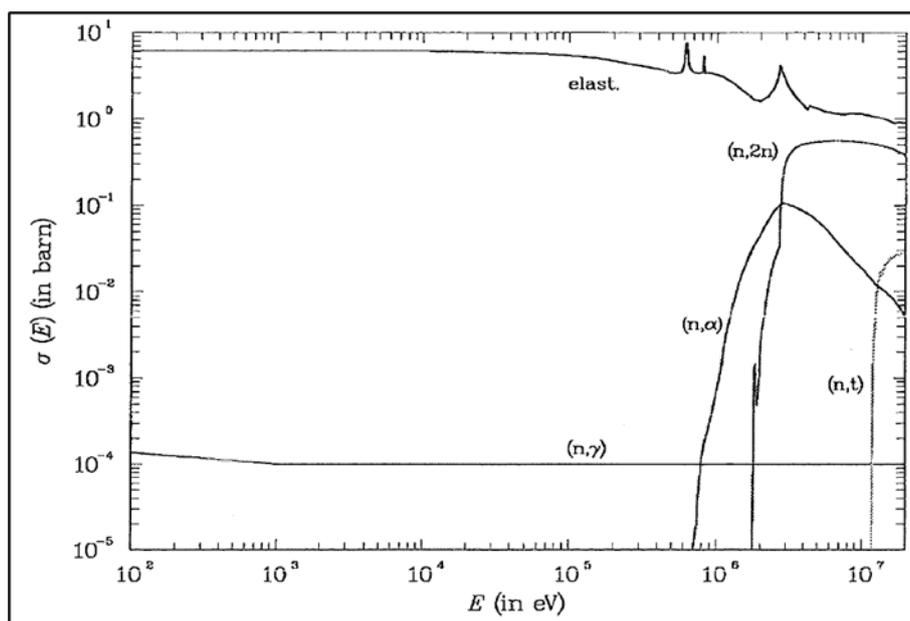


Abbildung 18: Wirkungsquerschnitte in ^9Be . Die $(n, ^3\text{H})$ -Reaktion ist in der Abbildung als (n, t) dargestellt [HER95]

Das entstandene ^3H zerfällt mit einer Halbwertszeit von 12,3 Jahren zu ^3He . Das entstandene ^3He hat für eine (n,p) -Reaktion einen Wirkungsquerschnitt von 5330 barn, sodass auf diesem Weg aus ^3He wieder ^3H gebildet wird. Bei konstanten Neutronenflüssen stellt sich somit ein Gleichgewicht zwischen ^3H und ^3He ein.

Tabelle 22: Wichtige Kernreaktionen von Be mit Neutronenstrahlung [TSI97]. [KAR18]

Neutronenspektrum	Kernreaktionen
Schnelle Neutronen	$^9\text{Be} + n \rightarrow ^{10}\text{Be} + \gamma$
	$^9\text{Be} + n \rightarrow ^7\text{Li} + ^3\text{H}$
	$^9\text{Be} + n \rightarrow ^8\text{Be} + 2n$
	$^9\text{Be} + n \rightarrow ^6\text{He} + \alpha$
	$^6\text{He} \rightarrow ^6\text{Li} + \beta^-$
	$^8\text{Be} \rightarrow 2\alpha$
Thermische Neutronen	$^6\text{Li} + n \rightarrow ^3\text{H} + \alpha$
α -Teilchen	$^9\text{Be} + \alpha \rightarrow ^{12}\text{C} + n$
γ -Photonen	$^9\text{Be} + \gamma \rightarrow ^4\text{He} + \alpha + n$
Zerfall	$^6\text{He} \rightarrow ^6\text{Li} + \beta^-$
	$^8\text{Be} \rightarrow 2\alpha$
	$^3\text{H} \rightarrow ^3\text{He} + \beta^-$

II.2.2.1 Bildung von Tritium und Helium

Durch die Bestrahlung von Be mit Neutronen bilden sich neben Tritium auch verschiedene Helium-Isotope (vgl. Tabelle 22), die sich im Metallgitter des Be anreichern. Das produzierte Helium bildet sogenannte Heliumgasblasen, in den sich auch das gebildete Tritium anreichern kann. Helium kann sich in Form von kleinen Gasblasen in den Körnern ansammeln (intragranulare Gasblasen) oder wandert zu den Korngrenzen, wo es größere, z. T. längliche Gasblasen (intergranulare Gasblasen) bildet (siehe Abbildung 19).

Mit steigender Temperatur (ab 250 °C) oder Neutronenfluenz diffundieren und wachsen die Blasen bis sich Netzwerke von verbundenen Gasblasen an den Korngrenzen bilden, welche mit der freien Oberfläche verbunden sein können. Auf diese Weise können bei höheren Temperaturen im Beryllium gefangene Gase beim Erhitzen aus dem Metall entweichen (siehe Kapitel II.5.2). Neben der Diffusion von atomarem Tritium aus dem Metallgitter kann es auch zu einer direkten Diffusion von Heliumblasen zur Metalloberfläche nach dem Prinzip des Kirkendall-Effekts kommen. Tritium- und Heliumatome, die nach ihrer Bildung gleich zu den Korngrenzen gelangen ohne von intragranularen Blasen aufgefangen zu werden, entweichen viel schneller aus dem Berylliumgitter als die im Metallgitter enthaltenen Atome.

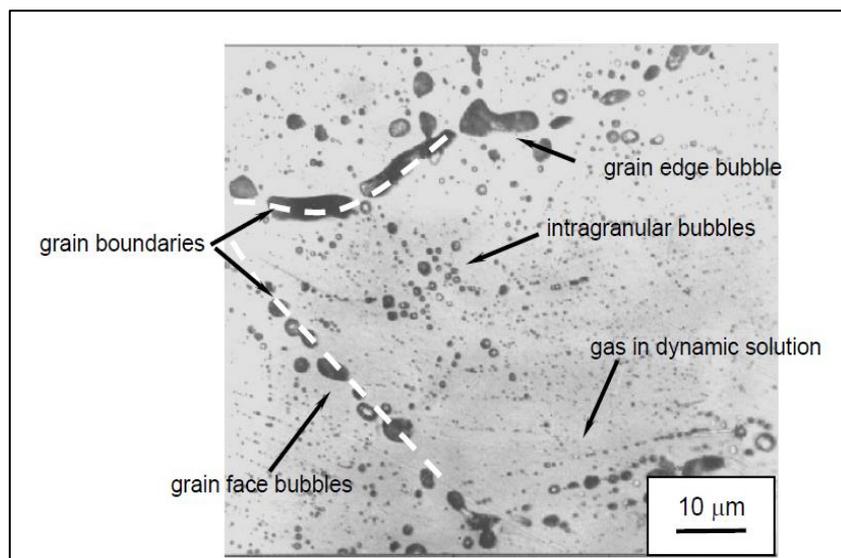


Abbildung 19: Intergranulare und intragranulare Gasblasen in bestrahltem Be [RAB02].

Da intergranulare Blasen zuerst zu den Korngrenzen diffundieren müssen, um eingeschlossene Gase abzugeben, ist deren Diffusion viel langsamer als die von vereinzelt Atomen. Das gebildete Tritium kann zudem auch teilweise mit den im Be vorhandenen Verunreinigungen wie Berylliumoxid reagieren unter Bildung von $\text{Be}(\text{OT})_2$. Berylliumoxid ist oft als Hauptverunreinigung mit Konzentrationen bis zu ein paar tausend ppm in Beryllium vorhanden. Zudem wird BeO in manchen Fällen gezielt im Reflektor verwendet, um das damit das Tritium chemisch gebunden wird.

II.2.2.2 Aktivierung von Verunreinigungen

Wie jedes kommerzielle Produkt enthält auch das im Nuklearbereich eingesetzte Be bestimmte Verunreinigungen, deren Art und Höhe insbesondere von den eingesetzten Rohstoffen und den Produktionsverfahren abhängt. Typische Konzentrationen von Verunreinigungen in verschiedenen Be-Qualitäten sind in Tabelle 23 aufgeführt. Die Verunreinigungen sind in vielen Fällen nicht in das Kristallgitter des Be eingebaut, sondern segregieren und agglomerieren, z. B. in Form von Be-Karbiden oder komplexen FeAl-Be Verbindungen, die z.T. auch Elemente wie Al, Si, Cr und Mg enthalten können, auf Grund ihrer begrenzten Löslichkeit in Be auf Korngrenzen des Be-Metalls (u. a. [MAL17], [ZIM20]). In den Forschungsreaktoren BER-II, FRG-I/II und FRM-I wurde Be der Spezifikation S-200F(H) eingesetzt.

Tabelle 23: Gehalt von Spurenelementen in kommerziellen Be-Sorten [CAM10, WAL09].

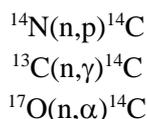
Element	Konzentration, Gew.-%							
	S-65	S-200D	SR-200	S-200F(H)	O-30H	I-220H	I-70H	TGP-56 FW
Be	99.2	98.0	98.0	98.5	99.0	98.0	99.0	99.0
BeO	1.0	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	1.0
Fe	0.0435	0.13	0.18	0.13	0.12	0.15	0.10	0.12
Pb	0.002	<0.04	<0.04	<0.04	<0.04	<0.04	<0.04	k.A.
O	0.0512	1.28	1.28	0.96	0.32	1.41	0.45	k.A.
C	0.081	0.15	0.15	0.15	0.07	0.15	0.07	0.1
Ca	0.002	<0.04	<0.04	<0.04	<0.04	<0.04	<0.04	k.A.
Mg	0.025	0.18	0.08	0.13	0.12	0.08	0.07	k.A.
Si	0.01	0.08	0.08	0.08	0.07	0.08	0.07	0.02
Mn	0.0085	<0.04	<0.04	<0.04	<0.04	<0.04	<0.04	0.04
Cr	0.006	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	0.06
Ni	0.006	<0.04	<0.04	<0.04	<0.04	<0.04	<0.04	k.A.
Mo	0.002	<0.04	<0.04	<0.04	<0.04	<0.04	<0.04	k.A.
N	0.038	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
Al	0.025	0.16	0.16	0.10	0.07	0.10	0.07	0.04
Co	0.0004	<0.04	<0.04	<0.04	<0.04	<0.04	<0.04	k.A.
Cu	0.004	<0.04	<0.04	<0.04	<0.04	<0.04	<0.04	k.A.
Zr	0.001	<0.04	<0.04	<0.04	<0.04	<0.04	<0.04	k.A.
Zn	0.001	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
Ag	0.0003	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
Sc	0.0005	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
Ti	0.004	<0.04	<0.04	<0.04	<0.04	<0.04	<0.04	0.04
W	0.01	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
U	0.011	<0.04	<0.04	<0.04	<0.04	<0.04	<0.04	0.03

Die Aktivierung der im Nuklearberyllium vorhandenen Verunreinigungen infolge der Bestrahlung mit Neutronen kann zudem zu signifikanten Gehalten an Aktivierungsprodukten im Beryllium führen. Des Weiteren sind Gehalte an Transuranen aufgrund der Aktivierung von ^{238}U und Spaltprodukten (z.B. ^{137}Cs) infolge der Spaltung von ^{235}U aufgrund von Verunreinigungen mit Natururan nicht auszuschließen. In Bezug auf Nuklearberyllium ist insbesondere die Bildung von ^{60}Co und ^{14}C sowie des langlebigen Radionuklids ^{94}Nb (Halbwertszeit $2,03 \cdot 10^4\text{a}$) von Bedeutung.

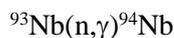
Das Isotop ^{60}Co wird durch Aktivierung mit thermischen Neutronen insbesondere aus verschiedenen Fe-Isotopen, die als Verunreinigung im Beryllium vorliegen, gebildet. Dabei entsteht als Zwischenprodukt der Beta-Strahler ^{59}Fe , welcher mit einer Halbwertszeit von 44,49 Tagen zu stabilem ^{59}Co zerfällt, und aus dem sich in einer nachfolgenden (n, γ)-Reaktion das Radionuklid ^{60}Co .



Eine weitere Möglichkeit der Bildung von ^{60}Co ist die direkte Aktivierung von ^{59}Co welches ebenfalls als Verunreinigung im Beryllium vorliegt. Das radioaktive Kohlenstoff-Isotop ^{14}C wird aus den Isotopen ^{14}N , ^{13}C und ^{17}O über unterschiedliche Kernreaktionen gebildet. Das chemische Verhalten von langlebigem ^{14}C in bestrahltem Be ist unbekannt, was das Auftreten flüchtiger ^{14}C -Spezies nicht ausschließen lässt.



^{94}Nb bildet sich aus dem einzigen natürlichen stabilen Nb-Isotop ^{93}Nb durch eine n, γ Reaktion:



In Tabelle 24 sind aus verschiedenen Verunreinigungen in Be resultierende wichtige Aktivierungsprodukte zusammengestellt.

Tabelle 24: Verunreinigungen in Be und daraus resultierende wichtige Aktivierungsprodukte in bestrahltem Nuklearberyllium.

Verunreinigung	Aktivierungsprodukt
Kohlenstoff (^{13}C)	^{14}C
Stickstoff (^{14}N)	^{14}C
Sauerstoff (^{17}O)	^{14}C
Eisen ($^{56-58}\text{Fe}$)	^{60}Co
Cobalt (^{59}Co)	^{60}Co
Nickel (^{58}Ni , ^{62}Ni)	^{59}Ni , ^{63}Ni
Niob (^{93}Nb)	^{94}Nb
Molybdän (^{92}Mo)	^{93}Mo
Zirkonium (^{92}Zr)	^{93}Zr
Silber (^{107}Ag)	^{108}Ag
Uran (^{238}U)	^{238}Pu , ^{239}Pu , ^{240}Pu , ^{241}Am , ^{242}Am , ^{243}Am , ^{243}Cm , ^{245}Cm , ^{246}Cm

Selbst eine geringe Menge an Actiniden kann eine erhebliche Herausforderung für das Be-Freigabeverfahren oder die Abfallentsorgung darstellen. In einem von Brush-Wellman hergestellten Referenzmaterial S-65 Be variiert die typische U-Konzentration zwischen 32 und 105 ppm [DRU03, KOL13]. Die Reinheit von Be wurde durch eine Reduzierung der U-Konzentration auf 26 ppm vor kurzem verbessert (S-65C). Neben den USA, haben chinesische Designer des ITER-Blankets in ihrem Be eine U-Konzentration von 100 ppm angegeben. Die Untersuchungen mit russisch-kasachischem Be, das mit verschiedenen Methoden hergestellt wurde (z. B. Heißpressen im Vakuum, heißisostatisches Pressen, Heißextrusion und Stauchen), ergab eine durchschnittliche U-Konzentration von 5,2 ppm, während die Destillation noch niedrigere U-Konzentrationen bis zu 0,05-0,92 ppm (durchschnittlich 0,24 ppm) ermöglichen kann. Der derzeitige internationale Standard wurde für den Grenzwert von U auf den Wert von 30 µg/g festgelegt.

Um die Entstehung unerwünschter Aktivierungs- und Spaltprodukte zu minimieren, wurden bestimmte Anforderungen an die Materialzusammensetzung festgelegt [TSI97]. Insbesondere die Konzentrationen der Spurenelemente in Be, die in kerntechnischen Anlagen eingesetzt werden soll, ist in (s. Tabelle 23) aufgeführt. Diese Zusammensetzung entspricht der von Fa. Brush Wellman hergestellten S-65 Be-Klasse [BWI] und wurde als Referenz für Be-Elemente der ersten Wand in ITER vorgeschlagen. Kürzlich wurde eine andere Be-Sorte TGP-56 FW vorgeschlagen, die den kerntechnischen Anforderungen genügen und im Fusionsreaktor eingesetzt werden soll. [ZIM20].

Trotz bestehender Normen gibt es viele Diskussionen über die Reinheit von Be, hauptsächlich weil verschiedene Analysemethoden weit gestreute Ergebnisse liefern. Zum Zeitpunkt des Baus der Forschungsreaktoren in Deutschland wurden keine Standards für die Reinheit von Be in nuklearen Anwendungen definiert. Mit der Entwicklung der Fusionstechnologie wurden die Anforderungen an Verunreinigungen in Be festgelegt, um die Produktion unerwünschter Aktivierungsprodukte zu reduzieren.

II.2.3 Chemotoxizität und Arbeitssicherheit

Bei der Behandlung und Entsorgung von bestrahltem Nuklearberyllium sind neben der Strahlenexposition auch die chemisch-toxischen Eigenschaften von Beryllium und Berylliumverbindungen sowie Aspekte der konventionellen Arbeitssicherheit zu beachten.

Beryllium, Berylliumoxid und (lösliche) Berylliumsalze sind chemotoxisch und gesundheitsgefährdend für den Menschen; die Exposition gegenüber Beryllium kann dabei zu Haut-, Lungen-, Milz- und Leberschäden führen. Problematisch ist dabei insbesondere die Aufnahme über die Atemwege wobei die Folgen abhängig von der Speziation, der Partikelgröße und deren Löslichkeit ist. Eine orale Aufnahme von Be oder Be-Verbindungen ist demgegenüber weniger kritisch. Laut mehreren Studien und Berichten (u.a. [TAY03], [SCA01], [BAL94]) ist eine Aufnahme von Be über die Atemwege krebserregend und erzeugt Berylliose.

Zudem konnte gezeigt werden, dass auch eine perkutane Einnahme von Beryllium zur Sensibilisierung gegenüber von Beryllium beitragen kann ([TAY03], [SCH11], [AVIS10]). Eine inhaltive Beryllium-Exposition durch Aufnahme von berylliumhaltigen Staub kann eine schwere Lungenerkrankung namens Berylliose, auch als *Chronic Beryllium Disease* (CBD) bezeichnet, auslösen. Betroffene Patienten leiden unter Atemnot, Husten, Gewichtsverlust und Gelenkschmerzen. Bei der Berylliumverarbeitung ist daher

generell eine Absaugung und Abkapselung bei der Spanabnahme erforderlich. Beryllium wurde 2013 von der EU gemäß der Verordnung (EG) Nr. 1907/2006 (REACH) im Rahmen der Stoffbewertung in den fortlaufenden Aktionsplan der Gemeinschaft (CoRAP) aufgenommen. Dabei wurde festgestellt, dass Beryllium aufgrund seiner Einstufung als krebserzeugend Kategorie 1B und STOT RE1 (Berylliose) die Anforderungen für SVHC-Substanzen (Substances of Very High Concern) erfüllt und entsprechend eingestuft werden sollte [ECH13], [ECH14].

Bei Arbeiten mit feinen Berylliummetall-haltigen Stäuben ist Explosionsgefahr gegeben, da diese in der Luft explosive Mischungen bilden können. Im Brandfall mit Beryllium ist eine Brandbekämpfung mit Feuerlöschern der Klasse D erforderlich; Wasser oder Schaum dürfen nicht zum Löschen erwendet werden. Aufgrund der Toxizität des Rauches während eines Berylliumbrandes ist die Verwendung von spezifischer Schutzausrüstung und isolierenden Atemschutzmasken erforderlich [CLE06].

II.3 AP 3: Aktueller Stand zur Endlagerung von Be im Endlager Schacht Konrad

Eine Möglichkeit zum Umgang mit bestrahltem Beryllium aus Forschungsreaktoren ist die direkte Endlagerung. Damit diese möglich ist, müssen die Annahmebedingungen des jeweiligen Endlagers eingehalten werden. Für nicht-wärmeentwickelnde radioaktive Abfälle sind in Deutschland die Endlagerungsbedingungen Konrad (EBK) zur Endlagerung im sich im Bau befindlichen Bundesendlager Schacht Konrad einzuhalten. Neben den radiologischen Anforderungen an die Abfallgebinde gibt es eine ganze Reihe weiterer Anforderungen, die von den Abfallgebinden eingehalten werden müssen. In diesem Kapitel werden die entsprechenden Anforderungen vorgestellt, die Randbedingungen erläutert und es wird untersucht, ob das Beryllium des BER II prinzipiell zu endlagerfähigen Gebinden verarbeitet werden kann. Hierbei wird das Beryllium des BER II beispielhaft für die anderen zu entsorgenden Berylliumeinbauten in Deutschland untersucht. Die Eigenschaften des Berylliums des BER-II sind abdeckend für das gesamte deutsche Beryllium, da es die größte Masse, die längste Bestrahlungszeit und die geringste Abklingzeit aufweist.

Neben den Vorgaben für die Abfallprodukte werden in den EBK auch detaillierte Vorgaben bezüglich der zu verwendenden Behälter gemacht. Die jeweiligen Behälter werden durch die Bundesanstalt für Materialprüfung (BAM) geprüft, um eine Zulassung für das Endlager Konrad zu erhalten. Dies erfolgt durch den jeweiligen Hersteller der Behälter. Von der Bundesgesellschaft für Endlagerung (BGE) wird nach erfolgreich bestandener Prüfung und Erfüllung der Auflagen ein Prüfzeugnis des Behältertyps ausgestellt, in dem vermerkt ist, unter welchen Bedingungen der Behälter für das Endlager zugelassen ist (z. B. kann es Restriktionen bezüglich der Beladung geben).

Im Wesentlichen gibt es derzeit zwei Hersteller von zugelassenen Endlagerbehältern. Dies sind die Eisenwerke Bassum GmbH (EWB), die quaderförmigen Behälter herstellen, und die GNS Gesellschaft für Nuklear-Service mbH (GNS) mit Rundgebinden (Betonbehälter Typ II und Behälterreihe MO-SAIK). Der einzige weitere zugelassene Behälter wird durch die KTE (Kerntechnische Entsorgung Karlsruhe) hergestellt. Dieser wird jedoch nur für den Eigenbedarf verwendet und steht nicht zum Verkauf. Die Auswahl der möglichen Behälter ist daher auf wenige Typen beschränkt, die jeweils eigene Randbedingungen, Auflagen sowie Vor- und Nachteile besitzen.

Nach einer allgemeinen Übersicht über die Forderungen der EBK in Kapitel II.3.1 werden in Kapitel II.3.2 die in Frage kommenden Behältertypen anhand ihrer Prüfzeugnisse erläutert. In Kapitel II.3.3 wird die Methodik der Betrachtungsweise beschrieben und in Kapitel II.3.4 wird dann an Hand des Berylliums des BER II eine mögliche Endlagerung in Schacht Konrad vorgestellt. Die möglichen Beladungen wurden im Rahmen dieses Forschungsprojektes mit den in Frage kommenden Behälterherstellern abgestimmt, um sicherzustellen, dass die Beladung durch die Prüfzeugnisse und Inventarberichte der Behälter abgedeckt ist.

II.3.1 Randbedingungen einer Endlagerung im Endlager Schacht Konrad

Damit Gebinde im Endlager Konrad eingelagert werden dürfen, müssen sie eine Reihe von Anforderungen erfüllen. Neben den allgemeinen Anforderungen gibt es einige Anforderungen, die vom gewählten Behältertyp direkt oder indirekt abhängig sind und die bei der Auswahl des Behälters zu berücksichtigen sind. Die Anforderungen, die aus der Sicherheitsanalyse des Endlagers Konrad resultieren, sind in den Endlagerbedingungen Konrad [BFS14], den Vorgaben zur Produktkontrolle [PKEK10] den Vorgaben zur Stoffliste [BFS10C], zur Behälterliste [BFS10D] und den Fachnotizen der Bundesgesellschaft für Endlagerung (BGE) zur Auslegung der EBK [BFS16A, BFS16B, BFS17, BFS18A, BFS18B, BFS18C] dargelegt. Zusätzlich zu den Anforderungen der EBK kommen die Anforderungen aus dem Transportrecht ([NEU13], [VBG19]), die sich aus den Prüfzeugnissen und Zulassungen der Behälter ergebenden Anforderungen sowie die zur langfristigen Zwischenlagerung der Behälter [LEZ13] bis zur Abgabe an das Bundesendlager hinzu. In diesem Kapitel werden die für die Endlagerbarkeit von Beryllium relevanten Anforderungen aufgelistet.

II.3.1.1 Anforderungen an die Abfallgebinde

Damit Abfallgebinde an das Endlager Konrad abgegeben werden können, müssen sie bestimmte Voraussetzungen erfüllen. Diese sind in den Endlagerbedingungen Konrad [BFS14] und den sie ergänzenden Dokumenten hinterlegt. Die Abfallgebinde dürfen eine Ortsdosisleistung (ODL) an der Oberfläche von im Mittel 2 mSv/h nicht überschreiten. Lokal ist die ODL auf maximal 10 mSv/h an der Oberfläche begrenzt. Zusätzlich müssen zylindrische Gebinde eine ODL von 0,1 mSv/h in 1 m Abstand und quaderförmige Gebinde eine von 0,1 mSv/h in 2 m Abstand einhalten.

Die nicht festhaftende Oberflächenkontamination ist begrenzt auf:

- 0,5 Bq/cm² für Alphastrahler, für die eine Freigrenze von $5 \cdot 10^3$ Bq festgelegt ist,
- 50 Bq/cm² für Beta- und Elektroneneinfangstrahler, für die eine Freigrenze von $5 \cdot 10^6$ Bq festgelegt ist sowie
- 5 Bq/cm² für sonstige Radionuklide.

Darüber hinaus müssen die Gebinde weitgehend ohne Überdruck abgeliefert werden. Dies kann wahlweise durch druckentlastende Maßnahmen oder durch Öffnen des Containerdeckels vor Abtransport gewährleistet werden. Gemäß Kapitel 8 der EBK [BFS14] dürfen Gebinde eine Gesamtmasse von 20 Mg nicht überschreiten.

II.3.1.2 Anforderungen an die Abfallprodukte

Die Abfallprodukte müssen eine ganze Reihe von Anforderungen erfüllen. Im Folgenden werden die Anforderungen, die für die Endlagerung von Beryllium relevant sind, aufgeführt. Alle Abfallprodukte müssen die Anforderung erfüllen, dass Reaktionen zwischen dem radioaktiven Abfall, dem Fixierungsmittel und der Verpackung auf eine sicherheitstechnisch zulässige Rate beschränkt sind. Als Grenzwert hierfür wird die in den ESK-Leitlinien (Leitlinien der Entsorgungskommission) zur längerfristigen Zwischenlagerung [LEZ13] vorgegebene maximale Gasbildungsrate von 10 ml/(m³·h) herangezogen.

Wenn das Abfallgebinde mehr als 36 kg Beryllium enthält und die Aktivität von ^{233}U im Gebinde einen Wert von $1,8 \cdot 10^9$ Bq bzw. die von ^{235}U , ^{239}Pu oder ^{241}Pu 1 % der Aktivitätswerte aus Tabelle 7a der EBK überschreitet, ist eine Einzelfallprüfung durch die BGE notwendig. Kann eine Vermischung des Berylliums mit den spaltbaren Stoffen ausgeschlossen werden, so dürfen bis zu 360 kg Beryllium enthalten sein.

Des Weiteren ist die Einstufung der Abfallprodukte in die Abfallproduktgruppe (APG) wichtig, da hiervon die radiologischen Grenzwerte abhängig sind. Sollten die durch die für die erreichbare APG festgelegten Grenzwerte überschritten werden, so gibt es die Möglichkeit, die Abfallprodukte im Konrad-Container (KC) störfallfest zu verpacken. Dadurch wird es möglich, die höheren Grenzwerte der APG06 auszuschöpfen. Werden darüber hinaus höhere Grenzwerte benötigt, so muss man einen Behälter der Abfallbehälterklasse II (ABK II) wählen. Auch bei ABK II gibt es die Option der störfallfesten Variante, wodurch die möglichen maximal einlagerbaren Aktivitäten erreicht werden. Bei einer Verpackung in einem störfallfesten KC oder einen der ABK II müssen die erhöhten Anforderungen der APG02 – APG06 nicht geprüft werden, da die Sicherheitsanforderungen durch den Behälter eingehalten werden. Im Detail werden die Aktivitätsgrenzwerte und die Abfallproduktgruppen im Folgenden erläutert.

II.3.1.3 Anforderungen an die Abfallbehälter

In den EBK sind die äußeren Abmessungen der Behältergrundtypen (Betonbehälter, Gussbehälter und Konrad-Container) vorgeschrieben. Es werden insgesamt 5 Typen von Rundgebinden und sechs quaderförmige Gebindetypen vorgegeben. Aus den Anforderungen der EBK zu den Behältern ergeben sich Vorgaben für den Behälterhersteller. Diese beantragen die Zulassung ihrer Behälter bei dem Bundesamt für Strahlenschutz (BfS) bzw. seit der Neustrukturierung der beteiligten Behörden bei der BGE. Die Prüfungen zur Behälterzulassung werden durch die BAM durchgeführt, die jeweils ein Gutachten zu den geprüften Behältern ausstellt, in denen ggf. Auflagen bezüglich der Beladung/Verwendung der Behälter aufgeführt sind. Weitere Auflagen können in den Prüfzeugnissen und Handhabungsanweisungen und ggf. weiteren Zulassungsunterlagen der Behälter aufgeführt sein. Die Details der Anforderungen werden im Kapitel II.3.2 für die jeweiligen Behältertypen beschrieben. Einzelne Forderungen der EBK [BFS14] können auch über Innenbehälter nachgewiesen werden, wie z. B. eine ggf. nachzuweisende spezifizierte Dichtheit.

II.3.1.4 Aktivitätsbegrenzungen

In den Endlagerbedingungen sind Aktivitätsbegrenzungen angegeben. Aus diesen resultieren wiederum weitere Anforderungen, die im Folgenden vorgestellt werden, soweit sie für die Endlagerung von Beryllium relevant sind. In Kapitel 6 der EBK [BFS14] sind die entsprechenden Regelungen dargelegt. Dabei werden radiologisch vier Sicherheitsaspekte unterschieden, die eingehalten werden müssen:

- Bestimmungsgemäßer Betrieb (Tabelle 2 von [BFS14])
- Störfallbetrachtungen (Tabellen 3 und 4 von [BFS14])
- Thermischen Beeinflussung des Wirtsgesteins (Tabellen 5 und 6 von [BFS14])
- Kritikalitätssicherheit (Tabellen 7a und 7b von [BFS14])

Die Tabellen 8 und 9 von [BFS14] sind für die BGE als Betreiber des Endlagers gegenüber ihrer Aufsichtsbehörde relevant und für die Ablieferungspflichtigen daher nicht direkt maßgeblich, da keine Prüfung der Abfallgebinde bezüglich dieser Tabellen erforderlich ist. Sie werden daher an dieser Stelle nicht weiter betrachtet.

Weitere Radionuklide dürfen in den Abfällen enthalten sein, sofern sie in Tabelle 10 von [BFS14] oder an anderen Stellen der EBK explizit aufgeführt werden. Für alle nicht aufgeführten Nuklide ist eine Endlagerung in Schacht Konrad nicht ohne weiteres möglich. Für die Nuklide aus Tabelle 10 von [BFS14] gilt, dass ihre Aktivitätswerte jeweils das $1 \cdot 10^{-4}$ -fache der Grenzwerte für sonstige Alpha- bzw. Beta- und Gammastrahler der Tabellen 3 und 5 von [BFS14] unterschreiten müssen.

II.3.1.4.1 Bestimmungsgemäßer Betrieb

Die radiologischen Garantiewerte für den bestimmungsgemäßen Betrieb sind in Tabelle 2 der EBK festgelegt. In dieser Tabelle sind Garantiewerte für die Nuklide ^3H , ^{14}C , ^{85}Kr , ^{129}I und ^{226}Ra sowie für sonstige Alphastrahler und ^{241}Pu sowie Beta-/Gammastrahler außer ^{241}Pu festgelegt. Für ^3H und ^{14}C unterscheiden sich die Garantiewerte, je nachdem, ob es sich bei dem Abfallprodukt um „Metallische Feststoffe“, in denen ^3H als H-T vorliegt, oder andere Abfallproduktgruppen handelt. Zu den „Metallischen Feststoffen“ zählen explizit auch Absorber- und Steuerelemente aus Leichtwasserreaktoren. Bei Abfallprodukten, die keine metallischen Feststoffe sind, gelten die Werte für sonstige Abfallproduktgruppen. Wird eine spezifizierte Dichtheit der Behälter nachgewiesen, so erhöhen sich die Garantiewerte. Gemäß Anhang 3 der EBK [BFS14] können die Garantiewerte überschritten werden. In einem solchen Fall erfolgt die Annahme des entsprechenden Gebindes nur, wenn trotzdem der Jahresgrenzwert eingehalten wird, d. h., wenn die anderen Gebinde des Jahres entsprechend einen geringeren Anteil des Nuklids/der Nuklidgruppen einlagern.

II.3.1.4.2 Störfallbetrachtungen

In den Tabellen 3 und 4 der EBK sind die Grenzwerte, die aus der Störfallanalyse des Endlagers Konrad resultieren, dargelegt. Die Grenzwerte unterscheiden sich für die unterschiedlichen Abfallproduktgruppen (APG) bzw. Abfallbehälterklassen (ABK). Für die verschiedenen Nuklide i wird die Ausschöpfung des jeweiligen Grenzwertes G_i durch die Nuklidaktivität A_i bestimmt und anschließend für alle Nuklide aufsummiert (Störfallsummenwert S_s):

$$S_s = \sum A_i / G_i$$

Ist der so bestimmte Störfallsummenwert größer als 0,1, so ist eine Zustimmung der BGE vor Einlagerung notwendig, da maximal 1 % der Gebinde einen $S_s > 0,1$ haben dürfen. Üblicherweise wird daher darauf geachtet, dass der S_s kleiner als 0,1 ist. Kann dies nicht eingehalten werden, so wird eine höhere APG oder eine störfallfeste Verpackung gewählt. Für störfallfeste Konrad-Gebinde gilt, dass die Grenzwerte der APG06 bis zu einem S_s von 1 ausgeschöpft werden können, ohne dass Ausgleichgebände notwendig sind. Für die Einstufung der Abfälle in die verschiedenen Abfallproduktgruppen gibt es jeweils Kriterien, die die Abfallprodukte erfüllen müssen.

APG01

Für eine Einstufung in die APG01 müssen außer den Grundanforderungen keine weiteren Anforderungen durch das Abfallprodukt erfüllt werden. In die APG 01 können alle radioaktiven Abfälle, die endlagerfähig sind, eingestuft werden. Sollten die Aktivitätsbegrenzungen der APG01 nicht eingehalten werden, so müssen sie in eine höhere APG eingestuft werden, sofern dies möglich ist. Wenn Beryllium die übrigen Anforderungen der EBK [BFS14] erfüllt, so kann es in die APG 01 eingestuft werden.

APG02

Eine Einstufung in die APG02 erfolgt, wenn die Anteile des Abfallproduktes mit einem Schmelzpunkt $< 300\text{ °C}$ entweder so verarbeitet sind, dass sie bei thermischer Belastung nicht aus dem Abfallprodukt austreten (z. B. durch Verwendung von Innenbehältern mit feuerfester Dichtung) oder einen Aktivitätsanteil $< 1\%$ der Gesamtaktivität haben. Abfälle mit einem Schmelzpunkt $> 300\text{ °C}$ können immer in die APG02 eingeordnet werden. Aufgrund des Schmelzpunktes von über 1200 °C ist eine Einstufung in die APG02 für metallisches Beryllium möglich.

APG03

Die APG03 gilt für aktiviertes Material außer Graphit, bei dem die Aktivität in den Metallteilen/Einbauten des Reaktorkerns gebunden ist. Gemäß Tabelle 2 der EBK zählen Absorber- und Steuerelemente von Leichtwasserreaktoren auch zur APG03. Der Nachweis der APG03 erfolgt z. B. über die Sortierprotokolle der Behälter. Beim Endlagerlehrgang 2016 der Hochschule Hannover wurde durch Vertreter der BGE mitgeteilt, dass in diese APG alle aktivierten Teile eingeordnet werden können, selbst wenn sie nicht direkt im Reaktorkern eingebaut waren, wie z. B. auch Strahlrohre, da durch die Aktivierung das Schutzziel der APG03 erfüllt wird. Auch das Beryllium aus den Reflektoren der Forschungsreaktoren erfüllt die Anforderungen der APG03.

APG04

Hochdruckverpresstes Material kann der APG04 zugeordnet werden. Für verpresste Metalle ist die Zuordnung zur APG04 möglich. Sollte eine Verpressung als Konditionierungsweg für Beryllium interessant sein, so ist eine Einstufung in die APG04 möglich.

APG05

Eine Zuordnung zur APG05 setzt voraus, dass der Abfall in Zementstein oder Beton fixiert ist. Dabei muss die Aktivität möglichst gleichmäßig verteilt sein, soweit dies technisch und auf Grund der Beschaffenheit des Abfalls sinnvoll umsetzbar ist. Das Abfallprodukt muss eine Druckfestigkeit von 10 N/mm^2 aufweisen. In die APG05 kann z. B. aktivierter Beton eingeordnet werden, wenn der Behälter zusätzlich mit Beton vergossen wird. Aktiviertes Beryllium wird nicht in die APG05 eingestuft werden können.

APG06

Abfälle können der APG06 zugeordnet werden, wenn sie aus einem festen Körper mit einer Druckfestigkeit von mindestens 10 N/mm² bestehen und nicht brennbar sind. Im Gegensatz zur APG05 müssen Abfälle der APG06 nicht zwangsläufig vergossen werden. Wenn ein einzelnes, großes Berylliumbauteil in einen Behälter geladen wird, ist eine entsprechende Einstufung denkbar.

Störfallfeste Verpackung

Um die Grenzwerte der APG06 vollständig auszuschöpfen, können Abfallprodukte unabhängig von ihrer APG störfallfest verpackt werden. Durch den Nachweis der störfallfesten Verpackung entfallen die Anforderungen an die Abfallproduktgruppen in der Störfallbetrachtung. Für eine störfallfeste Verpackung müssen die Abfallprodukte formstabil fixiert oder in Innenbehältern verpackt sein, die ihrerseits formstabil fixiert sind. Im Prüfzeugnis der Behälter ist festgeschrieben, wie die formstabile Fixierung für einen speziellen Behältertyp zu erfolgen hat. Neben der formstabilen Fixierung bestehen Anforderungen an den Wärmeleitwiderstand, der bei den bisher zugelassenen störfallfesten Behältern durch eine allseitige Betonschicht (≥ 20 cm) nachgewiesen wird. Die aus den Prüfzeugnissen resultierenden Forderungen an die Abfallprodukte werden im Kapitel zu den einzelnen Behältern aufgeführt.

ABK II

Für eine Verpackung in einen Behälter ABK II werden zusätzliche Anforderungen an den Behälter gestellt. Diese werden durch den Behälterhersteller nachgewiesen. Die Anforderungen an die Abfallprodukte für die entsprechenden Behälter sind in den Prüfzeugnissen und Gutachten aufgeführt und werden bei der Beschreibung der Behälter erläutert. Bei der Verwendung eines ABK II-Behälters wird hinsichtlich des zulässigen Aktivitätsinventars nicht nach Abfallproduktgruppen unterschieden. Auch für Behälter der ABK II ist eine störfallfeste Verpackung möglich, so dass die Störfallsummenwerte maximal ausgeschöpft werden können.

II.3.1.4.3 Thermische Beeinflussung

Das Endlager Konrad ist für radioaktive Abfälle mit vernachlässigbarer Wärmeentwicklung vorgesehen. Daher wurden nuklidspezifische Aktivitätsgrenzwerte in Bezug auf die thermische Beeinflussung des Wirtsgesteins festgelegt. Analog zu den Störfallsummenwerten werden die Wärmesummenwerte S_w aus den Ausschöpfungsanteilen der einzelnen Nuklidaktivitäten berechnet:

$$S_w = \sum A_i / G_i$$

Der ermittelte Wert für S_w sollte kleiner als eins sein. Gebinde mit höherem S_w können eingelagert werden, wenn sie durch Gebinde mit geringerer Aktivität ausgeglichen werden (gemischte Einlagerung). In einem solchen Fall wird eine volumengewichtete Mittelung der Summenwerte S_w vorgenommen. Dabei ist eine Mitteilung über maximal drei Stapelreihen zulässig. Es kann auch eine Verdünnung über nur eine Stapelreihe betrachtet werden. Wie viele Behälter von den unterschiedlichen Typen jeweils in die Verdünnung mit einbezogen werden, ist in den EBK [BFS14] festgelegt. Die zulässigen Aktivitätswerte sind vom eingesetzten Behältertyp abhängig. Sie sind in den Tabellen 5 und 6 der EBK [BFS14] hinterlegt.

II.3.1.4.4 Kritikalität

Zur Überprüfung der Kritikalitätssicherheit sind in Tabelle 7a der EBK [BFS14] Grenzwerte für vier relevante Nuklide festgelegt. Dabei handelt es sich um die Nuklide ^{233}U , ^{235}U , ^{239}Pu und ^{241}Pu . Für die Uran-Isotope hängt der Grenzwert von der Anreicherung ab. Da der BER II als Brennstoff Uran mit einem Anreicherungsgrad $> 5\%$ verwendet wurde, werden die entsprechenden Grenzwerte berücksichtigt. Diese Annahme ist konservativ, auch wenn die Verunreinigungen im Beryllium aus Natururan bestehen. Die Höhe des Grenzwertes hängt vom Behältertyp ab. Analog zu den Störfall- und Wärmesummenwerte wird der Summenwert zur Kritikalitätssicherheit berechnet:

$$S_K = \sum A_i / G_i = A_{\text{U-233}} / G_{\text{U-233}} + A_{\text{U-235}} / G_{\text{U-235}} + A_{\text{Pu-239}} / G_{\text{Pu-239}} + A_{\text{Pu-241}} / G_{\text{Pu-241}}$$

Dieser Wert muss kleiner als 1 sein.

Neben Plutonium und Uran existieren Grenzwerte für Nuklide der höheren spaltbaren Actiniden ^{237}Np , ^{241}Am , $^{242\text{m}}\text{Am}$, ^{243}Am , ^{243}Cm , ^{244}Cm , ^{245}Cm , ^{247}Cm , ^{248}Cf und ^{251}Cf . Für diese Nuklide können die Grenzwerte unabhängig von Uran und Plutonium und den anderen Nukliden ausgeschöpft werden (keine Summenwertbildung).

Neben den Aktivitäten müssen zusätzlich die Massenbeschränkungen für die jeweiligen Nuklide eingehalten werden. Betrachtet man das gesamte zu entsorgende Beryllium-Inventar in Summe, so zeigt sich, dass die kleinsten Kritikalitätsgrenzwerte (Behältertyp mit dem niedrigsten Grenzwert) eingehalten werden. Daher wird eine Teilmenge der Abfälle die Kritikalitätsgrenzwerte in jedem Fall einhalten. Somit kann eine Überschreitung der Kritikalitätskriterien für Beryllium-Abfälle ausgeschlossen werden, sofern sie nicht gemeinsam mit anderen Abfällen in einen gemeinsamen Behälter verpackt werden. Der Vollständigkeit halber werden sie trotzdem bei der Prüfung der geplanten Behälter gegen die Endlagerungsbedingungen Konrad mit aufgeführt.

II.3.1.4.5 Tabelle-10 der EBK - Nuklide

Zusätzlich zu den in den Tabellen 2 bis 6 der EBK genannten Radionukliden können weitere Radionuklide in den radioaktiven Abfällen vorkommen. Für 48 in Anhang II der EBK genannte Nuklide gibt es keine Aktivitätsbegrenzungen, da ihre Halbwertzeiten entweder < 10 Tage oder $> 1 \cdot 10^{11}$ Jahre sind. Darüber hinaus sind in den EBK in Tabelle 10 Nuklide aufgeführt (im weiteren Verlauf Tabelle-10-Nuklide genannt), die in geringen Mengen in den radioaktiven Abfällen vorkommen dürfen. Ihre Aktivität darf dabei das $1 \cdot 10^{-4}$ -fache des in Tabelle 3 bzw. 5 der EBK angegebenen Grenzwertes für sonstige Alpha- und Beta-/Gammastrahler nicht überschreiten.

II.3.1.5 Massenbegrenzungen nichtradioaktiver schädlicher Stoffe

Gemäß den Bestimmungen der gehobenen wasserrechtlichen Erlaubnis sind nichtradioaktive schädliche Stoffe für eine Einlagerung im Endlager Konrad begrenzt. Die Mengenbegrenzungen sind in der gehobenen Wasserrechtlichen Erlaubnis des Endlagers festgelegt und die Mengenangaben der einzelnen Stoffe in den Endlagerbedingungen Konrad (EBK) in Anhang IV hinterlegt. Damit nicht bei jedem Abfallgebinde für jeden einzelnen grundwassergefährdenden Stoff eine Angabe gemacht werden muss,

werden sogenannte Stoffvektoren verwendet. Für einzelne Substanzen (chemische Elemente oder Verbindungen) wird durch die wasserrechtliche Aufsichtsbehörde, den Niedersächsischen Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz (NLWKN) geprüft, ob diese grundwassergefährdend sind. Die entsprechende Prüfung wird durch den Betreiber des Endlagers, die BGE, in Auftrag gegeben. Aus den Basisstoffen werden anschließend Stoffvektoren erstellt. Bei diesen handelt es sich um Stoffgemische, die aus mehreren Basisstoffen (oder ggf. auch aus anderen Stoffvektoren) bestehen.

Bei einem Stoffvektor wird angegeben, aus welchen Basisstoffen das durch ihn beschriebene Material in welchem Verhältnis zusammengesetzt ist. Dabei können auch Schwankungsbreiten angegeben werden, innerhalb derer die Bestandteile des Materials liegen müssen. Mit Hilfe der Produktkontrollmaßnahmen, die für jeden Stoffvektor festgelegt werden, wird nachgewiesen, dass es sich tatsächlich um ein Material handelt, das durch diesen Stoffvektor korrekt beschrieben wird. Alle Informationen zu den Stoffvektoren sind in der Stoffliste [BFS10C] hinterlegt, die durch die TÜV Rheinland ISTECH GmbH im Auftrag der BGE gepflegt wird.

Zur stofflichen Deklaration wird die Zugehörigkeit zu einem Stoffvektor nachgewiesen oder ein Stoffvektor eingereicht, mit dessen Hilfe die Deklaration erfolgen soll. Ein Stoffvektor setzt sich aus sogenannten Basisstoffen zusammen. Nach Einreichung eines Stoffvektorantrags beantragt die BGE den Stoffvektor beim NLWKN, der den Stoffvektor freigibt. Dadurch werden Deklarations- und Beschreibungsschwellenwerte (DSW und BSW) der Massenanteile der jeweiligen grundwassergefährdenden Stoffe sowie die notwendigen Maßnahmen zur Produktkontrolle festgelegt. Wenn ein einzelner Stoff einen Massenanteil unterhalb der BSW und DSW aufweist, so muss er nicht durch die BGE angegeben/deklariert werden.

Die maximal einlagerbare Masse an grundwassergefährdendem Be beträgt gemäß der Endlagerbedingungen Konrad 24,5 kg [BFS14]. Ein Stoffvektor für metallisches Beryllium (metallisch in massiver Form) wurde durch das BFS beantragt und durch den NLWKL freigegeben. Für diesen Stoffvektor wurden für metallisches Beryllium ein Beschreibungsschwellenwert von 1% und ein Deklarationsschwellenwert von 101 % festgelegt, wobei bei einem DSW von 101% keine Massenbegrenzung vorliegt. Die Festlegung des von Beschreibungs- und Deklarationsschwellenwerten ist unter Berücksichtigung der Materialeigenschaften, wie z.B. der Löslichkeit erfolgt.

Für alle Materialien gilt, dass sich potentiell die Grenzwerte z. B. in der Grundwasserverordnung ändern können und so Auswirkungen auf die Einlagerbarkeit im Endlager Konrad haben. Welche Stoffe genau dies betreffen könnte, ist zum aktuellen Zeitpunkt noch nicht abzusehen (in der Vergangenheit war es z. B. Phosphat, das im Lack der Endlagerbehälter enthalten ist).

II.3.1.6 Transportrecht

Das Übereinkommen über die internationale Beförderung gefährlicher Güter auf der Straße (Accord européen relatif au transport international des marchandises Dangereuses par Route - ADR) [NEU13] bzw. die Gefahrgutverordnung Straße, Eisenbahn und Binnenschifffahrt (GGVSEB) [VBG19] müssen beachtet werden. Die für radioaktive Abfälle relevanten Einstufungen sind die IP-2-Versandstücke (**I**ndustrial **p**ackage) für LSA-II und LSA-III (**L**ow **s**pecific **a**ctivity) bzw. die Typ-B-Verpackungen.

Zum Transport der Endlagergebinde zum Endlager ist das Open-all-Transportfahrzeug SD-20K durch die Firma DAHER NUCLEAR TECHNOLOGIES GmbH in Entwicklung [HIL18, HEN19, HIL16A, HIL16B]. Für den SD-20K befindet sich die Zulassung als Typ-B-Versandstück in der Qualifikation. Die aktuell zugelassen Endlagerbehälter für das Endlager Konrad haben eine IP-II-Zulassung. Zusätzlich haben die Rundgebinde eine Typ-B(U)-Zulassung. Da die Zulassung im Transportrecht zeitlich befristet ist und mindestens alle 5 Jahre erneuert werden muss, ist das Vorhandensein einer Zulassung jeweils noch keine Garantie, dass zum Zeitpunkt des Transportes eine Zulassung vorliegt. Es ist jedoch davon auszugehen, dass eine entsprechende Transportmöglichkeit bereitsteht.

Zu beachten ist, dass beim Transport von IP-2-Versandstücken sichergestellt sein muss, dass es während des Transportes nicht zu einer Erhöhung bzw. Verschiebung der ODL um mehr als 20% kommt. Dies bedeutet, dass die Abfälle entweder homogen oder fixiert sein müssen, wobei zur Fixierung nicht zwingend ein Betonverguss notwendig ist, sondern auch andere Methoden wie Ketten, Innenbehälter oder Sand möglich sind.

Für einen Transport als IP-2-Versandstück dürfen die Aktivitätswerte das 10^{-4} -fache des A₂-Wertes pro Gramm nicht überschreiten. Für Nuklidgemische ist gemäß Kapitel II.1.2 des ADR [NEU13] folgende Summenformel zur Berechnung des A₂-Wertes anzuwenden:

$$X_m = \frac{1}{\sum_i \frac{f(i)}{X(i)}}$$

wobei f(i) der Anteil der Aktivität des Radionuklids i im Gemisch ist, X(i) der entsprechende A₂-Wert für das entsprechende Radionuklid i und X_m der im Falle von Gemischen abgeleitete A₂-Wert ist. Er wird erreicht, wenn die Summe S_{A₂} der Ausschöpfungsanteile der Aktivitäten der einzelnen Nuklide A_i am Grenzwert X_i eins wird.

$$S_{A_2} = A_i / X_i$$

Wenn S_{A₂} < 1 ist, so ist ein Transport gemäß ADR als IP-2-Versandstück möglich. Wenn der Wert größer ist, muss ein Versand als Versandstück Typ B erfolgen.

II.3.1.7 Zwischenlagerung

Da es noch keine Zwischenlagerbedingungen für die neu zu errichtende Lagermöglichkeit am HZB gibt, werden die Empfehlungen der ESK zur längerfristigen Zwischenlagerung zu Grunde gelegt. Dabei werden insbesondere Anforderungen an die Sicherstellung des Einschlusses der radioaktiven Stoffe durch den Ausschluss von Korrosion und chemischen Reaktionen gestellt. Da analoge Anforderungen auch bezüglich der Endlagerung bestehen, werden die entsprechenden Anforderungen unter dem Schlagwort Werkstoffverträglichkeit abgehandelt.

Zu den Anforderungen der sicheren Zwischenlagerung kommen noch Anforderungen hinzu, die durch das Zwischenlager aus betrieblichen Gründen gestellt werden, so ist in der ZRA (Zentralstelle für radioaktiven Abfall, entspricht der Landessammelstelle Berlin, zuständig für die Abfälle des HZB), z. B. aktuell nur das Handling von KC III und KC IV möglich. Sollten weitere Typen hinzukommen, so muss das entsprechende Equipment eingeplant werden.

Es wird für die weitere Planung davon ausgegangen, dass die radiologischen Grenzwerte zur Zwischenlagerung so festgelegt werden, dass alle Abfallgebinde, die prinzipiell im Endlager Konrad eingelagert werden dürfen, auch im Zwischenlager eingelagert werden können. Dieser Punkt ist insbesondere für die Abfälle wichtig, bei denen eine Einlagerung im Endlager Konrad erst zu einem späteren Zeitpunkt – maximal bis ins Jahr 2060 – erfolgen kann. Sollte eine Zwischenlagerung solcher Abfälle nicht möglich sein, so folgt daraus, dass diese Abfälle bis zur Abgabe an das Endlager weiterhin im Genehmigungsbereich des BER-II gelagert werden müssen.

II.3.2 Endlagerbehälter

Im Kapitel Endlagerbehälter werden die möglichen Behälter vorgestellt, die für die Verpackung der radioaktiven Abfälle aus dem Rückbau des BER II in Frage kommen und die Randbedingungen für ihre Benutzung dargestellt. Derzeit gibt es zwei Hersteller, die eine Zulassung ihrer Behälter für das Endlager Konrad haben und die ihre Behälter anbieten und verkaufen:

- GNS für MOSAIK-Behälter (Rundgebinde)
- Eisenwerke Bassum (EWB) für quaderförmige Gebinde (Konrad Container KC)

Zusätzlich zu diesen beiden Herstellern fertigt die KTE eigene Konrad-Container, die jedoch nicht zum Verkauf angeboten werden und daher in diesem Bericht nicht weiter betrachtet werden.

Eine Übersicht über die Zulassungen der Stahlblechcontainer zeigt die folgende Übersicht der Firma EWB (Tabelle 25). Hinzu kommen die MOSAIK-Behälter der Firma GNS, die im entsprechenden Kapitel besprochen werden.

Bei den Konrad-Containern handelt es sich um Stahlblechcontainer, die ggf. einen Liner aus Beton haben. Für die KC der Firma EWB gibt es drei verschiedene Betonsorten, wobei eine nur für Liner ab Werk zugelassen ist und die anderen beiden auch für den Verguss zum Fixieren der Abfallprodukte. Die Betondichten zum Verguss betragen 1,5 und 2,1 kg/l, nur für Liner ab Werk ist auch die Betondichte von 3,5 kg/l zugelassen.

Als Rundgebinde kommen nur die Behälter MOSAIK II-15 EI und MOSAIK II-15 UEI der Firma GNS für eine Beladung mit Beryllium in Frage.

Tabelle 25: Übersicht über die Zulassungen und Prüfzeugnisse der EWB-Konrad-Container [EBC].

Unsere Zulassungen im Überblick:									
									
Stahlblechcontainer	BFS-Prüfzeugnis	Gutachten	ABK I nicht störfallfest	ABK I störfallfest	ABK II nicht störfallfest	ABK II störfallfest	IP-2	IP-2/F**	
1	Typ II "WS" NEU	BFS/EWB-GNS/01/2012* (13.03.2012)	BAM III.4/21 298 (22.02.2012)	X				X	
2	Typ III	BFS/EWB/01/2006* (13.07.2006)	BAM III.3/31 070 (28.06.2006)	X				X	
3	Typ III	BFS/EWB/02/2006* (01.11.2006)	BAM III.3/31 163 (28.09.2006)	X	X	X	X	X	
4	Typ IV	BFS/EWB/01/2001* (03.05.2001 / 01.08.2001)	BAM III.3/30 689 (02.01.2001)	X				X	X
5	Typ IV	BFS/EWB/03/2003* (01.12.2003)	BAM III.3/30 856 (25.11.2003)	X				X	
6	Typ IV	BFS/EWB/05/2003* (01.12.2003)	BAM III.3/30 980 (25.11.2003)	X				X	
7a	Typ IV	BFS/EWB/04/2003* (01.12.2003)	BAM III.3/30 851 (18.11.2003)	X	X	X	X	X	X
7b	Typ IV	Nachtrag des BFS zum AV5.3-5 (31.01.2006)	BAM III.3/31 118 (25.01.2006)	X	X	X	X	X	
8	Typ V	BFS/EWB/01/2005* (01.09.2005)	BAM III.3/31 069 (25.08.2005)	X				X	
9	Typ V	BFS/EWB/01/2005* (01.09.2005)	BAM III.3/31 069 (25.08.2005)	X	X	X	X	X	
10	Typ VI	BFS/EWB/02/2003* (21.07.2003)	BAM III.3/30 831 (19.05.2003)	X	X	X	X	X	X

*Auflagen und Hinweise aus den Prüfzeugnissen und Gutachten sind zu beachten.
**Option als IP2/F Versandstück, Zulassungsinhaber NCS Hanau

II.3.2.1 MOSAIK-Behälter

Bei MOSAIK-Behältern vom Typ MOSAIK II-15 EI und MOSAIK II-15 U EI handelt es sich um zylinderförmige Gussbehälter Typ II gemäß EBK. Sie haben eine Zulassung als ABK I, nicht störfallfeste Verpackung. Die Zulassung als Endlagerbehälter ABK II störfallfest befindet sich derzeit noch in der Qualifizierungsphase. Beide Behältertypen (ABK I und ABK II) haben die gleichen Abmessungen. Sie haben eine Außenhöhe von 1500 mm und einen Außendurchmesser von 1060 mm. Die Innenmaße betragen 1140 mm in der Höhe und 740 im Durchmesser. Die Seitenwände bestehen aus Gusseisen mit Kugelgraphit und sind 160 mm stark. Zusätzlich sind bei Bedarf Bleieinsätze bis 120 mm Stärke zur Abschirmung erhältlich. Ohne Bleieinsatz beträgt das Leergewicht 5730 kg, mit Bleieinsatz je nach Stärke bis zu 9230 kg. Gemäß Zulassung beträgt die maximale Beladung mit 1250 kg ohne bzw. 660 kg bei Verwendung des maximalen Bleieinsatzes. Für die MOSAIK-Behälter gibt es sechs Produktgruppen an radioaktiven Abfällen, die in die Behälter gefüllt werden dürfen [BKE18, GNS15, GNS19A, GNS19B, GNS20]:

- PG1: Entwässerte Ionenaustauscherharze
- PG2: Getrocknete Konzentrate
- PG3: Getrocknete Trennrückstände
- PG4: Aktivierte und kontaminierte Komponenten aus Kerntechnischen Anlagen
- PG5: Verschraubter Kapselträger für Stelltrollen und Kobaltemitter
- PG6: Strahlerkopf aus medizinischen Gammabestrahlungsanlagen

Tabelle 26: Übersicht über die möglichen MOSAIK-Typen. Für den BER II kommen nur die Typen M II-15 EI und M II-15 U EI in Frage, die übrigen haben keine B(U)-Zulassung und sind für die in Frage kommenden Aktivitäten nicht zugelassen [GNS15].

MOSAIK®	M II-10 T	M II-12 T	M II-15 KKI 1	M II-15 T Isar	M II-15 T/F Isar	M II-15 EI	M II-15 U EI*
	Typ IP-2	Typ IP-2	Typ IP-2	Typ IP-2	Typ IP-2	Typ B (U) oder Typ IP-2	
Außenhöhe (mm)	1500						
Außendurchmesser (mm)	1060						
Innenhöhe max. (mm)	1220		1140				
Innendurchmesser (mm)	860	820	740				
Wanddicke (mm)	100	120	160				
Bleieinsatz min. - max. (mm)	-	-	-	0 - 80		0 - 120	
Leermasse min. - max. ca. (kg)	4300	4700	5730	5730 - 8320		5730 - 9230	
Nutzvolumen (dm³)	690	620	490	245 - 490		165 - 490	
Kompatibel mit	FAFNIR MAVAK NEWA FAVORIT TROFA	FAFNIR MAVAK NEWA FAVORIT TROFA	Siemens Trocknungs- anlagen	FAVORIT TROFA	FAVORIT TROFA	FAFNIR MAVAK NEWA FAVORIT TROFA	KETRA FAVORIT TROFA
Optionen	Prallblech Absaug- vorrichtung	Prallblech Absaug- vorrichtung		Prallblech	Prallblech Absaug- vorrichtung Filterpatrone	Absaug- vorrichtung	

*Unterwasserbeladung

Ein Verguss der radioaktiven Abfälle im Behälter ist nicht notwendig. Die mögliche Abfallmasse hängt von der verwendeten Bleistärke ab und kann in der entsprechenden Tabelle (Tabelle 26) nachgeschlagen werden.

Vor der Beladung müssen für folgende Themenkomplexe Nachweise erbracht werden:

- Ausreichende Abschirmung
- Zulässige Wärmeleistung
- Zulässiger Druckaufbau
- Ausreichende Aktivitätsrückhaltung
- Zulässige Masse spaltbarer Nuklide

Die entsprechenden Punkte werden in diesem Bericht bei der Diskussion der Behälter für die einzelnen Abfallströme betrachtet. Der Behältertyp MII-15 UEI ist für eine Unterwasserbeladung mit anschließender Vakuum-trocknung geeignet, beim Behälter M II-15 EI ist eine Unterwasserbeladung bauartbedingt nicht möglich. Transportrechtlich haben die Behälter eine Zulassung Typ B(U) oder als IP-2-Ver sandstück [BKE18, GNS15, GNS19A, GNS19B, GNS20]:

II.3.2.2 KC II nsf

Der Containertyp KC II hat bisher nur ein Prüfzeugnis in der Ausführung ABK I, nicht störfallfest (nsf). Das Datenblatt EWB-DB-C02ws-nsf sowie das BfS-Prüfzeugnis (BfS/EWB-GNS/01/2012) liegen vor. Der KC II hat ein Bruttovolumen von 4,6 m³ und ein Hohlvolumen von 4,2 m³, bei Abmessungen von 1600 x 1700 x 1700 mm. Sein Leergewicht ohne etwaige Inneneinbauten beträgt 1350 - 1550 kg, sein zulässiges Gesamtgewicht $2,0 \cdot 10^4$ kg (20 Mg) [BFS12, EB11]. Die Seitenwände haben eine Wanddicke von 3 mm und der Boden/Deckel eine von 5 mm, die Dichtung ist aus Ethylen-Propylen-Dien-Kautschuk (EPDM) gefertigt. Die KC sind mit Lack beschichtet und innen standardmäßig zusätzlich mit schwerem Korrosionsschutz versehen.

Zur Fixierung der Abfälle ist entweder eine lose Verpackung (Fixierung durch Schüttung) oder eine Fixierung mit Beton vorgesehen. Als radioaktive Abfälle sind feste Abfälle vorgesehen, die ggf. auch in einen Innenbehälter verpackt sein können. Bei dem KC handelt es sich um einen Behälter ohne spezifizierte Dichtheit.

Auf Grund des BAM-Gutachtens wurden folgende Auflagen für den Behälter festgelegt: „Sollte eine andere Innenbeschichtung gewählt werden, muss die Beladung des Containers so erfolgen, dass eine Beschädigung der Innenbeschichtung ausgeschlossen ist“.

II.3.2.3 KC II nsf + sf

Für den Konrad-Container Typ II ist durch die Eisenwerke Bassum m.b.H. eine Qualifikation als Behälter der ABK I + II sf + nsf angestrebt. Im Prüf- und Zulassungsverfahren liegen aktuell Fragen der BAM und der BGE vor, die vom Behälterhersteller beantwortet werden. Der KC II hat ein Bruttovolumen von 4,6 m³ bei Abmessungen von 1600 x 1700 x 1700 mm. Das zulässige Gesamtgewicht beträgt $2,0 \cdot 10^4$ kg. Er ist mit verschiedenen Abschirmungen und unterschiedlichem Innenraum („groß“ und „klein“) verfügbar [EB18A]. Eine Übersicht über die möglichen Abschirmungen und Innenräume zeigt Tabelle 27. Die Seitenwände haben eine Wanddicke von 3 mm und der Boden/Deckel eine von 5 mm, die Dichtung ist aus EPDM gefertigt. Die KC sind mit Lack beschichtet und Innen zusätzlich standardmäßig mit schwerem Korrosionsschutz versehen.

Tabelle 27: Verfügbare Konfigurationen des KC II als ABK I + II sf und nsf [EB18A].

Nr.:		Typenliste Inneneinbauten Typ II, WS-B			Eisenwerk Bassum	
EWB-TL-C02-WS-B-sf-Rev-04		Stahlblechcontainer Typ II ws, ABK I, störfallfest und nicht störfallfest				
QSP Kap. Nr.	Benennung	Zeichnung Nr.	Datenblatt Nr.	FPP Nr.	Beladerraum Innenbehälter	Magazin
	Großer Beladerraum					
08.3	BT200-3,5	12-0885-201-1	EWB-DB-12-0885-201-Rev-00	EWB-FPP-12-0885-201-Rev-00	1190 x 1290 x 1175	V2-1-BT80/St120 (1150 x 1250 x 1145)
08.4	BT190-3,5 / St10	12-0885-301-1	EWB-DB-12-0885-301-Rev-00	EWB-FPP-12-0885-301-Rev-00	1190 x 1290 x 1175	V2-1-BT80/St120 (1150 x 1250 x 1145)
08.5	BT190-2,1 / St10	C02-009-003-01-100-01	EWB-DB-C02-009-003-Rev-00	EWB-FPP-C02-009-003-Rev-00	1216 x 1236 x 1187	Typ 2 B (1140 x 1160 x 1140)
08.6	BT160-3,5 / St40	12-0885-401-1	EWB-DB-12-0885-401-Rev-00	EWB-FPP-12-0885-401-Rev-00	1190 x 1290 x 1175	V2-1-BT80/St120 (1150 x 1250 x 1145)
08.7	BT160-3,5 / St40	C02-009-004-01-100-01	EWB-DB-C02-009-004-Rev-00	EWB-FPP-C02-009-004-Rev-00	1216 x 1236 x 1187	Typ 2 B (1140 x 1160 x 1140)
08.8	BT80-3,5 / St120	12-0885-501-04	EWB-DB-12-0885-501-Rev-00	EWB-FPP-12-0885-501-Rev-00	1190 x 1290 x 1175	V2-1-BT80/St120 (1150 x 1250 x 1145)
08.9	BT80-3,5 / St120	C02-009-005-01-100-01	EWB-DB-C02-009-005-Rev-00	EWB-FPP-C02-009-005-Rev-00	1216 x 1190 x 1187	Typ 2 B (1140 x 1160 x 1140)
08.10	BT120-2,2 / Pb80	12-0885-601-1	EWB-DB-12-0885-601-Rev-00	EWB-FPP-12-0885-601-Rev-00	1190 x 1290 x 1175	V2-1-BT80/St120 (1150 x 1250 x 1145)
08.11	BT120-2,1 / Pb80	C02-009-006-01-100-01	EWB-DB-C02-009-006-Rev-00	EWB-FPP-C02-009-006-Rev-00	1216 x 1236 x 1196	Typ 2 B (1140 x 1160 x 1140)
	Kleiner Beladerraum					
08.12	BT110-2,2 / Pb90	12-0885-701-1	EWB-DB-12-0885-701-Rev-00	EWB-FPP-12-0885-701-Rev-00	1150 x 590 x 1175	V2-2-BT90/Pb110 (1110 x 550 x 1145)
08.13	BT110-2,1 / Pb90	C02-009-007-01-100-01	EWB-DB-C02-009-007-Rev-00	EWB-FPP-C02-009-007-Rev-00	1216 x 806 x 1155	Typ 2 A (1140 x 730 x 1140) V2-N-BT90/Pb110 (1130 x 730 x 1140)
08.14	BT100-2,2 / Pb100	12-0885-801-1	EWB-DB-12-0885-801-Rev-00	EWB-FPP-12-0885-801-Rev-00	1150 x 590 x 1175	V2-2-BT90/Pb110 (1110 x 550 x 1145)
08.15	BT100-2,1 / Pb100	C02-009-008-01-100-01	EWB-DB-C02-009-008-Rev-00	EWB-FPP-C02-009-008-Rev-00	1216 x 806 x 1155	Typ 2 A (1140 x 730 x 1140) V2-N-BT90/Pb110 (1130 x 730 x 1140)
08.16	BT90-1,5 / Pb110	12-0885-901-04	EWB-DB-12-0885-901-Rev-00	EWB-FPP-12-0885-901-Rev-00	1150 x 590 x 1175	V2-2-BT90/Pb110 (1110 x 550 x 1145)
08.17	BT90-1,5 / Pb110	C02-009-009-01-100-01	EWB-DB-C02-009-009-Rev-00	EWB-FPP-C02-009-009-Rev-00	1216 x 806 x 1155	Typ 2 A (1140 x 730 x 1140) V2-N-BT90/Pb110 (1130 x 730 x 1140)
08.18	BT60-1,5 / Pb140	C02-009-010-01-100-01	EWB-DB-C02-009-010-Rev-00	EWB-FPP-C02-009-010-Rev-00	1216 x 806 x 1155	Typ 2 A (1140 x 730 x 1140) V2-N-BT90/Pb110 (1130 x 730 x 1140)

Erstellt: 26.07.2018, Kammann Geprüft und Freigegeben: 26.07.2018, Rüchel

Schutzvermerk DIN ISO 16016 beachten!
E:\QSP\2.1-EWB-QSP Konrad-Container-Dokumente\Typ II\EWB-QSP-C02-WS-sf\08_Inneneinbauten\WS-B\08_L_Typenliste Inneneinbauten\EWB-TL-C02-WS-B-sf-Rev-04 Typenliste Inneneinbauten.docx

Seite 1 von 1

Für die Verwendung des Containers als ABK II-Behälter ist die Benutzung von Innenbehältern zwingend erforderlich. Des Weiteren muss der KC II in diesem Fall mit Beton vergossen werden. Ob dies auch für das Innere des Innenbehälters gilt, ist noch nicht bekannt, da das Prüfzeugnis noch nicht vorliegt.

II.3.2.4 KC III nsf

Der nicht störfallfeste (nsf) Stahlblechcontainer KC III als Verpackung der Abfallbehälterklasse I ist für die Aufnahme von festen radioaktiven Abfällen der Abfallproduktgruppen APG01 bis APG06 vorgesehen. Die Abfallprodukte können in Innenbehälter verpackt werden. Das Datenblatt EWB-DB-101203KC3 sowie das BfS-Prüfzeugnis BfS/EWB/01/2006 liegen vor. Der KC III ist gemäß EBK ein quaderförmiger, aus Baustahl 1.0038 gefertigter Behälter. Laut Datenblatt beträgt das Bruttovolumen 8,67 m³ und das Hohlvolumen 7,88 m³. Die Abmessungen betragen 3000 x 1700 x 1700 mm. Die maximal zulässige Gesamtmasse des KC III beträgt 2,0·10⁴ kg, das Eigengewicht liegt je nach Ausführung im Bereich von 2330 kg bis 2680 kg und darf somit mit einer Abfallproduktmasse bis maximal 17670 kg beladen werden.

Für seine Handhabung sind alle Ecken mit ISO-Eckbeschlägen versehen. Die Stirn- und Seitenwände haben eine Dicke von 3 mm, der Boden und der Deckel sind jeweils 5 mm stark. Der Deckel ist zusätzlich mit einer 20 mm Blechtafel verstärkt. Der Behälter verfügt über einen äußeren korrosionsresistenten Schutzanstrich. Die Innenbeschichtung besteht aus einer mindestens 3 mm dicken Polyurethan-Schicht

mit zusätzlichem Schlagschutz aus 6 mm Polyurethanschaum oder einem 2-schichtigen Anstrich auf Epoxidharzbasis. Als Dichtung zwischen Behälterkörper und Deckel befindet sich eine Dichtung aus EPDM [BFS06, EB18B].

Der KC III ist ein qualifizierter Behälter ohne spezifizierte Dichtheit. Bei der Beladung des nicht störfallfesten KC III mit der Beschichtungsvariante 2 sind Abfälle so einzubringen, dass Beschädigungen des inneren Korrosionsschutzes ausgeschlossen sind.

II.3.2.5 KC III nsf + sf

Der nicht störfallfeste und störfallfeste Stahlblechcontainer KC III ist laut vorliegendem BfS-Prüfzeugnis BfS/EWB/02/2006 und dem Datenblatt EWB-DB-011203KC03 als Verpackung der Abfallbehälterklasse I und II geeignet. Der Stahlblechcontainer Typ III ist für die Aufnahme von festen radioaktiven Abfällen der Abfallproduktgruppe APG01 bis APG06 vorgesehen.

Laut dem Datenblatt beträgt das Bruttovolumen des quaderförmigen, aus Baustahl 1.0038 gefertigten KC III 8,67 m³ und das Hohlvolumen 7,88 m³ bei Abmessungen von 3000 mm x 1700 mm x 1700 mm. Die maximale Gesamtmasse des KC III beträgt 20 Mg, das Eigengewicht beträgt ohne Berücksichtigung etwaiger Inneneinbauten oder Innenauskleidung 1430 kg. Für seine Handhabung sind die 8 Ecken mit ISO-Eckenbeschlägen versehen. Die Stirn- und Seitenwände haben eine Dicke von 3 mm, der Boden und der Deckel sind jeweils 5 mm dick. Der Behälter verfügt über einen äußeren korrosionsresistenten Schutzanstrich. Die Innenbeschichtung besteht aus einer mindestens 3 mm dicken Polyurethan-Schicht mit zusätzlichem Schlagschutz aus 6 mm Polyurethanschaum oder einem 2-schichtigen Anstrich auf Epoxidharzbasis. Als Dichtung zwischen Behälterkörper und Deckel befindet sich eine Dichtung aus Ethylen-Propylen-Dien-Kautschuk (EPDM) [BFS06B, EB12].

Bei der Beladung des störfallfesten KC III mit der Beschichtungsvariante 2 sind Abfälle so einzubringen, dass Beschädigungen des Korrosionsschutzes ausgeschlossen sind. Der KC III ist ein Behälter ohne spezifizierte Dichtheit. Der Behälter ist nach dem Befüllen mit Abfallprodukten mit Beton zu fixieren, die Handhabungsanweisung ist dabei mit der Beton-Güte zu ergänzen. Der verwendete Beton hat mindestens der in der Handhabungsanweisung spezifizierten Beton-Güte zu entsprechen. Vor jeder Beladungskampagne muss der Nachweis erbracht werden, dass die Abfallprodukte im Container derart vergossen sind, dass die Containerwand in Verbindung mit dem Beton allseitig einen Wärmewiderstand von $> 0,1 \text{ m}^2\text{K/W}$ gewährleistet und die Abfallprodukte während eines Auslegungsbrandes eine Temperatur von 80 °C nicht überschreiten. Die maximale mögliche Freisetzung von radioaktiven Stoffen nach einem 5 m Fall und einem einstündigen Schadensfeuer bei 800 °C darf nicht überschritten werden [BFS06B, EB12].

II.3.2.6 KC IV nsf

Der Stahlblechcontainer KC IV mit verstärktem Flachdeckel ist als nicht störfallfeste Verpackung der Abfallbehälterklasse I qualifiziert. Das Datenblatt EWB-DB-161199KC4 sowie das BfS-Prüfzeugnis BfS/EWB/03/2003 liegen vor. Der Stahlblechcontainer Typ IV ist für die Aufnahme von festen radioaktiven Abfällen der Abfallproduktgruppen APG 01 – APG 06 vorgesehen. Der KC IV nicht störfallfest ist als Verpackung ohne spezifische Dichtheit anzusehen.

Die Hauptabmessungen des aus Baustahl 1.0038 gefertigten quaderförmigen Behälters betragen laut Datenblatt in der Länge 3000 mm, in der Breite 1700 mm und in der Höhe 1400 mm. Die maximale zulässige Gesamtmasse beträgt gemäß den Endlagerungsbedingungen Konrad $2,0 \cdot 10^4$ kg. Die Leermasse des Stahlblechcontainers beträgt je nach Dicke der Beschichtung etwa 2.100 kg bis 2.300 kg, unter dieser Angabe kann eine Abfallproduktmasse zwischen 17.700 kg und 17.900 kg in den Container beladen werden. Der Deckel und der Boden haben eine Wandstärke von 5 mm, die Stirn- und Seitenwände jeweils 3 mm. Der Deckel ist mit einem 20 mm Stahlblech verstärkt und kann mit Zusatzausrüstung wie Innenfilter ausgestattet werden. Laut dem Datenblatt beträgt das Bruttovolumen des KC IV $7,2 \text{ m}^3$ und das Hohlvolumen $6,5 \text{ m}^3$. Um den Behälter vor Korrosion zu schützen ist das Innere des Behälters mit einer abriebfesten, strahlenbeständigen Beschichtung versehen, außen besitzt der Behälter einen dekontaminierbaren Schutzanstrich. Die Deckeldichtung besteht aus EPDM [BAM03A, BFS03A, EB02, EB13A].

Gemäß Handhabungsanweisung ist die Ladung vorsichtig in den Container einzubringen. Der Container wird mit Beton vergossen. Um eine Fixierung der eingebrachten Komponenten sicherzustellen, sind neben der Betonierungsmethode Kies, Schlacke, Bauschutt als Füllmaterial vorgesehen. Es kann auch ein Verzurren der Abfälle mit Ketten erfolgen. Es können bis zu 14 Stück 200-l-Fässer in diesen KC eingestellt werden.

II.3.2.7 KC IV nsf + sf

Der quaderförmige Stahlblechcontainer KC IV störfallfest und nicht störfallfest ist laut vorliegendem BfS-Prüfzeugnis BfS/EWB/04/2003 und Datenblatt EWB-DB-100901KC4-IP-BT200 als Verpackung der Abfallbehälterklasse I und II geeignet. Laut dem Datenblatt beträgt das Bruttovolumen des KC IV $7,2 \text{ m}^3$ und das Hohlvolumen $6,5 \text{ m}^3$ bei Abmessungen von 3000 mm x 1700 mm x 1400 mm. Die maximale Gesamtmasse des KC IV beträgt $2,0 \cdot 10^4$ kg, das Eigengewicht beträgt ca. 1500 kg. Für seine Handhabung sind die 8 Ecken mit ISO-Eckbeschlägen versehen. Die Stirn- und Seitenwände haben eine Dicke von 3 mm, der Boden und der Deckel sind jeweils 5 mm dick. Als Dichtung befindet sich zwischen Behälterkörper und Deckel eine EPDM-Dichtung. Der Behälter verfügt über einen äußeren korrosionsresistenten Schutzanstrich.

Der Stahlblechcontainer Typ IV ist für die Aufnahme von festen radioaktiven Abfällen vorgesehen. Hierbei handelt es sich um Abfälle, die in 200-l-Fässern, zylindrischen 12-l-Edelstahlbehältern und Kunststoffbehältern einzementiert sind. Darüber hinaus sollen Großkomponenten und nicht freimessbare Betonplatten in den Stahlblechcontainer eingebracht werden. Dieser KC-IV-Typ wird immer durch Zementierung formstabil fixiert [BFS03B, BAM03B, EB13A, EB13B, EB03B].

Der Stahlbetoncontainer ist als qualifizierte Verpackung ohne spezifizierte Dichtheit anzusehen und erfüllt die Anforderungen zur Qualifizierung als

- störfallfeste Verpackung der Abfallbehälterklasse II,
- nicht störfallfeste Verpackung der Abfallbehälterklasse II,
- störfallfeste Verpackung der Abfallbehälterklasse I,
- nicht störfallfeste Verpackung der Abfallbehälterklasse I.

In den KC IV sf + nsf dürfen gemäß BfS-Prüfzeugnis folgende Inhalte eingefüllt werden:

- ABK II sf:
 - Vergussmaterial Beton
 - Innenbehälter formstabil vergossen mit
 - formstabil fixiertem (zementiertem) Inhalt
 - formstabil fixiertem (hochdruckverpresstem) Inhalt
- ABK II nsf:
 - Vergussmaterial Beton
 - Innenbehälter (Fässer, B-Eimer, Kunststoffbehälter) mit
 - formstabil fixiertem (zementiertem) Inhalt
 - formstabil fixiertem (hochdruckverpresstem) Inhalt
 - Schüttgut
 - Groß-Komponenten
- ABK I sf:
 - Vergussmaterial Beton
 - Formstabil vergossene Innenbehälter (Fässer, B-Eimer, Kunststoffbehälter) mit
 - formstabil fixiertem (zementiertem) Inhalt
 - formstabil fixiertem (hochdruckverpresstem) Inhalt
 - Schüttgut
- ABK I nsf:
 - Vergussmaterial Beton
 - Innenbehälter (Fässer, B-Eimer, Kunststoffbehälter) mit
 - formstabil fixiertem (zementiertem) Inhalt
 - formstabil fixiertem (hochdruckverpresstem) Inhalt
 - Schüttgut

Der Eignungsnachweis für diesen Abfallbehälter ist auf die Beladung mit 200-l-Fässern mit fixierten radioaktiven Abfällen beschränkt. Die Einschränkung ist notwendig, da der thermische Nachweis nicht mit dem Stahlblechcontainer durchgeführt wurde, sondern mit einem A200-Fass. Bei Vorlage entsprechender Nachweise ist eine Erweiterung einzubringender Abfälle in den Container möglich [BFS03B, BAM03B, EB13A, EB13B, EB03B].

II.3.2.8 KC V sf + nsf

Der Stahlblechcontainer Typ V ist für die Aufnahme von festen radioaktiven Abfällen der Abfallproduktgruppe APG01 bis APG06 vorgesehen. Er ist in den Ausführungen A und B erhältlich. Der Stahlblechcontainer vom Typ V ist als qualifizierte Verpackung ohne spezifische Dichtigkeit anzusehen und erfüllt die Anforderungen zur Qualifizierung als

- störfallfeste Verpackung der Abfallbehälterklasse II (Ausführung B),
- nicht störfallfeste Verpackung der Abfallbehälterklasse II (Ausführung B),
- störfallfeste Verpackung der Abfallbehälterklasse I (Ausführung B),
- nicht störfallfeste Verpackung der Abfallbehälterklasse I (Ausführung A und B).

Der störfallfeste KC V ist laut vorliegendem BfS-Prüfzeugnis BfS/EWB/01/2005 und Datenblatt EWB-DB-170602-B-KC5 als Verpackung der Abfallbehälterklasse I und II geeignet. Laut dem Datenblatt beträgt das Bruttovolumen des KC III $10,9 \text{ m}^3$ und das Hohlvolumen $9,8 \text{ m}^3$ bei Abmessungen von $3200 \times 2000 \times 1700 \text{ mm}$. Die maximale Gesamtmasse des KC V beträgt $2,0 \cdot 10^4 \text{ kg}$, sein Eigengewicht beträgt ohne Einbauten 1850 kg bis 3000 kg . Für seine Handhabung sind 8 Ecken mit ISO-Eckbeschlägen versehen [BFS03C, BAM05, EB05, EB13D, EBA, BFS05, EBB, EB13E]. Die Stirn- und Seitenwände haben eine Dicke von 3 mm , der Boden und der Deckel sind jeweils 5 mm dick, der Deckel ist in Ausführung A zusätzlich mit einer 20 mm dicken Blechtafel verstärkt. Der Behälter verfügt über einen äußeren korrosionsresistenten Schutzanstrich. Die Innenbeschichtung besteht aus einer mindestens 3 mm dicken Polyurethan-Schicht mit zusätzlichem Schlagschutz aus 6 mm Polyurethanschaum oder einem 2-schichtigen Anstrich auf Epoxidharzbasis. Als Material der Dichtung zwischen Behälterkörper und Deckel wird Ethylen-Propylen-Dien-Kautschuk (EPDM) verwendet.

Die Ausführung B ist ausschließlich für in Beton fixierte Abfälle vorgesehen, während die Ausführung A auch mit losen Abfällen beladen werden kann. Vor der erstmaligen Beladung ist ein Sicherheitsnachweis zum thermischen Verhalten des Abfallprodukts in Verbindung mit der Containerbauart dem BfS/der BGE vorzulegen. Bei der Beladung des nicht störfallfesten KC V mit der Beschichtungsvariante 2 sind Abfälle so einzubringen das Beschädigungen des inneren Korrosionsschutzes ausgeschlossen sind.

II.3.3 Methodik zur Planung der Verpackung von Be für das Endlager Konrad

Für die Erstellung der Planung der Verpackung des Berylliums für das Endlager Konrad und der dazugehörigen Planung der Beladungen wurden verschiedene Arbeitsschritte durchgeführt, die im Folgenden beschrieben werden.

II.3.3.1 Aktivitätsangaben

Um die Beladeplanung durchführen zu können, ist es notwendig, das radiologische Inventar der Abfälle möglichst genau zu kennen. Im Wesentlichen wurden dabei drei Informationsquellen genutzt, um quantitative und qualitative Informationen über die notwendigen Nuklide für die erwarteten Abfälle zu erhalten. Die erste Datenquelle bezüglich der Nuklidaktivitäten ist das MCNP-Modell des IKE, Stuttgart für Beryllium [IKE17]. In diesen Modellen, die auf der Leistungshistorie und dem Aufbau des Reaktors

beruhen – wobei die Leistungshistorie für den nach Erstellung der Modelle noch stattfindenden Betrieb nur abgeschätzt werden konnte – wurden orts aufgelöst die Aktivitäten einer Reihe von Nukliden (ca. 50 Stück) bestimmt. Als weitere Datenquelle wurden Erfahrung mit der radiologischen Charakterisierung für Endlagerfragen aus anderen Anlagen verwendet, an Hand derer eine grobe Abschätzung der Aktivitäten für die übrigen, nicht mit MCNP berechneten Konrad-Nuklide getroffen werden konnte.

II.3.3.2 Konrad-Prüfung

Die Konrad-Prüfung für die einzelnen virtuellen Behälter wurde mit Hilfe einer Excel-Tabelle durchgeführt. Die Tabelle enthält dabei Funktionen, um aus Aktivitäten einzelner Nuklide die Aktivitäten der übrigen Nuklide zu ermitteln, um Abklingrechnungen durchzuführen sowie die Durchführung der Konrad-Prüfung der Behälter.

Für die Aktivitätsberechnung wurden Routinen erstellt, mit deren Hilfe die Berechnungen durchgeführt werden. Die Makros enthalten verschiedene Module, die je nach Bedarf genutzt werden können. Für die Endlagerprüfung des Berylliums wurden nur die Module zu den Korrelationen und Zerfallsreihen inkl. Abklingrechnung genutzt. Weitere Module wie z. B. zur Einbindung von Messdaten aus einer Fassmessanlage wurden nicht genutzt. Bei der Konrad-Prüfung selbst werden die berechneten Aktivitäten (Erwartungs- und Prognosewerte) mit den jeweiligen Grenzwerten verglichen und die Anteile am S_S bzw. S_W bestimmt. Ebenfalls werden die Tabelle 10-Nuklide auf Einhaltung ihrer Grenzwerte geprüft. Auch eine Prüfung der Kritikalitätsanforderungen findet statt [HZB20A, HZB20B].

II.3.3.3 ODL-Begrenzungen

Zur Überprüfung der ODL-Begrenzungen wurden mit MERCURAD [MER08] ODL-Berechnungen durchgeführt. Anhand des Programmes Visit 2.10.0 (MCNP-Auswertetool) wurden die nuklidspezifischen Aktivitäten der einzelnen aktivierten Bauteile aus Beryllium bestimmt. Visit ermöglicht eine 3D-Darstellung des Berylliums mit Falschfarbenabbildung (pseudocolour plot) der Aktivitätsverteilung eines Nuklides. Mit dem Operator „data slicing“ kann man den Berylliumreflektor gezielt teilen und somit die Aktivitätsverteilung eines Nuklides auf der festgelegten Fläche bestimmen. So wurden alle Elemente des Berylliumreflektors einzeln auf homogene Aktivitätsverteilung geprüft. Wenn sich die Aktivitätsverteilung als heterogen ergab, wurde das Element in weitere Stücke zerlegt, um eine spätere präzisere Darstellung der ODL in MERCURAD zu gewährleisten. Anhand eines durch IKE in Excel geschriebenen Programmes wurden die in Visit bestimmten Volumina aufgerufen und die Aktivität der einzelnen Nuklide berechnet. Für jedes Bauelement des Reflektors wurden somit die Aktivitäten von 50 Nukliden ermittelt und anschließend in einer Tabelle zusammengefasst.

Daraufhin wurde der entsprechende Behälter (KC oder MOSAIK) mit seinen Betonwänden, seiner Bleiabschirmung und seinen jeweiligen Stahlausrüstungen in MERCURAD modelliert und die verschiedenen Bauelemente wie in der virtuellen Beladeplanung zusammengesetzt. Das Material, die Dichte und die homogene Aktivierungsverteilung der Nuklide gingen als Eingangsgrößen der Berechnung mit MERCURAD ein. Die Aktivitäten der vier ODL-relevanten Nuklide des Berylliums (^{60}Co , ^{134}Cs , ^{137}Cs und ^{154}Eu) wurden verwendet und für jedes Bauelement oder jedes eingeteilte Stück eines Beryllium-Bauteiles in MERCURAD erfasst. Anschließend wurden an der Oberfläche und in einem Meter Abstand

des modellierten Behälters eine Reihe von virtuellen ISOCS-Detektoren (In Situ Object Counting System (Gamma Detektor)) angebracht und die Berechnungen durchgeführt. In MERCURAD sind für jedes Nuklid die Strahlungsarten und deren Energien hinterlegt. Die Berechnungen sind gestützt auf dem MERCURE Code.

An dem MOSAIK-Behälter der alten inneren Schicht wurde messtechnisch neben der Gamma-ODL auch der Anteil aus Neutronenstrahlung bestimmt. Diese ist laut Aussagen des Strahlenschutzes um einen Faktor 20 geringer als der Anteil aus der Gammastrahlung. Daher wird davon ausgegangen, dass die Neutronen-ODL keinen großen Beitrag zur Gesamt-ODL beiträgt. Diese wird deshalb vernachlässigt. Durch diese Berechnung wird die erwartete ODL der Behälter abgeschätzt, um zu prüfen, ob die Annahmebedingungen der EBK eingehalten werden.

II.3.3.4 Beladeplanung

Für einzelne Komponenten wurden virtuelle Beladeplanungen vorgenommen. Bei diesen wurden mit Hilfe von 3-D-Modellen der Komponenten und der Behälter die zu verpackenden Abfälle in den Behältern platziert. Das Beladeprinzip war in diesem Fall Versuch-und-Irrtum. Die Bauteile wurden so lange arrangiert, bis eine Konfiguration gefunden war, bei der die Bauteile in den Behälter eingelegt werden konnten. Anschließend wurde eine ODL-Berechnung durchgeführt. Wurde die ODL-Begrenzung in der Konfiguration nicht eingehalten, so wurde die Geometrie angepasst bzw. es wurden weitere Abschirmungen virtuell in den Behälter eingebracht. Bei diesen Planungen wurde auch darauf geachtet, dass die maximale Masse der Behälter eingehalten werden konnte. Parallel zur Beladeplanung durch HZB wurde für die Beryllium-Abfälle auch eine Beladeplanung durch die Behälterhersteller vorgenommen. Diese bestätigen die hier vorgestellten Beladekonfigurationen.

II.3.3.5 Auswahl der Behälter

Bei der Auswahl der Behälter wird auf verschiedene Gesichtspunkte geachtet. Es wird betrachtet, welches Endlagervolumen die Abfälle benötigen, ob sie die Endlagerungsbedingungen in dem jeweiligen Behälter einhalten können und ob ein Betonverguss der Abfälle notwendig ist. Letzteres ist wichtig, weil die Werkstoffverträglichkeit zwischen Beryllium und Beton nicht gegeben ist.

Auch ein Verguss der Behälter bei Verwendung von Innenbehältern soll nach Möglichkeit vermieden werden, da dieser sowohl in der Durchführung als auch in der Dokumentation aufwändig ist und zu Problemen mit der Massenbegrenzung führen kann. Darüber hinaus wird darauf geachtet, dass eine möglichst kleine Anzahl an Behältern verwendet wird und die radioaktiven Abfälle so verarbeitet werden, wie es unter radiologischen, stofflichen und Strahlenschutzaspekten sinnvoll ist.

II.3.4 Einhaltung der EBK durch Beryllium

II.3.4.1 Inventar

Das Beryllium-Inventar des BER II besteht aus den Reflektorelementen (16 Stück, seit 1991 eingesetzt), der inneren Reflektorschicht (seit 2006 eingesetzt) sowie der äußeren Reflektorschicht (seit 1991 eingesetzt). In einer Umbaumaßnahme 2006 wurde die seit 1991 im Einsatz befindliche innere Schicht getauscht und in einen MOSAIK-Behälter verbracht. Sie befindet sich noch auf der Anlage und muss ebenfalls entsorgt werden. Auch die Beryllium-Komponenten mit 45,4 kg Beryllium im Stopfenlager müssen entsorgt werden. Eine Übersicht über die Massen und Aktivitäten der Beryllium-Elemente ist in Tabelle 28 dargestellt. Zusätzlich kommen noch die Beryllium-Füllungen (Tabletten) der Zuganker hinzu, die insgesamt 4,8 kg Beryllium enthalten. Die Aktivitäten der Reflektorelemente wurden [IKE17] entnommen. Die übrigen Aktivitäten und die Massen wurden [HZB18] entnommen. Alle Aktivitäten sind in Bq angegeben.

Auf Grund der chemischen Eigenschaften ist ein direkter Verguss mit Beton für Beryllium nicht möglich, da die Werkstoffe Beryllium und Beton unverträglich sind und ein Verguss zu einer unzulässigen Gasentwicklung führt. Für jede Beladevariante werden die relevanten Grenzwerte des Endlagers Konrad sowie ihre Ausschöpfung bzw. die Aktivitäten der KC angegeben. Für die Nuklide aus Tabelle-10 werden nur die Überschreitungen angegeben. Dabei erfolgen die Angaben für die frühest-mögliche Einlagerung im Endlager Konrad (2030) sowie eine angenommene späteste (2060). Grenzwertüberschreitungen sind in den jeweiligen Tabellen rot hinterlegt, Überschreitungen von Werten, die durch Ausgleichsgebilde ausgeglichen werden können, sind in orange hinterlegt. Keine farbige Hinterlegung bedeutet, dass der entsprechende Wert eingehalten wird.

Tabelle 28: Übersicht über die Massen und aufgrund von theoretischen Berechnungen erwarteten Aktivitäten der Berylliumkomponenten am 01.01.2023.

	Einheit	Reflektor- elemente	Innere Schicht	Äußere Schicht	MOSAIK (alte innere)	Summe
Masse	kg	81,4	305,5	997,6	305,5	1731,4
³ H	Bq	1,26 E+15	7,83 E+14	3,71 E+14	4,74 E+14	2,89 E+15
¹⁰ Be	Bq	1,34 E+10	2,53 E+10	6,44 E+10	3,07 E+10	1,34 E+11
¹⁴ C	Bq	4,35 E+11	8,29 E+11	2,10 E+12	1,00 E+11	3,46 E+12
⁶⁰ Co	Bq	3,09 E+12	1,20 E+13	1,57 E+13	1,86 E+09	3,07 E+13
Andere Nuklide	Bq	1,52 E+12	3,60 E+12	5,80 E+12	2,88 E+12	2,44 E+14

II.3.4.2 Behälterauswahl

Da jeder Behältertyp unterschiedlichen Handhabungsanweisungen und Anforderungen unterliegt, ist es bei Rückbauprojekten üblich, sich auf wenige Behältertypen zu beschränken. Daher werden bevorzugt die Behältertypen betrachtet, die in den kerntechnischen Anlagen der öffentlichen Hand bereits üblich sind. Im Folgenden werden die Vor- und Nachteile einiger Behältertypen erläutert und bereits eine Vorauswahl getroffen und begründet. Somit verringert sich der Aufwand bei der konkreten Zuordnung des Berylliums zu den Behältertypen, da so nur wenige verschiedene Typen betrachtet werden müssen.

II.3.4.2.1 KC V

Bei der Verwendung von 200-l-Fässern hat in der Regel der KV V die beste Volumenausnutzung (Abfallvolumen pro Endlagervolumen). Bei diesem ist jedoch zu beachten, dass die Gebindemasse auf 20.000 kg beschränkt ist. Da das Beryllium nicht in Fässer gepackt wird sondern direkt in die KC bzw. einen noch zu konstruierenden speziellen Innenbehälter verladen werden soll, ist der KC V auf Grund der hohen Abfalldichten und Abfallmassen keine zielführende Wahl [BFS03C, BFS05, BAM05, EB05, EB13D, EBA, EBB]. Da eine störfallfeste Verpackung notwendig sein wird, ist ein KC V außerdem nicht möglich, weil in ihm die zulässige Gesamtmasse nicht eingehalten werden kann.

II.3.4.2.2 KC III

Der KC III hat die gleiche Grundfläche wie ein KC IV, ist jedoch höher und hat dadurch ein größeres Volumen. Da das Beryllium voraussichtlich störfallfest verpackt werden muss (Betonverguss), ist eine Verwendung von KC III auf Grund der Massenbegrenzung nicht sinnvoll [BFS06A, EB18B, BFS06B, EB12].

II.3.4.2.3 KC II

Den KC II gibt es in zwei Varianten, einmal als nicht störfallfeste Verpackung der ABK I und einmal als Behälter ABK I+II sf+nsf. Für letzteren Behälter ist die Zulassung beantragt, aber noch nicht erfolgt. Für den Behälter ABK I+II sf+nsf ist die Verwendung von Innenbehältern und ein Betonverguss der Innenbehälter im KC vorgesehen. In dieser Variante können Abschirmungen von bis zu 80 mm Blei sowie 120 mm Beton verwendet werden. Der Innenbehälter kann so konstruiert werden, dass eine Unterwasserbeladung möglich ist [BFS12, EB11, EB18A].

II.3.4.2.4 KC IV

Den KC IV gibt es in zwei Varianten, eine nur ABK I nicht störfallfest und eine, die auch als störfallfeste und ABK II-Verpackung verwendet werden kann. Diese unterscheiden sich dadurch, dass das Modell ABK I+II sf+nsf („KC IV mit leichtem Deckel“) immer mit Beton vergossen werden muss, während der Abfall in dem Behälter, der nur eine ABK I nsf-Zulassung hat („KC IV mit schwerem Deckel“), auch mit anderen Materialien wie Kies oder Ketten fixiert werden kann. Auf Grund der radiologischen Eigenschaften des Berylliums ist jedoch eine störfallfeste Verpackung notwendig, so dass nur die Variante mit leichtem Deckel und Betonverguss in Frage kommt. In diesem Fall müssen Innenbehälter verwendet werden, um das Beryllium vom Beton zu separieren. Der noch zu konstruierende Behälter kann so ausgelegt werden, dass eine Unterwasserbeladung möglich ist [BAM03A, BAM03B, BFS03A, BFS03B, EB02, EB03A, EB03B, EB13A, EB13B, EB13C].

II.3.4.2.5 MOSAIK

Alternativ zu einem KC wird für das Beryllium auch eine Verwendung von MOSAIK-Behältern geprüft. Diese haben den Nachteil, ein schlechteres Verhältnis zwischen Abfall- und Endlagervolumen zu haben, jedoch haben sie den Vorteil der möglichen Unterwasserbeladung und dass sie eine Zulassung als Typ-B(U)-Versandstück haben und nicht mit Beton vergossen werden müssen [BKE18, GNS15, GNS20,

GNS19A, GNS19B]. Für zwei der notwendigen MOSAIK-Behälter können vsl. die Wärmesummenwerte 2030 noch nicht eingehalten werden. Dies kann man jedoch durch Ausgleichsgebäude oder durch eine Abklingzeit von ca. 10 Jahren umgehen.

II.3.4.3 Grenzwerte

Für das radioaktive Beryllium kommen verschiedene Verpackungsvarianten in Betracht. Da es sich bei Beryllium um Material handelt, das nicht so einfach an die Landessammelstelle abgegeben werden kann, werden die Anteile Rückbauabfall und Betriebsabfall in dieser Studie gemeinsam betrachtet. Sollte für die Betriebsabfälle eine Abgabe an die ZRA möglich/sinnvoll sein, so verringern sich die hier benannten Mengen entsprechend. Dabei werden für das radioaktive Beryllium mehrere Verpackungsvarianten durchgespielt. Die erste Variante, die betrachtet wird, ist eine Verpackung in MOSAIK-Behälter. Als zweite mögliche Verpackung wird ein KC IV diskutiert und danach wird die Möglichkeit der Verwendung eines KC II analysiert.

Tabelle 29: Grenzwerte und Aktivitäten für spaltbare Stoffe unter Berücksichtigung der Berylliummenge für Gussbehälter Typ II bzw. KC IV.

	²³³ U	²³⁵ U	²³⁹ Pu	²⁴¹ Pu
Grenzwert Gussbehälter Typ II (Bq)	1,8E+09	5,5E+06	8,7E+08	7,2E+11
Grenzwert KC IV (Bq)	1,8E+09	2,6E+05	4,1E+09	3,4E+12
Aktivität (Bq)	1,6E-02	2,1E+03	1,4E+06	5,5E+11

Die verschärften Spaltstoffbegrenzungen auf Grund des Beryllium-Gehalts von über 360 kg gemäß Grundanforderungen der EBK werden für das Beryllium als Ganzes eingehalten. Es werden sowohl die Grenzwerte für den KC IV als auch für den Gussbehälter Typ II (MOSAIK-Behälter) eingehalten, wie Tabelle 29 zeigt.

II.3.4.4 MOSAIK

Verwendet man MOSAIK-Behälter zur Verpackung des Berylliums, so ist es schon aus geometrischen Gründen notwendig, mehrere Behälter zu verwenden (im Folgenden #1 bis #6 genannt). Im Folgenden wird eine mögliche Beladekonfiguration unter der Verwendung von 6 Behältern vorgestellt. Abbildung 20 zeigt beispielhaft die Beladung für den MOSAIK-Behälter #3 mit Teilen der inneren und äußeren Reflektorschicht.

Für fünf Behälter wurden 35 mm Bleiabschirmungen verwendet (Äußere und 2x innere Beryllium-Schicht), für den mit den Reflektorelementen eine 100 mm-Bleiabschirmung. Rechnungen mit MERCURAD [MER08] zeigen, dass sich in dieser Konfiguration die ODL-Begrenzungen einhalten lassen. Massenbegrenzungen lassen sich durch das Beryllium ebenfalls ohne Schwierigkeiten einhalten. Die berechneten ODL liegen alle im Bereich < 1 mSv an der Oberfläche. Für einzelne Behälter liegt die erwartete ODL in 1 m Abstand leicht über dem Grenzwert.

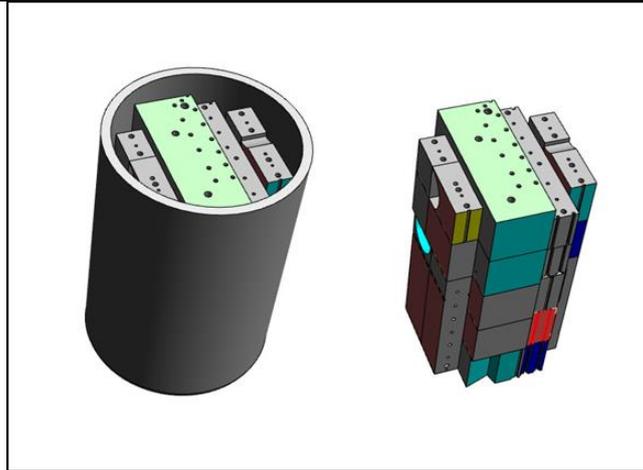


Abbildung 20: Beladeschema für einen der MOSAIK-Behälter, links dargestellt die Bleiabschirmung, rechts ohne Abschirmung. Nicht dargestellt sind der MOSAIK-Behälter und der Deckel des Behälters.

Da die ODL im Wesentlichen durch ^{60}Co verursacht wird und die Aktivitätswerte zum Abschaltzeitpunkt verwendet wurden, wird die ODL bis zur Abgabe an das Endlager Konrad nach 2030 eingehalten werden. Tabelle 30 zeigt die Ausschöpfungen der Summenwerte sowie der relevanten Garantiewerte für ^3H und ^{14}C für die virtuellen MOSAIK-Behälter. Wie man sieht, sind die entscheidenden Punkte bezüglich der Endlagerung neben dem Tabelle-10-Nuklid ^{204}Tl , das voraussichtlich nur in deutlich geringerer Menge real in Beryllium vorliegt (bei den Materialverunreinigungen wurde konservativ gerechnet), der hohe Anteil an ^3H sowie bei zwei Behältern die Einhaltung der Wärmesummenwerte.

Insgesamt ist HZB bei dieser Beladevariante darauf angewiesen, dass die real eingelagerten ^3H -Aktivitäten in sechs Jahren so deutlich unter den Garantiewerten liegen, dass die MOSAIK-Behälter durch die anderen in den Jahren eingelagerten Gebinde anderer Ablieferungspflichtiger ausgeglichen werden können. Insgesamt liegen die ^3H -Werte um ungefähr einen Faktor 100 bis 1000 über den Garantiewerten. Ob ein Ausgleich der entsprechenden Aktivitäten realistisch ist, muss mit der BGE, der Konrad-Koordinierungsstelle sowie den anderen Ablieferungspflichtigen abgestimmt werden.

Tabelle 30: Prüfung der Konrad-Grenzwerte für die möglichen MOSAIK-Behälter mit Beryllium. Im oberen Teil der Tabelle sind die Werte für das Abgabjahr 2030 und im unteren Teil die für 2060 dargestellt. Nuklidaktivitäten sind in Bq angegeben, Summenwerte einheitenlos. Gelb markiert sind Überschreitungen, die durch Ausgleichsgebilde ausgeglichen werden können. Rot markiert sind Überschreitungen, bei denen dies nicht möglich ist.

	Grenzwert	#1	#2	#3	#4	#5	#6
SS2030	1	0,02	0,04	0,03	0,02	0,02	0,02
SW2030	1	0,7	1,5	1,01	0,82	0,6	0,8
SK2030	1	0,002	0,002	0,002	0,001	0,0009	0,001
³H 2030	1,9E11	3,0E14	9,0E14	2,7E14	1,8E14	6,8E13	8,8E13
¹⁴C 2030	8,4E12	1,0E11	4,4E11	1,1E12	8,1E11	5,5E11	7,3E11
Tab. 10 – 204Tl	1,3E10 S _S 2,9E08 S _w	1,7E10	6,9E10	5,6E10	5,6E10	5,7E10	7,3E10
Nuklide		³ H ⁶⁰ Co ²⁴⁴ Cm	³ H ⁶⁰ Co ²⁴⁴ Cm ¹⁴ C	⁶⁰ Co ³ H ¹⁴ C ¹⁵⁴ Eu-	³ H ⁶⁰ Co ¹⁴ C ¹⁵⁴ Eu	⁶⁰ Co ³ H ¹⁵⁴ Eu ¹⁴ C	⁶⁰ Co ³ H ¹⁴ C ¹⁵⁴ Eu
SS2060	1	0,004	0,009	0,01	0,008	0,005	0,007
SW2060	1	0,15	0,31	0,23	0,2	0,11	0,14
SK2060	1	0,0004	0,0005	0,0005	0,0004	0,0003	0,0004
³H 2060	1,9E11	5,6E13	1,7E14	5,0E13	3,3E13	1,3E13	1,6E13
¹⁴C 2060	8,4E12	9,9E10	4,3E11	1,1E12	8,1E11	5,5E11	7,3E11
Tab. 10 – 204Tl	1,3E10 S _S 2,9E08 S _w	7,0E07	2,8E08	2,3E08	2,3E08	2,3E8	3,0E08
Nuklide		³ H ⁶⁰ Co ²⁴⁴ Cm	³ H ²⁴⁴ Cm ¹⁴ C	³ H ¹⁴ C ¹⁰ Be	¹⁴ C ³ H ¹⁰ Be	¹⁴ C ³ H ²³⁸ Pu	¹⁴ C ³ H ¹⁰ Be

Bezüglich des Transportrechtes muss das Beryllium in jedem Fall als Versandstück Typ B transportiert werden, da die A2-Werte um ein Vielfaches überschritten werden. Da das Tritiuminventar des Berylliums durch den Inventarbericht der Behälter nicht abgedeckt ist, muss vor Transport eine Erweiterung der Transportzulassung erwirkt werden.

Aus der Zulassung der Behälter folgt, dass für folgende Themenkomplexe Nachweise erbracht werden müssen:

- Ausreichende Abschirmung
- Zulässige Wärmeleistung
- Zulässiger Druckaufbau
- Ausreichende Aktivitätsrückhaltung
- Zulässige Masse spaltbarer Nuklide

Die ausreichende Abschirmung wird nachgewiesen durch die MERCURAD-Berechnungen. Die Überprüfung der zulässigen Wärmeleistung erfolgt aktuell durch die GNS, da dem HZB für eine entsprechende Prüfung die notwendigen Informationen bezüglich der Grenzwerte fehlen. Der zulässige Druckaufbau kann eingehalten werden, da ein Betonverguss nicht notwendig ist und daher keine Gasentwicklung zu erwarten ist. Die ausreichende Aktivitätsrückhaltung wird durch das Vorliegen der Aktivität als metallisch gebundene Aktivität sowie den Behälter sichergestellt. Auf Grund des geringen Spaltstoffgehaltes ist die Einhaltung der zulässigen Masse spaltbarer Nuklide sicherlich möglich, auch ohne, dass dem HZB hier ein genauer Grenzwert bekannt ist.

II.3.4.5 KC IV

Verpackt man das Beryllium in einen Konrad-Container Typ IV, so muss man die Variante mit Zulassung ABK II störfallfest, Prüfzeugnis BfS/EWB/04/2003 wählen, da eine Verpackung als ABK II sf auf Grund der hohen Aktivitäten notwendig ist.

II.3.4.5.1 Geometrie und ODL

Auf Grund der Abmessungen des KC IV kann man den Berylliumreflektor als Ganzes nehmen und in den KC IV einstellen, äußere und innere Schicht gemeinsam. In die Innere Schicht kann die alte innere Schicht, die Zuganker und die Beryllium-Stopfen eingelegt werden. Diese Konfiguration hat den Vorteil, dass im Inneren des Reflektors kaum Hohlräume sind, die fixiert werden müssen. Den letzten verbliebenen Hohlraum kann man ggf. mit PE fixieren. Die Reflektorelemente werden seitlich neben der äußeren Schicht positioniert. Da sie auf der Stirnseite platziert sind, kann die höhere Abschirmung durch die Länge des KC ausgenutzt werden, um sie abzuschirmen. Das Beryllium wird in einen Innenbehälter mit Bleiabschirmung der Dicke 50 mm eingestellt. Da nach einem Betonverguss des KC das zulässige Gesamtgewicht nicht eingehalten werden kann, werden zusätzlich PE-Platten in den KC eingelegt, da diese leichter als der Vergussbeton sind. In Abbildung 21 sind diese in grün dargestellt.

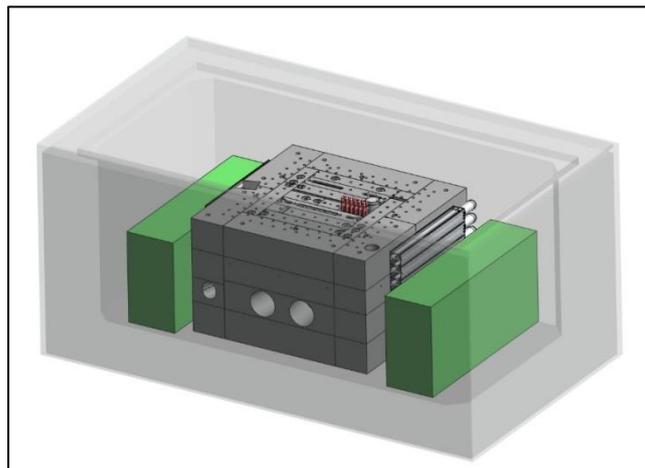


Abbildung 21: Beladeschema für den KC IV mit Beryllium. In grün ist das PE, um das Gewicht der KC zu senken. Dargestellt sind nur die Beryllium- und PE-Abfälle. Die Innenbehälter sind nicht dargestellt.

Zur Abschätzung der ODL wurden Berechnungen mit MERCURAD durchgeführt. Die verwendete Beladekonfiguration ist in Abbildung 21 dargestellt. Dabei wurden zur Berechnung die Aktivitätswerte für 2022 verwendet. Somit wird die ODL bis zur Ablieferung an das Endlager Konrad, die frühestens 2030 erfolgen kann, noch abnehmen. Die Berechnungen ergeben, dass die ODL bis zu 10 mSv/h an der Oberfläche beträgt. Somit würde der Grenzwert für die maximale ODL gerade so eingehalten. Auf Grund der Aktivitätsverteilung im Beryllium kann davon ausgegangen werden, dass die ODL im Mittel über den erlaubten 2 mSv/h liegt. Somit ist eine Abklingzeit vor der Ablieferung an das Endlager Konrad notwendig. Da ^{60}Co das ODL-bestimmende Nuklid ist, kann man davon ausgehen, dass sich die ODL in den ersten Jahren ca. alle fünf Jahre halbiert. Somit würde die maximale ODL bis ca. 2035 unter den erlaubten Mittelwert fallen, so dass die Einhaltung der ODL-Begrenzung sicher möglich ist. Eine solche Abklingzeit ist auch auf Grund der Summenwerte notwendig, wie im nächsten Abschnitt beschrieben, daher kann die ODL-Begrenzung zuverlässig eingehalten werden. Dabei ist zu beachten, dass bei diesen Betrachtungen der Anteil der ODL durch Neutronenstrahlung nicht berücksichtigt wurde, da dieser gemäß Aussagen des Strahlenschutzes 2006 um einen Faktor 20 geringer als die Gammadosis war.

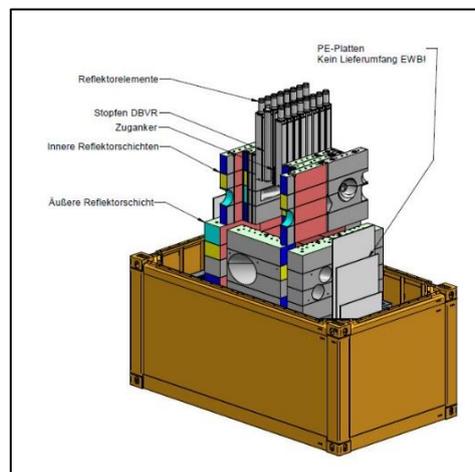


Abbildung 22: Verpackungsplanung für Beryllium, die durch EWB erstellt wurde. Zur besseren Übersicht sind die Beryllium-Teile und die PE-Platten herausgezogen dargestellt [EB19].

Parallel zur Beladepfung, die durch HZB durchgeführt wurde, wurden mit den Geometrien der Beryllium-Komponenten auch eine Beladepfung durch den Behälterhersteller Eisenwerke Bassum mbH durchgeführt. Das Ergebnis zeigt Abbildung 22. Die Unterschiede sind zwischen der durch das HZB erstellten Beladepfung und der von EWB nur gering. Die Gesamtmasse des mit Beton vergossenen KC wird auf ca. 17,4 Mg geschätzt. Somit kann die Massenbegrenzung sicher eingehalten werden.

II.3.4.5.2 Aktivitätsbegrenzungen

Für den KC IV mit dem gesamten Beryllium wurde die Einhaltung der radiologischen Begrenzungen des Endlagers Konrad geprüft. Dabei wurden die Grenzwerte der ABK II störfallfest zu Grunde gelegt. In Tabelle 30 sind die Aktivitäten und Grenzwerte der verschiedenen Anforderungen der EBK für 2030 und 2060 für den KC IV mit dem gesamten Beryllium dargestellt. Bei den Werten aus Tabelle 2 der EBK bzw. beim S_w handelt es sich um Sollwerte, die, wenn sich nicht eingehalten werden, durch andere

Gebinde – auch von anderen Ablieferungspflichtigen – ausgeglichen werden können, so dass der Grenzwert im Durchschnitt über die Gebinde eingehalten wird. Es zeigen sich Überschreitungen der Garantiewerte aus Tabelle 2 der EBK für ^3H , die durch entsprechende Ausgleichsgebinde im jeweiligen Kalenderjahr ausgeglichen werden können. Störfall- und Kritikalitätssummenwerte können eingehalten werden, ebenso die Grenzwerte für die weiteren spaltbaren Nuklide gemäß Tabelle III.4-1 der EBK [BFS14]. Das größte Problem bei der Verpackung des Berylliums stellt das Nuklid ^{204}Tl dar. Bei diesem Nuklid, das nicht Teil der Zerfallsreihen ist, resultiert die hohe Aktivität im MCNP-Modell aus der verwendeten Materialanalyse. Da die Verunreinigungen mit Thallium unterhalb der Nachweisgrenze liegen, wurde die Nachweisgrenze als Thallium-Anteil für die Berechnung im Sinne einer konservativen Abschätzung verwendet. Dieser liegt möglicherweise deutlich über den tatsächlichen Werten, daher sollte sich der ^{204}Tl -Anteil durch eine Analyse dieses Nuklids voraussichtlich deutlich verringern lassen. Auf Grund der Halbwertszeit des Nuklids ^{204}Tl von ca. dreieinhalb Jahren wäre auch eine weitere Abklinglagerung der KC möglich, falls das Ende der Einlagerung im Endlager Konrad nach 2060 liegen würde. Alternativ muss geklärt werden, ob man Überschreitungen der Grenzwerte zur thermischen Beeinflussung des Wirtsgesteins auch bei Tabelle-10-Nukliden durch Ausgleichsgebinde ausgleichen kann.

Tabelle 31: Prüfung der Konrad-Grenzwerte für den möglichen KC IV mit Be für die Abgabebahre 2030 und 2060. Gelb markiert sind Überschreitungen, die durch Ausgleichsgebinde ausgeglichen werden können. Rot markiert sind Überschreitungen, bei denen dies nicht möglich ist.

Grenzwert/Kategorie	Richtwert/Grenzwert	2030	2060
Tabelle 2 der EBK			
^3H	1,9E11	2,1E15	3,9E14
^{14}C	8,4E12	4,6E12	4,6E12
Sonstige α	1,9E14	9,6E11	2,6E11
Sonstige β/γ	3,7E15	1,9E13	2,4E12
Summenwerte			
S_s	1	0,2	0,06
S_w	1	1,4	0,24
S_k	1	0,002	0,0005
Tabelle 10 der EBK			
Überschreitungen	^{204}Tl überschreitet 2060 S _w -Grenzwert um Faktor 1,24, S _s -Grenzwerte eingehalten	^{204}Tl (S _s + S _w)	^{204}Tl

Wenn das ^{204}Tl -Problem gelöst werden kann und ausreichend Ausgleichsgebinde zur Verfügung stehen würden, könnte das gesamte Beryllium radiologisch in einem KC IV ABK II sf endgelagert werden. Daher wäre auch jegliche Aufteilung auf mehrere KC prinzipiell ebenfalls endlagerfähig – die Existenz von ausreichend Ausgleichsgebinden vorausgesetzt.

II.3.4.5.3 Chemisch-physikalische Kriterien

Für eine Verpackung als ABK II sf muss der KC IV vergossen werden. Ein direkter Verguss von Beryllium ist nicht möglich. Da Beryllium eine Abschirmung aus Blei benötigt, wird das Beryllium in eine Blechkiste mit 50 mm Blei-Inliner eingestellt. Dadurch wird neben der Abschirmwirkung auch die

Werkstoffverträglichkeit zwischen Beryllium, Innenbehälter und Vergussbeton sichergestellt. Der Resthohlraum um den Innenbehälter herum wird mit Beton vergossen. Da durch den Verguss die Masse des KC mehr als 20 Mg betragen würde, werden PE-Platten eingelegt, um das zu vergießende Volumen zu verringern (und ggf. die PE-Platten zu entsorgen). Sollten im Innenraum des Innenbehälters noch größere Hohlräume (außer den Bohrungen in den Beryllium-Blöcken) vorhanden sein, so könnten diese entweder mit einem speziellen Innenbehälter mit aktivierten Edelstahlteilen (z. B. Helicoils, Schrauben) oder mit PE gefüllt werden, um so die Hohlräume ausreichend zu minimieren, sodass ein Verguss im Inneren des Innenbehälters nicht notwendig ist.

II.3.4.5.4 Handhabung und Beladung

Beim Einsatz eines KC IV ist eine direkte Unterwasserbeladung des KC nicht möglich. Durch einen entsprechenden Innenbehälter (Einsatzkorb) ist eine Unterwasserbeladung möglich. Zum Krantransport des Behälters zum KC müssen ggf. Abschirmglocken verwendet werden. Durch die Verpackung des Berylliums in Einbaulage können die einzelnen Teile des Reflektors, so dies notwendig ist, durch die Zuganker oder eine ähnliche Konstruktion fixiert werden. Sollten die Resthohlräume klein genug sein, so ist dies nicht notwendig.

II.3.4.5.5 Transportrecht

Transportrechtlich ist ein Versand als Versandstück Typ B notwendig. Es wird daher notwendig sein, einen Transport mit einem Transportbehälter durchzuführen, der eine entsprechende Zulassung hat (z. B. der aktuell sich in der Qualifikation befindliche SD-20K der Firma Daher). Bei dieser Beladevariante – wie auch bei der Variante KC II – muss darauf geachtet werden, dass die Anforderungen der Berylliumbehälter bei der Zulassung des Transportfahrzeugs berücksichtigt werden.

II.3.4.6 KC II

Der Konrad-Container Typ II hat bisher noch keine Zulassung als ABK II-Behälter. Eine solche ist durch den Behälterhersteller jedoch beantragt. Die experimentellen Tests zum Störfallverhalten hat der Behälter gemäß Hersteller bereits vor Jahren erfolgreich bestanden. Im Folgenden wird davon ausgegangen, dass eine ABK II sf-Zulassung des Behälters bis zur Verpackung des Berylliums erwirkt wird, so dass die entsprechenden Grenzwerte der ABK II verwendet werden können.

II.3.4.6.1 Geometrie und ODL

Auf Grund der Abmessungen des KC II mit großem Innenraum kann man den Berylliumreflektor als Ganzes nehmen und in den KC II einstellen, äußere und innere Schicht gemeinsam. In die Innere Schicht kann die alte innere Schicht, die Zuganker und der Beryllium-Inhalt des Stopfenlagers eingelegt werden. Diese Konfiguration hat den Vorteil, dass im Inneren des Reflektors kaum Hohlräume sind, die fixiert werden müssen. Auf Grund der im Vergleich zum KC IV größeren verfügbaren Höhe können auch die Reflektorelemente in das Innere der Schichten eingebaut und so durch das Beryllium selbst abgeschirmt werden. In den verbleibenden Hohlraum kann man einen passenden Behälter einsetzen, in dem z. B. die Helicoils, Schrauben und Muttern aus Edelstahl aus den Kerneinbauten des BER-II entsorgt werden. Da

der Störfallsummenwert nur zu ca. 20 % ausgeschöpft wird und die Ausschöpfung des SW durch Edelstahl gering ist, können die Edelstahllaktivitäten im Vergleich zur Unsicherheit der Beryllium-Aktivität vernachlässigt werden. Eine endgültige Entscheidung über das Einbringen von aktivierten Edelstahl-Kleinteilen in diesen Behälter kann erst nach erfolgter radiologischer Charakterisierung getroffen werden.

Zur Bestimmung der erwarteten ODL wurden Berechnungen in der in Abbildung 23 gezeigten Beladekonfiguration mit MERCURAD durchgeführt. Diese ergeben für den Bezugszeitpunkt 2022 mit lokal bis zu 13 mSv/h an der Oberfläche eine Überschreitung der maximal erlaubten ODL. Dabei ist zu beachten, dass bei diesen Betrachtungen der Anteil der ODL durch Neutronenstrahlung nicht berücksichtigt wurde, da dieser gemäß Aussagen des Strahlenschutzes nur gering ist. Berücksichtigt man, dass dieser Behälter vsl. erst Anfang der 2050er Jahre an das Endlager abgeliefert werden kann, so lässt sich durch das Abklingen der ^{60}Co -Aktivität die ODL-Begrenzung sicher einhalten.

II.3.4.6.2 Aktivitätsbegrenzungen

Bezüglich Störfall- und Kritikalitätssummenwerten gelten in diesem Fall die Aussagen, die bezüglich des KC IV getroffen wurden, identisch für den KC II, da diese Konrad-Grenzwerte unabhängig vom verwendeten Behälter sind. Für den Summenwert zur thermischen Beeinflussung des Wirtsgesteins gibt es unterschiedliche Grenzwerte für die beiden Behälter. Für den KC II beträgt der S_w im Jahr 2030 4,0 und überschreitet damit den Wert von 1 deutlich. Für 2060 beträgt der S_w 0,55, so dass eine Einlagerung nach einer ausreichenden Abklingzeit ohne weitere Auflagen bezüglich Ausgleichsgebinden zum Ausgleich des Wärmesummenwertes möglich sein sollte. Für den KC II gibt es verschiedene Varianten mit unterschiedlich dicken Abschirmungen aus Beton, Stahl und Blei. Eine Übersicht über die Varianten ist im Kapitel zur Beschreibung der Behälter zu finden. Für die Beladung des Berylliums kommt nur die Variante mit großem Innenraum und einer Abschirmung aus 120 mm Beton und 80 mm Blei in Frage.

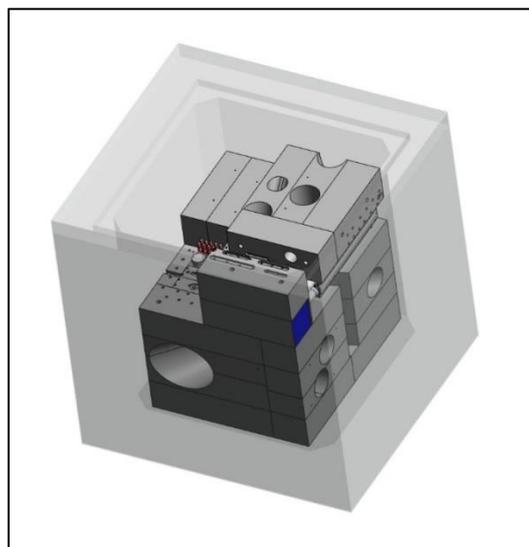


Abbildung 23: Mögliches Beladeschema für den KC II mit Beryllium.

II.3.4.6.3 Chemisch-physikalische Kriterien

Bezüglich Werkstoffverträglichkeit und der chemischen Beschaffenheit der Behälter gelten die im Kapitel über den KC IV erwähnten Randbedingungen für den KC II gleichermaßen.

II.3.4.6.4 Handhabung und Beladung

Bezüglich der Handhabung und Beladung gelten für den KC II die gleichen Randbedingungen wie für den KC IV.

II.3.4.6.5 Transportrecht

Da sich der KC II und der KC IV weder in ihrer transportrechtlichen Zulassung noch im geplanten Aktivitätsinventar unterscheiden, gelten die gleichen Bedingungen bezüglich des Transportes. Auf Grund des erst zu einem späteren Zeitpunkt möglichen Abtransports auf Grund der Überschreitung des S_w -Wertes ergeben sich durch das Abklingen des Inventars leicht geringere Werte für die zu transportierende Aktivität. Trotz des Abklings wird das Beryllium auch zum letztmöglichen Ablieferungszeitpunkt noch als Typ-B-Versandstück transportiert werden müssen.

II.3.4.6.6 Garantiewerte

Zum Thema Garantiewerte muss mit der BGE das Gespräch gesucht werden, um den Umgang mit deutlichen Überschreitungen der Garantiewerte zu besprechen. Auch innerhalb der Gruppe der Ablieferungspflichtigen der öffentlichen Hand laufen aktuell Gespräche, um den Umgang mit diesem Problem zu klären und ggf. gemeinsam mit der BGE zu verhandeln. Daher an dieser Stelle die Empfehlung, die Entscheidung über die Verpackung des Berylliums zu verschieben und erstmal die offenen Fragen mit der BGE als Betreiberin des Endlagers zu klären.

II.4 AP 4: Verwertung von dekontaminiertem Be

In Rahmen von AP4 erfolgt eine Betrachtung zu den Verwendungsmöglichkeiten von bestrahltem und ggfs. dekontaminiertem Be. Hierzu werden zunächst Informationen zur Produktion von Be zusammengestellt und anschließend mögliche Einsatzgebiete zur Weiterverwendung von Be im Bereich der Nuklearindustrie bzw. nach Freigabe identifiziert und diskutiert werden.

II.4.1 Herkunft und Produktion von Be

Beryllium ist mit einem mittleren Gehalt von 2,1 ppm in der Erdkruste ein vergleichsweise seltenes Element [RUD04]. Be kommt in mehr als 100 zumeist sehr seltenen Mineralen vor [TRU14]. Die häufigsten Be-haltigen Minerale sind Bertrandit ($\text{Be}_4\text{Si}_2\text{O}_7(\text{OH})_2$), Beryll ($\text{Al}_2\text{Be}_3\text{Si}_6\text{O}_{18}$), Chrysoberyll (Al_2BeO_4) und Phenakit (Be_2SiO_4).

Die gesamte weltweite Produktion von Beryllium erfolgt gegenwärtig aus der Gewinnung der Be-Mineralen Bertrandit und Beryll [LED16]. Bertrandit enthält ca. 15 Gew.-% Be und ist das wesentliche in den USA abgebaute Be-Mineral. Dabei enthalten die in den USA abgebauten Bertranditerze weniger als 0,5 Gew.-% Be. In allen übrigen Ländern in denen Be-Erze abgebaut werden, stellt Beryll (Be-Gehalt ca. 5 Gew.-%) das hauptsächliche Erzmineral dar; Beryll-Erze enthalten dabei typischerweise Be-Gehalte zwischen 2 und 4 Gew.-% Be. Zu den Ländern mit aktivem industriellen Be-Erzbergbau zählen gegenwärtig die USA, Brasilien, China, Madagaskar, Mosambik, Nigeria und Ruanda (siehe Tabelle 32). Dabei entfallen ca. 2/3 der weltweiten Gesamtfördermenge auf die USA [USG20]. Die gewinnbaren und wahrscheinlichen Reserven an Bertranditerzen in den USA werden mit 20.000 t Be angegeben; Daten zu den weltweiten Be-Reserven sind nach [USG20] nicht verfügbar. Die weltweiten verfügbaren Ressourcen werden auf ca. 100.000 t Be geschätzt, von denen 60% auf die USA entfallen.

Tabelle 32: Produktion von Be-Erzen (Metallinhalt Be) nach Förderländern [USG20].

Förderland	Produktion 2018	Produktion 2019
USA	165 t	170 t
Brasilien	3 t	3 t
China	48 t	70 t
Madagaskar	6 t	1 t
Mosambik	16 t	15 t
Nigeria	4 t	1 t
Ruanda	1 t	1 t
Gesamt	240 t	260 t

Gegenwärtig sind die USA, China und Kasachstan die einzigen Länder in denen eine Aufbereitung von Be-Erzen und -Konzentraten erfolgt. Dabei stellt das Be-Hydroxid $\text{Be}(\text{OH})_2$ das universelle Zwischenprodukt für die Herstellung von metallischem Be, Be-Legierungen und Be-Oxidkeramiken dar (siehe Kapitel II.4.2). Aufgrund eines angenommenen Anstiegs des Be-Bedarfs ist in Russland eine Wiederaufnahme der Gewinnung und Aufbereitung von Be-Erzen vorgesehen.

Neben der Gewinnung von Be aus Erzen wird ein Teil der in verschiedenen Produktions- und Nutzungsschritten anfallenden Be-haltigen Abfälle recycelt. So werden Be-haltige Schrotte und Abfälle, die bei der Herstellung von metallischem Be oder von Be-Legierungen anfallen in den Stoffkreislauf zurückgeführt. Dagegen ist die Rezyklierung und Aufarbeitung von Be-haltigen Materialien nach Ende ihrer Nutzung nur in bestimmten Fällen, z.B. bei hohen Materialvolumina und hohen Be-Gehalten sinnvoll. Die „End-of-life“ Rezyklierungsrate von Be ist daher gering [TRU14].

Die Weltjahresproduktion an Beryllium-Metall betrug 2018 etwa 230 t. In einer von der Europäischen Kommission in Auftrag gegebenen Studie über kritische Rohstoffe wird Beryllium als einer von 26 kritischen Rohstoffen für die EU eingestuft [EUK17]. Die Einfuhrabhängigkeit der EU wird mit 100% angegeben. Angaben zur gesamten Be-Rezyklierung innerhalb der EU liegen nach [EUK 11] nicht vor. Laut [EUK 10] werden allerdings bis zu 45% der bei der Verarbeitung von Kupfer-Beryllium-Legierungen anfallenden Schrotte wieder an die Legierungshersteller zurückgeführt.

Beryllium ist ein relativ teurer Rohstoff. Die aktuellen Preise von 2021 variieren abhängig von den Komponenten und ihrer Anwendung und Zusammensetzung [BES21]:

- vollständig bearbeitete Luftfahrtkomponente aus reinem Beryllium: 300 - 1.500 €/kg
- Aluminium-Legierung für Luft- und Raumfahrtkomponente mit 39 Gew.-% Be: 200 - 500 €/kg
- Kupfer-Legierung mit 2 Gew.-% Beryllium: 20 - 50 €/kg
- Kupfer-Legierung mit 0,3 Gew.-% Beryllium in Streifenform: 12 - 20 €/kg;

als Handelsprodukt in Form von Drähten oder Folien aus reinem Beryllium (> 99,5 Gew.-% Be) aber auch deutlich höher (> 10.000 €/g).

II.4.2 Verwendung von Be

Die Verwendung von Be erfolgt im Wesentlichen in Form von metallischem Be, in Form verschiedener Be-Cu- und Be-Al-Legierungen bzw. Verbundwerkstoffen sowie als Be-Oxidkeramiken. Im internationalen Vergleich stellen die USA mit ca. 55% den größten Abnehmer von Be-Produkten dar (Abbildung 24 (links)). Neben der weltweit größten Be-Legierungsproduktion betreibt die USA auch die meisten Nuklearanlagen, in denen Be eingesetzt wird [KAW13]. (Abbildung 24 (rechts) zeigt die Bereiche der Be-Anwendung in den USA, in denen der Anteil von Be für die nukleare Anwendung ungefähr 6% beträgt (zugeordnet unter Energie)).

Die Verwendung von Beryllium in der EU erfolgt zu 80% in Kupfer-Beryllium-Legierungen (0,1 - 2,0%), zu 15% als Be-Metall und zu 5% in Be-oxid-Keramiken [EUK17B]. Nachfolgend wird die Verwendung von Be im nicht-nuklearen und nuklearen Bereich betrachtet.

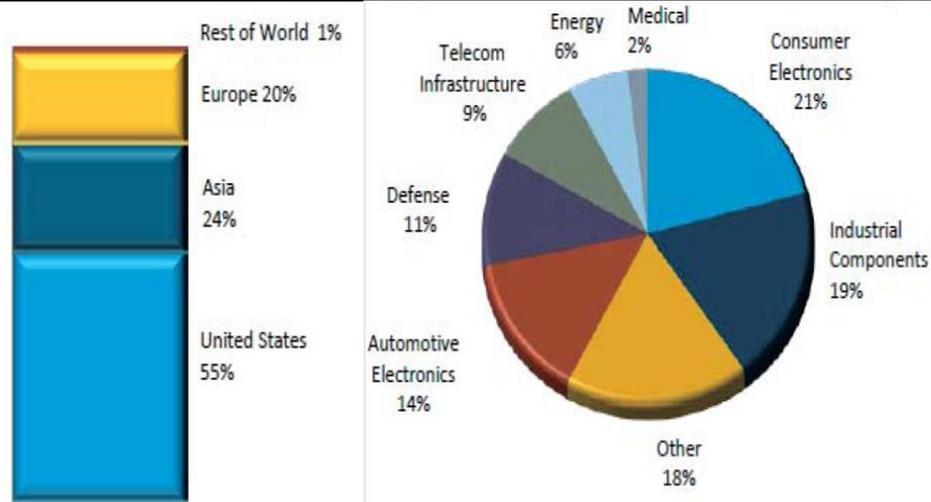


Abbildung 24: Industrielle Anwendung von Be: **links** – Anwendung weltweit, **rechts** – Anwendungsbranchen in den USA [SMI18].

II.4.2.1 Verwendung von Be im nicht-nuklearen Bereich

Trotz seiner herausragenden Materialeigenschaften kommt Be aufgrund des hohen Preises und der mit Verarbeitung und Umgang verbundenen potentiellen Gesundheitsgefährdungen nur in wenigen Anwendungsbereichen zum Einsatz.

II.4.2.1.1 Beryllium Metall

Aufgrund der geringen Dichte, der hohen mechanischen Belastbarkeit und der hohen Wärmekapazität wird metallisches Be insbesondere in der Luft- und Raumfahrt eingesetzt, z. B. in Bremsscheiben und strukturell stark belasteten Teilen des Space Shuttles, in Schubdüsen und mechanisch-hochbelasteten Komponenten von Satelliten oder den Bremsen von Militärflugzeugen.

Da poliertes Be eine optische Effektivität von 98% im Infrarot besitzt wird es in Teleskopen, Zielerfassungs- und Überwachungssysteme verwendet und ist auch eine ideale Wahl für astronomische Spiegel, welche dann in Weltraumteleskopen, wie z.B. dem James Webb Weltraumteleskop (Abbildung 25) verwendet werden.

Aufgrund der Transparenz für Röntgenstrahlung und Elektronen wird Be in Form von dünnen Folien für „Fenster“ von Röntgenröhren sowie Röntgen- und Gammastrahlungsdetektoren eingesetzt. In der European Synchrotron Radiation Facility (ESRF) wird Be als Material für refraktive Linsen für Röntgenstrahlung (Compound Refractive Lenses, CRL) [ESR19]. Des Weiteren wird Be bei Teilchenbeschleunigern wie dem Large Hadron Collider als Baumaterial für vakuumdichte Röhren in den Detektoren verwendet [VEN11]. Metallisches Be kann zudem auch als Wasserstoffspeicher (strukturelles Material) mit niedriger Dichte verwendet werden. Des Weiteren findet Be als p-Typ Dopand bei der Dotierung von GaAs, AlGaAs, InGaAs und InAlAs Halbleitern Einsatz [PUC11].

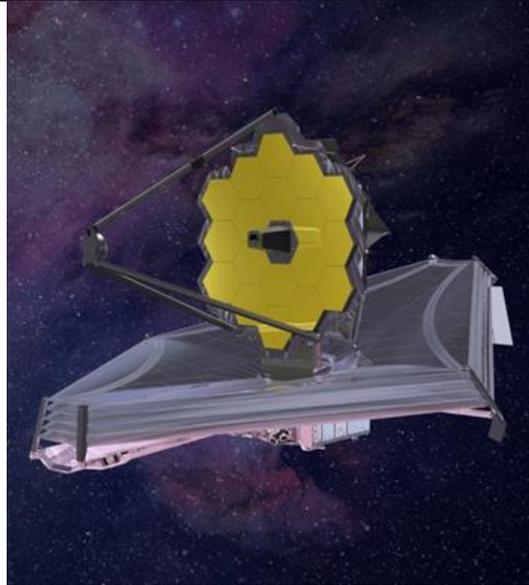


Abbildung 25: Verwendung von Be in den Spiegel-Platten des James Webb Weltraumteleskop
(www.jwst.nasa.gov)

II.4.2.1.2 Beryllium-Legierungen

Der überwiegende Teil des industriell verwendeten Berylliums (d. h. ca. 85%) kommt in Form von Be-Legierungen, insbesondere mit Kupfer, zum Einsatz.

II.4.2.1.3 Kupfer-Beryllium Legierungen

Etwa 70 bis 80 % des weltweit hergestellten Be wird als Legierungsbestandteil in Be-Cu-Legierungen (z.B. CuBe, CuCoBe) eingesetzt. Im Wesentlichen kommen dabei zwei Legierungstypen zum Einsatz: “goldene Legierungen“ (wegen der Farbe) mit Be-Gehalten von 1,8 bis 2,0 Gew.-% (aufgrund ihrer mechanischen Eigenschaften) und “rote Legierungen“ mit Be-Gehalten von 0,10 bis 0,25 Gew.-%, (aufgrund ihrer hohen elektrischen und thermischen Leitfähigkeit).

Aus Cu-Be-Legierungen werden unter anderem funkenfreie, nichtmagnetische Werkzeuge hergestellt, die in explosionsgefährdeten Bereichen eingesetzt werden können. Kontakt- und Federwerkstoffe aus Be-Cu-Legierungen zeichnen sich durch große Härte, Elastizität, Zugfestigkeit, Ermüdungsfestigkeit, Korrosionsbeständigkeit, Nichtmagnetisierbarkeit sowie gute elektrische und thermische Leitfähigkeit aus [PUC11]. Daher wird dieses Material für Kontaktfedern oder andere stromübertragende Federn, z. B. in Drehspulmesswerken oder an Kohlebürsten, eingesetzt werden. Elektronische Steckverbindungen aus Cu-Be-Legierungen werden z. B. in Mobiltelefonen, Computern, mobiler Elektronik, in den Relaisstationen und Zellenstationen des Mobilfunks, in Airbag-Sensoren und ABS-sowie Feuerlöschsystemen verwendet [EUK17]. Weitere Einsatzgebiete für diese Legierungen umfassen ([PUC11], [TRU14], [EUK17]):

- nichtmagnetisierbare Werkzeuge zum Einsatz in starken Magnetfeldern, beispielsweise zu Arbeiten an MRT-Geräten,
- Gehäuse zur Aufnahme elektrooptischer Verstärkungssysteme von optischen Unterwasserkabeln,

- Fahrwerksbuchsen und -lager von Flugzeugen,
- Ventilführungen und Ventilsitze in Verbrennungsmotoren [GIL18],
- CuBe- und CuCoBe-Elektroden für das Punktschweißen,
- Spritzdüsen und Formen für den Kunststoffspritzguss.

II.4.2.1.4 Al-Be-Legierungen

Al-Be- Legierungen werden insbesondere für stark beanspruchte und sehr leichte Produkte in der Flugzeug- und Weltraumtechnik eingesetzt. Dabei kommen insb. die Al-Be- Legierungen mit 62% Be zum Einsatz. Typische Anwendungsgebiete sind in Raumsonden (z. B. als Halterungen bzw. Befestigungsflächen), Satelliten (z. B. Scharniere und Halteklammern von Solarzellen), Satellitenverkleidung (z. B. in Orbcommsatelliten), optische Anwendungen wie vernickelte Optiken für Luftverteidigungsanwendungen (z. B. in elektrooptischen Zielsystemen (EOTS), optische Bänke und Gehäuse, in denen formstabile Strukturen benötigt werden (z. B. Joch und Kardanelemente für Anwendungen im Weltraumforschungsmodule) und Avionik-Kühlösungen (z. B. Kühlrippen für Elektronikmodule in der Luft- und Raumfahrt). Die Zugabe von 3-6 ppm Beryllium kann die Eigenschaften von Aluminium und Magnesiumlegierungen signifikant verbessern. Diese Legierungen werden in ebenfalls in Bereichen der Luftfahrt- und Automobilindustrie eingesetzt.

II.4.2.1.5 Sonstige Legierungen

Neben Be-Legierungen mit Cu und Al kommen untergeordnet auch Legierungen mit Ni und Fe zum Einsatz. So bestehen z.B. einige Uhrenfedern aus Fe-Ni-Be [HOL08]. Des Weiteren werden Ni-Be-Legierungen für temperaturbelastete Verbindungselemente wie Thermostatschalter und für Werkzeuge zur Bearbeitung von Spezialgläsern eingesetzt [DAV00].

II.4.2.1.6 Berylliumoxid Keramiken

Be-Oxid-Keramiken zeichnen sich durch hohe thermische Leitfähigkeit, hohen elektrischen Widerstand sowie hohe mechanische Belastbarkeit und einen hohen Schmelzpunkt aus. Diese werden z.B. als Substrat für elektrische Schaltkreise in Fahrzeug-Zündsystemen, Lasern, Computern und Radarabwehrsystemen sowie als Substrate für Hochleistungstransistoren in Telekommunikationssystemen eingesetzt. Da es für die Mikrowellen transparent ist, kann Berylliumoxid auch in Mikrowellenöfen und Mikrowellenkommunikationssystemen verwendet werden [CUN04]. Des Weiteren werden auch Formen für Kunststoffe aus verschleißfester Be-Oxidkeramik gefertigt [EUK17].

II.4.2.2 Anwendungen im nuklearen Bereich

Die historische Nutzung von Be fand - aufgrund seiner Eigenschaften als nicht spaltender Neutronenvervielfacher - in Reaktoren vom Typ Fusionsbrüter und als Neutronenreflektor in Kernwaffen statt. Metallisches Beryllium und Berylliumoxid (BeO) wurden und werden vielfach als Moderator- und Reflektormaterialien in Forschungsreaktoren verwendet, um die Neutronenflussdichten im Reaktorkern zu

erhöhen (vgl. Kapitel II.1). Des Weiteren wird Be in Neutronenquellen (zusammen mit einem Alphastrahler), eingesetzt. In Kernfusionsanlagen wie JET (Joint European Torus) oder ITER wird Be wegen des hohen Schmelzpunktes und der kleinen Ordnungszahl als Plasmabegrenzung vorgesehen [CLA05]. Aufgrund seiner hohen mechanischen Festigkeit und seiner chemischen und physikalischen Eigenschaften wurde Be auch als Hüllrohrmaterial für Brennstäbe in Betracht gezogen [BEH03]. Be-Fluorid ist ein Bestandteil der eutektischen Salzmischung FLiBe, die als Moderator und Kühlmittel in diversen Konzepten für zukünftige “Molten Salt” Reaktoren vorgesehen sind [PET06]. Aufgrund der großen eingesetzten Be-Massen wird nachfolgend die Verwendung von Be in Fusionsreaktoren näher betrachtet.

II.4.2.2.1 Be in Komponenten eines Fusionsreaktors

Der zukünftige Fusionsleistungsreaktor wird vermutlich vom Tokamak-Typ sein (Abbildung 26), wobei in einem toroidalen Vakuumgefäß eine Mischung aus Deuterium und Tritium in einem Plasmazustand bei einer sehr hohen Temperatur von bis zu 10^8 K enthalten sein wird [DRU03]. Derzeit wird in Cadarache (Frankreich) der “International Thermonuclear Experimental Reactor“ (ITER) gebaut. In Zukunft soll das Demonstrationskraftwerk DEMO, ein ITER-Nachfolger, im Rahmen des Arbeitsprogramms EUROfusion Power Plant Physics&Technology (PPPT) geplant werden, um den Übergang von der laborbasierten zu einer industriellen Anwendung zu schaffen [FUS].

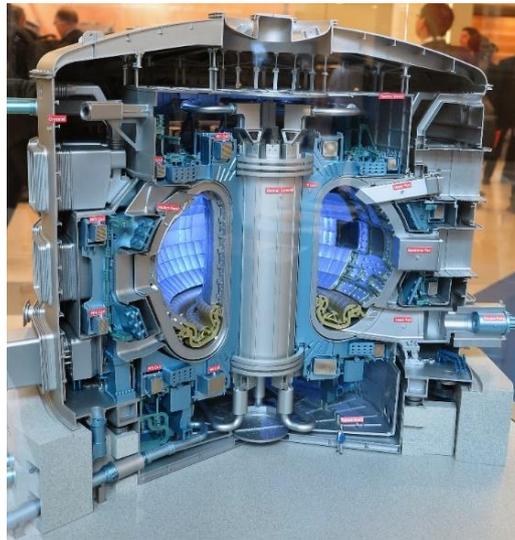


Abbildung 26: Das Model des Kernstücks der ITER-Anlage [FUSA].

Be wird als ein Schlüsselmaterial im gegenwärtigen Design des D/T-Fusionsreaktors betrachtet, wo es als plasmabeschichtetes Material und als Neutronenvervielfacher verwendet wird. Der Hauptgrund für die Anwendung von Be in der Fusionstechnologie sind die „Gettereigenschaften“ bei niedrigem Z und hohem Sauerstoffgehalt [KUP13]. Die Be-Sorten TGP-56 FW und S-65 sind aufgrund ihrer Reinheit und mechanischen Eigenschaften typische Kandidaten für den Einsatz im Fusionsreaktor. Die Eigenschaften dieser Materialien sind in Tabelle 33 aufgeführt.

Verunreinigungen von Mg und Al werden als kritisch angesehen, da sie zu Heißkurzschlüssen und einem Verlust der Duktilität aufgrund von Segregation an den Korngrenzen und Bildung von Phasen mit niedrigen Schmelzpunkten führen können [ZIM20]. Die Verunreinigung von Uran (U) ist eines der kritischen Kriterien für die Wahl der Be-Sorte für Anwendungen in der ersten ITER-Wand [KOL13A, CAM10]. Die Konzentration von U in Be für ITER ist auf 30 ppm begrenzt. Kolbasov et al. führten eine Modellierung der Be-Aktivierung in ITER (geschätztes Inventar ~ 12,3 t Be) unter einer Neutronenflussdichte von 0,3 MW·Jahr/m² durch. Sie berichteten, dass nach einem Betriebsjahr ungefähr 180 mg Spaltprodukte erwartet werden. Die Gesamtanreicherung von spaltbarem Material wurde als $^{235}\text{U} + ^{239}\text{Pu} + ^{241}\text{Pu} / \Sigma\text{U}$ quantifiziert, was 2,5% umfasst. Zum Vergleich: Im russischen DEMO-C-Reaktor werden ca. 215 t Be erwartet, während im europäischen Projekt zur Sicherheits- und Umweltprüfung von Fusionskraftwerken (Modell 3) bis zu 865 t Be verwendet werden sollen.

Tabelle 33: Eigenschaften der für die Anwendung im Fusionsreaktor empfohlenen Be-Materialien [KUP13].

Eigenschaft	TGP-56 FW	S-65C
<i>Chemische Zusammensetzung, Gew.-%</i>		
Be(max)	99,0	99,0
BeO(max)	1,0	1,0
C(max)	0,1	0,1
Si(max)	0,02	0,06
Fe(max)	0,12	0,08
Al(max)	0,04	0,06
Ti(max)	0,04	k.A.*
Cr(max)	0,06	k.A.
Mn(max)	0,04	
$\Sigma(\text{Mg}+\text{Cu}+\text{Ni})$ (max)	0,06	k.A.
U(max)	0,003	0,003
<i>Mechanische Eigenschaften</i>		
Dichte (min), % des theoretischen Wertes	99,0	99,0
Durchschnittliche Korngröße (max), μm	25	20
Zugfestigkeit (RT), (min), MPa	300	290
Streckgrenze (RT), (min), MPa	220	290
Gesamtdehnung (RT), (min), %	2,0	3,0

*k.A. – keine Angaben

II.5 AP 5: Dekontamination von bestrahltem Be

Im Rahmen dieses AP erfolgt eine Identifizierung und Diskussion möglicher verfahrenstechnischer Optionen zur Dekontamination von bestrahltem Be. Des Weiteren wird eine möglichst detaillierte Kostenschätzung für die Wiederaufbereitung von bestrahltem Beryllium vorgenommen, die den Vergleich zu den anfallenden Kosten für eine Endlagerung des bestrahlten Berylliums ermöglichen soll.

II.5.1 Annahmen zur Kostenabschätzung

Zur Abschätzung der Kosten wird davon ausgegangen, dass das gesamte Nuklearberyllium in Deutschland entsorgt wird und die entstehenden Reststoffe und radioaktiven Abfälle entsprechend dem Inventar ebenfalls im Endlager Konrad entsorgt oder freigemessen werden. Es wurde in Arbeitspaket 3 beispielhaft am Beryllium des BER II gezeigt, dass man es in einen einzigen Endlagerbehälter verpacken kann. Daher wird im Weiteren davon ausgegangen, dass jede Reaktoranlage in Deutschland ihr Beryllium in jeweils einen Behälter verpackt. Da Masse, Geometrie und Radionuklidinventar des BER II für die Berylliumabfälle der anderen Anlagen abdeckend sind, werden für die Endlagerung nur diese betrachtet. Wo sinnvoll möglich, wird aufgeschlüsselt, welche Zeiten und Kosten bei der Verarbeitung des Berylliums der anderen Ab-lieferungspflichten anfallen würden.

Damit eine Freimessung des Berylliums möglich ist, müssen die Freigrenzen unterschritten werden. Dazu werden beispielhaft die Aktivitäten der drei Nuklide ^3H , ^{10}Be und ^{60}Co betrachtet. Die Freigabegrenzen [STR18] für eine uneingeschränkte Freigabe ($F_G(\text{Nuklid})$) liegen für diese drei Nuklide bei:

- ^3H : 100 Bq/g,
- ^{10}Be : 100 Bq/g,
- ^{60}Co : 0,1 Bq/g.

Diese drei Nuklide wurden beispielhaft für die Betrachtung gewählt, weil sie die entscheidenden für verschiedene Fragestellungen sind. ^3H hat mit Abstand die höchste Aktivität im bestrahltem Beryllium. Insgesamt ca. 98% der Aktivität entfallen auf ^3H . ^{60}Co ist auf Grund seines im Vergleich zu ^3H geringen Freigabegrenzwertes für die Freigabe von großer Bedeutung. Außerdem ist es für die ODL des Berylliums das wichtigste Nuklid. ^{10}Be ist auf Grund der Tatsache, dass es sich chemisch nicht vom stabilen Be trennen lässt, für die Freigabe das kritischste Nuklid. Es müsste mit Methoden der Isotopentrennung abgetrennt werden. Eine Dekontamination ohne Isotopentrennung von ^{10}Be könnte für eine Nachnutzung in Fusionsreaktoren ausreichend sein, daher werden die Kosten für die Isotopentrennung separat aufgeführt. Eine Dekontamination müsste soweit erfolgen, dass auch an der Stelle mit der höchsten spezifischen Aktivität die Freigabegrenzen eingehalten werden. Die höchsten spezifischen Aktivitäten ($A_{\text{spez}}(\text{Nuk})$) der drei betrachteten Nuklide sind:

- ^3H : $2,8 \cdot 10^{10}$ Bq/g,
- ^{10}Be : $2,0 \cdot 10^5$ Bq/g,
- ^{60}Co : $4,0 \cdot 10^7$ Bq/g.

Der Dekontaminationsfaktor gibt an, welcher Anteil der ursprünglichen Aktivität nach der Dekontamination noch im Beryllium verbleiben kann. Er berechnet sich aus der ursprünglichen Aktivität und der Aktivität nach der Dekontamination:

$$D_F(Nuk) = F_G(Nuk) / A_{spez}(Nuk)$$

Für die drei betrachteten Nuklide ergeben sich notwendige Dekontaminationsfaktoren von:

- $D_F(^3\text{H}) = 3,6 \cdot 10^{-9}$,
- $D_F(^{10}\text{Be}) = 5,0 \cdot 10^{-4}$,
- $D_F(^{60}\text{Co}) = 2,5 \cdot 10^{-9}$.

Somit darf nach der Dekontamination nur noch das D_F -fache der ursprünglichen Aktivität im Beryllium verbleiben.

II.5.2 Dekontaminationsverfahren

Die Dekontamination soll die vollständige oder teilweise Abtrennung von Radionukliden ermöglichen, die für die Entsorgung oder das Be-Recycling von großer Bedeutung sind. Zu diesen Radionukliden gehören Aktivierungsprodukte wie z.B. ^3H , ^{14}C und Elemente der Transurane [KOL13A, LON11, CAM10, DYLO7]. Es wurde eine Reihe von Methoden erforscht und getestet, die in drei Hauptgruppen unterteilt werden können und in deren Hinsicht auf Einsetzbarkeit in Deutschland analysiert: (1) Methoden basierend auf Wärmebehandlung und (2) Methoden basierend auf nasschemischer Trennung von Be von Aktivierungsprodukten und Spaltprodukten, (3) kombinierte Methoden.

II.5.2.1 Ausheizen von Tritium

Ein erster Schritt bei der Dekontamination ist das Ausheizen von Tritium. Auch für eine Endlagerung im Endlager Konrad wäre ein Ausheizen des Tritiums von Vorteil, da die Garantiewerte für ^3H deutlich überschritten werden. Tritium, welches als Berylliumhydroxid chemisch in Oxideinschlüssen gebunden ist, erfordert thermische Energie, um freigesetzt zu werden. Unter Wärmeeinfluss (über 600°C) zerfällt Berylliumhydroxid $\text{Be}(\text{OH})_2$ zu Berylliumoxid BeO (Schmelzpunkt 2575°C) und Tritium. Das freiwerdende Tritium in atomarer Form wird wieder in das Metallgitter entlassen, wo es entweder diffundiert und verfliegt oder von Heliumblasen aufgefangen wird.

In vielen Veröffentlichungen findet die zunehmende Freisetzung von Tritium erst zwischen 600°C und 650°C statt. Die Freisetzung erreicht ein Maximum bei 900°C und geht dann langsam bei konstanter Glühtemperatur von 1000°C zurück. Laut der Studie von Fedorov et al. [FED16] werden 100 % des Tritiums in Beryllium bis zu 525°C zurückgehalten. Bei 650°C , werden 25% des Tritiums freigesetzt und bei 750°C wird fast das gesamte Tritium freigesetzt. Laut Publikation von Chekushina et al. [CHE14] wurden beim Ausheizen von Helium und Tritium, 483 ppm an Helium und 30 ppm an Tritium freigesetzt. Die unterschiedlichen Studien, die sich mit dem Thema Ausheizen von Tritium aus bestrahltem Beryllium befasst haben, kommen zu unterschiedlichen Temperaturen bezüglich der Freisetzung des gesamten Tritiums.

Im Metallgitter von Beryllium entstehen durch Neutronenexposition unterschiedliche Aktivierungsprodukte, unter anderem Tritium, das mit der größten Aktivität als Dtritium (T_2) beim Ausheizen vorliegt. Ein kleiner Prozentsatz davon bindet sich beim Ausheizen mit Protium und bildet so $^1H^3T$.

II.5.2.1.1 Verfahrensbeschreibung

Im Metallgitter von Beryllium entstehen durch Neutronenexposition unterschiedliche Aktivierungsprodukte, unter anderem Tritium, das mit der größten Aktivität als Dtritium (T_2) beim Ausheizen vorliegt. Ein kleiner Prozentsatz davon bindet sich beim Ausheizen mit Protium und bildet so $^1H^3T$. Die Isotope Helium: 3He , 4He und 6He werden bei der Bestrahlung des Berylliums gebildet. 6He ist das einzige instabile Nuklid, mit einer sehr geringen Halbwertszeit von 806,7 ms und zerfällt durch einen β -Zerfall zu 6Li .

Die Freisetzungskinetik hängt vom jeweiligen Einfangsvorgang ab und wird sowohl von strukturellen Senken (physikalischer Einfang) als auch von Berylliumoxydeinschlüssen (chemischer Einfang) verzögert. Abbildung 27 zeigt schematisch die wichtigsten Einfang- und Transportprozesse von Tritium in einer idealisierten Beryllium-Probe.

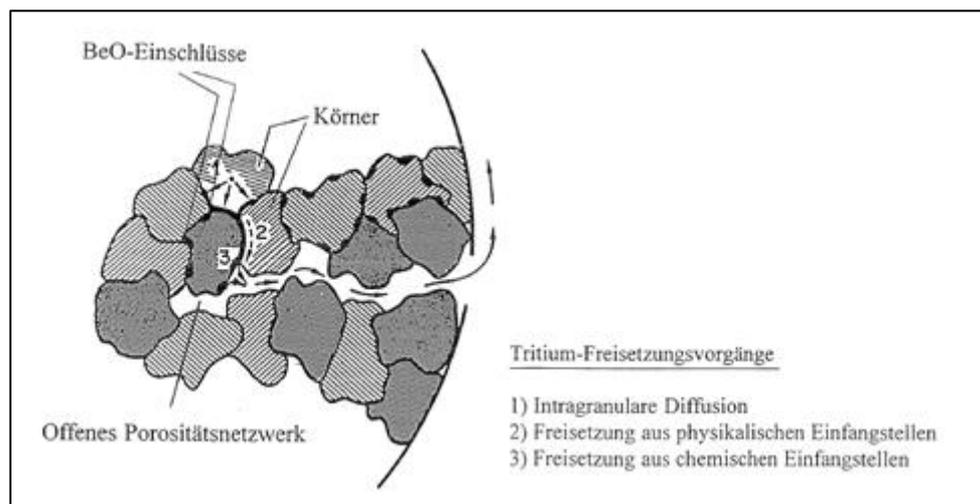


Abbildung 27: Schematische Darstellung der wichtigsten Tritium-Freisetzungsvorgänge in bestrahltem Beryllium [SCA95].

In der Literatur wird diskutiert, ob beim Ausheizen eines Beryllium Blocks der Wasserstoff nur unter molekularer Form aus der Oberfläche austritt. In der Studie von Rabaglino et al. [RAB02] (vgl. Abbildung 28) wurde kein atomares Tritium beim Ausheizen von Beryllium gemessen. Jedoch wird Tritium zuerst in atomarer Form im Berylliumgitter gebildet. Da Tritium nur als Molekül beim Ausheizen aus dem Beryllium entweicht, lässt sich dadurch erklären, dass atomares Tritium durch die Korngrenzen und im Metallgitter mit hoher Geschwindigkeit migriert, wo die freie Energie gering ist.

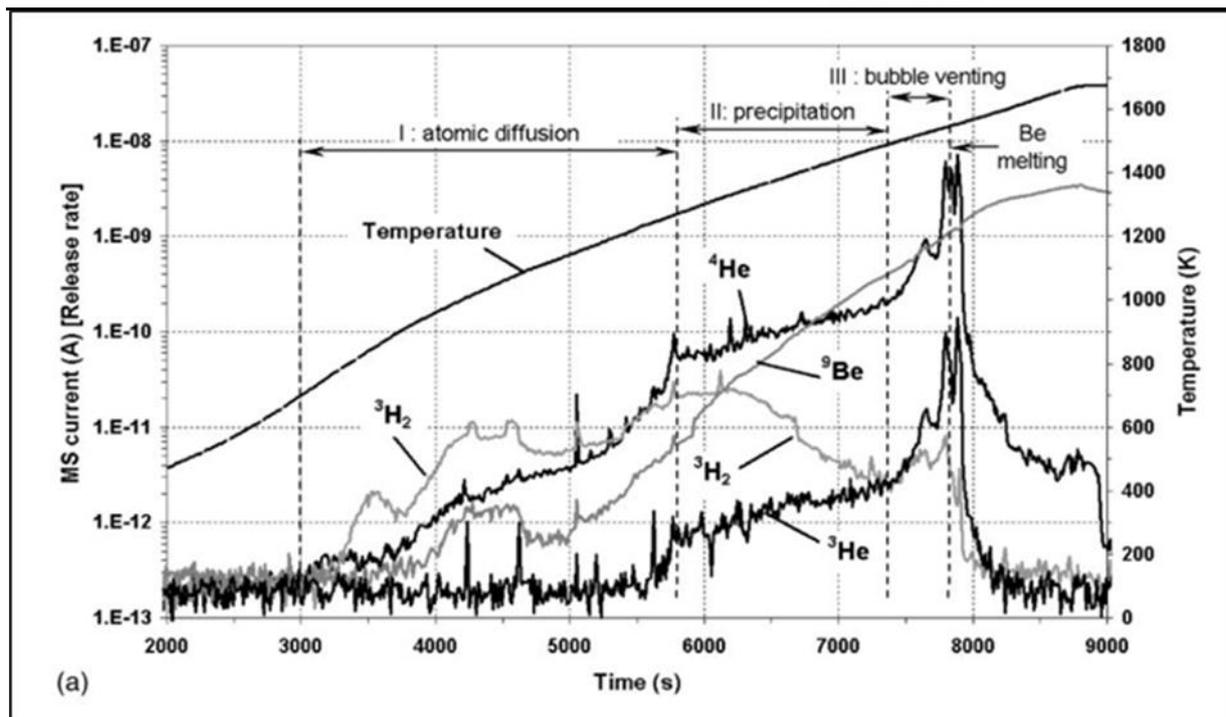


Abbildung 28: Helium und Tritium Freisetzungsgeschwindigkeiten aus bestrahlten Berylliumkugeln. (2 mm – Durchmesser, Neutronenfluenz $1,24 \text{ E}25 \text{ nm}^{-2}$, 480 appm He-4, 8 appm H-3, 4 appm He-3) in Vakuum gemessen. Temperaturrampe: 10 K/min, Ionisierungsenergie: 70 eV [RAB02].

Erst an der Oberfläche des Berylliums entsteht durch Rekombination von zwei Tritium Atomen das Molekül Ditrithium, beziehungsweise H-T durch Rekombination von einem Tritium - und einem Protium Atom. Einige Tritium Atome setzen sich schon im Metallgitter als T_2 oder H-T zusammen, wenn sie von denselben Heliumblasen aufgefangen werden. Beim Ausheizen von bestrahltem Be wurde eine fast vollständige Entfernung von ^3H und bis zu 87% der ^{137}Cs Aktivität ermöglicht, während die Freisetzung von ^{60}Co nicht beobachtet wurde [AND94, INA08].

Die Trennung von ^3H wurde auch von Lierse et al. im Rahmen eines BMBF-Projekts zur Entsorgung von bestrahltem Be und Cd detailliert untersucht [LIE10]. Das Hauptziel dieser Untersuchung war ein Dekontaminationsverfahren zu entwickeln, um die Anforderungen an die endgültige Entsorgung nach EBK zu erfüllen, d. h. die Reduzierung des ^3H -Inventars. Aus diesem Grund wurden andere Radionuklide (außer ^{14}C , das während dem Erhitzungsvorgang abzutrennen ist) nicht berücksichtigt. Zunächst wurde die ^3H -Freisetzung beim bestimmungsgemäßen Endlagerbetrieb untersucht. Dazu wurde ein Be-Teilprobe bei 50°C über einem Zeitraum von ca. 2000 h ausgeheizt. Es wurde eine lineare ^3H -Freisetzungsrate von $0,329 \text{ Bq}/(\text{g h})$ für HT/ T_2 und $0,164 \text{ Bq}/(\text{g h})$ für HTO/ T_2O experimentell ermittelt. Diese Werte entsprechen für das gesamte Be-Inventar des FRM-I einer freigesetzten Aktivität von ca. $7,3 \times 10^8 \text{ Bq/a}$ (d.h. $0,0002\%$ des gesamten Tritiuminventars von $4 \times 10^{14} \text{ Bq}$). Es wurde weiterhin die Freisetzung von ^3H bei höheren Temperaturen untersucht (200°C , 500°C und 1000°C). Bei 200°C und 500°C wird die Freisetzung von HT/ T_2 dominiert. Bei 1000°C kehren sich die Verhältnisse um, die Bildung von HTO/ T_2O steigt zunächst deutlich an um dann zu stagnieren.

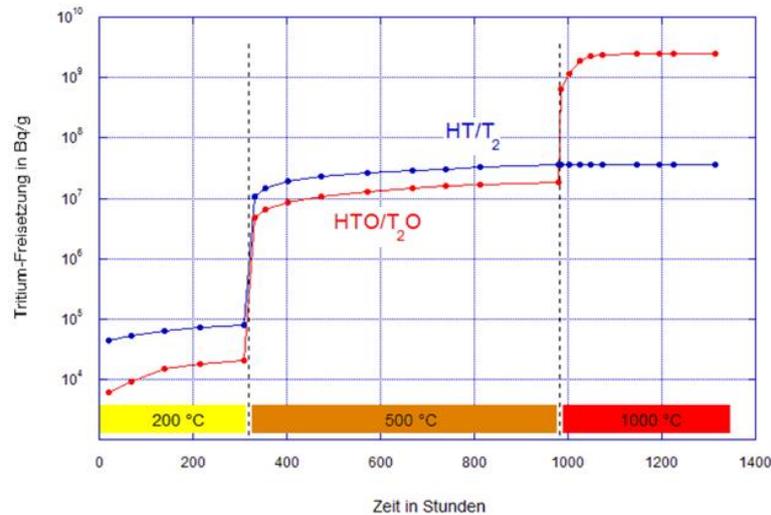


Abbildung 29: Freisetzung von Tritium aus einer bestrahlten Be-Probe bei 3 verschiedenen Temperaturen [LIE10].

In der Arbeit von Scaffidi-Argentina [SCH01] wurde die Freisetzung von Tritium und He aus bestrahlten Be-Proben im Temperaturbereich von 300-1000 °C untersucht. Unterhalb von 600 °C wurde keine Tritium- oder He-Freisetzung beobachtet, was in guter Übereinstimmung mit Studien von Longhurst et al. und Anderl et al. ist [LON11, AND94]. Es wurde beobachtet, dass ein großer Anteil an Tritium zwischen 600 und 900 °C freigesetzt wird, während die Freisetzung von He erst bei Temperaturen über 900 °C beginnt. Diese Daten stimmen mit den Beobachtungen von Chalkin et al. [CHA15] überein. Die He-Freisetzung ist im Vergleich zur Tritium-Freisetzung um ca. 40-130 °C zu höheren Temperaturen verschoben. Obwohl Tritium und He einen ähnlichen Ursprung haben und in Be ähnlich zugeordnet werden sollen, kann ihr unterschiedliches Freisetzungsverhalten durch eine unterschiedliche Mobilität von T und He erklärt werden. Tritium ist beweglicher und kann bei viel niedrigeren Temperaturen in Richtung der Korngrenzen und der Be-Oberfläche diffundieren, während He in den Blasen gefangen bleibt. Mit steigender Temperatur neigt die Be-Struktur dazu, entlang der Korngrenzen zu brechen, was sich im Burst-Charakter der Tritiumfreisetzung zeigt [KOL13A].

Über die Freisetzung von Tritium sowohl in Form von HT/T₂ als auch von HTO/T₂O wurde von Fedorov et al. [FED13] berichtet, was die Ergebnisse von Lierse et al. und Scaffidi sowie Kolbasov et al. unterstützt. Die Tritiumfreisetzung beginnt bei 577 °C. Bei niedrigeren Temperaturen (427 °C) überwiegt HTO, in der freigesetzten Fraktion. Bei höheren Temperaturen (527-727 °C) war die dominante Spezies HT (oder T₂). Es wurden drei wichtige Temperaturbereiche für die Tritium-Retention/Freisetzung identifiziert:

- 180 – 210°C: Beginnende Tritium-Freisetzung in Form von HTO, hauptsächlich aufgrund des auf der Be-Oberfläche eingeschlossenen Tritiums;
- 600 – 800°C Burst-Freisetzung von Tritium in Form von HT, die durch Diffusion von Heliumblasen angetrieben wird;
- bei T>880°C Freisetzung von verbleibendem Tritium in Form von HT, angetrieben durch Bildung eines erweiterten Netzwerks miteinander verbundener Blasen/Kanäle in Be-Bulk.

Es ist zu beachten, dass ein direkter Vergleich der Ergebnisse von Fedorov et al. und von Lierse et al. aufgrund der unterschiedlichen Bestrahlungsbedingungen für Be nicht direkt möglich ist. Fedorov et al. untersuchten den Einfluss der Bestrahlungstemperatur auf die Retention von Tritium in Be und zeigten, dass ein signifikanter Anteil des Tritiuminventars während der Bestrahlung bei Temperaturen über 650 °C freigesetzt werden kann. Modellierungsdetails der Tritiumdiffusion und -freisetzung aus bestrahltem Be sind an anderer Stelle zu finden [MAT18].

II.5.2.1.2 Mögliche Implementierung in Deutschland

Für eine technische Umsetzung des Ausheizens von ^3H aus dem Beryllium der deutschen Forschungsreaktoren muss beachtet werden, dass das Beryllium in massiver Form vorliegt und nicht in den kleinen Mengen, die in den bisherigen Experimenten am FRM im Labormaßstab genutzt wurden [LIE10]. Da die Freisetzungskinetik vom Verhältnis Volumen zu Oberfläche abhängt, kann davon ausgegangen werden, dass bei massiven Berylliumblöcken eine deutlich verzögerte Freisetzung des ^3H aus dem Inneren des Berylliums zu erwarten ist.

Bei welchen Temperaturen und Zeiten eine nennenswerte Freisetzung von Tritium erfolgt und über welche Zeiträume eine entsprechende Temperatur aufrechterhalten werden muss, um den Tritiumgehalt soweit zu senken, dass die Grenzwerte zur Freigabe bzw. die Garantiewerte für das Endlager Konrad unterschritten werden, ist aus den aktuell bekannten Informationen nicht zu ermitteln. Hierzu wären noch weitere (experimentelle) Forschungsarbeiten erforderlich.

Für eine Freimessung muss der Nachweis erbracht werden, dass der Tritiumgehalt im Beryllium kleiner als der Grenzwert von 100Bq/g ist. Ebenso müsste für die Endlagerung in Schacht Konrad nachgewiesen werden, wie hoch der verbleibende Tritiumgehalt im Beryllium ist. Sollte dies nicht an Hand der Papierlage nachzuweisen sein, so müsste eine Probe aus dem Inneren von 10% der Berylliumblöcke entnommen und auf den Tritiumgehalt untersucht werden.

Insgesamt liegen ca. 3 Mg Nuklearberyllium in deutschen Forschungsreaktoren zur Entsorgung vor. Der größte Teil davon ist metallisches Beryllium, in Einzelfällen (z. B. bei den Zugankern des BER II) mit AlMg_3 -Umhüllung. Diese muss ggf. vor dem Ausheizen entfernt werden. Das Beryllium des RFR liegt in Form einer Be/Al-Legierung vor. Für das Ausheizen dieser Teile müsste überprüft werden, wie die Legierung des Berylliums die Freisetzungskinetik von Tritium ändert. Im Folgenden wird davon ausgegangen, dass keine signifikante Änderung der Freisetzungskinetik vorliegt.

Damit die Freigabegrenzwerte für Tritium unterschritten werden, ist ein Dekontaminationsfaktor D_F von $D_F(^3\text{H}) = 3,6 \cdot 10^{-9}$ notwendig. Für eine Einhaltung der Garantiewerte für das Endlager Konrad ist für das ^3H des BER II $D_F(^3\text{H}) = 1,3 \cdot 10^{-6}$ erforderlich. Der höhere D_F für die Freimessung würde eine längere Ausheizzeit bis zum Erreichen des gewünschten Ergebnisses bedeuten. Auf Grund der Erfahrungen mit dem Ausheizen anderer radioaktiver Abfälle wird davon ausgegangen, dass ein Ausheizen zur Einhaltung der Garantiewerte ca. 6-8 Wochen pro Ausheizvorgang und ein Ausheizen zur Freimessung, als Vorbereitung für eine chemische Dekontamination, ca. 12-16 Wochen pro Ausheizvorgang dauern würde.

II.5.2.1.3 Kostenabschätzung

Die Kosten für das Errichten und den Betrieb der Anlage in Deutschland wurden an Hand von Erfahrungen mit anderen Konditionieranlagen grob abgeschätzt. Dabei ist jedoch zu beachten, dass die Schätzung großen Unsicherheiten unterworfen ist; die geschätzt ca. ein Faktor 10 beträgt. Selbiges gilt für die anderen im Folgenden angegebenen Kosten.

Planung und Genehmigung der Ausheizanlage

Die Kosten für Planung und Genehmigung der Anlage würden einmalig anfallen. Anschließend könnte die Anlage von allen Ablieferungspflichtigen genutzt werden. Nach Rücksprache mit einem Mitarbeiter eines großen deutschen Chemieanlagenbauers wird davon ausgegangen, dass die Kosten für Planung und Genehmigung zwischen dem doppelten und dem dreifachen der Baukosten liegen werden (Erfahrungswerte). Diese Kosten fallen einmalig an und werden auf 8 Mio. € geschätzt.

Errichtung der Ausheizanlage inkl. Peripherie

Der zentrale Teil einer Anlage zum Ausheizen von Tritium wäre eine Wärmekammer, in der das Beryllium über einen längeren Zeitraum hinweg auf hohe Temperaturen gebracht und sicher bei diesen Temperaturen gehalten werden kann. Dabei ist von Temperaturen bis zu 1200 °C auszugehen. Es muss durch die Technik jederzeit sichergestellt sein, dass die Temperatur nicht soweit steigt, um das Schmelzen von Beryllium zu vermeiden.

Die Abluft aus dem Ofen müsste gefiltert und über eine Anlage zur Sammlung des Tritiums geführt werden. Das Tritium müsste gesammelt und sicher entsorgt werden oder in geeigneter Weise weiterverwertet werden. Da es sich bei Tritium um Wasserstoff handelt und Tritium Protonen in anderen Verbindungen ersetzen kann, ist darauf zu achten, dass keine wasserstoffhaltigen Verbindungen zur Filterung genutzt werden können. Ebenso sollten keine wasserstoffhaltigen Verbindungen in der Luft im Ofen vorkommen, da sonst die entsprechenden Verbindungen ggf. als radioaktiver Abfall entsorgt werden müssten.

Die Be- und Entladung des Ofens müsste automatisiert erfolgen, da das Beryllium auf Grund seines Radionuklidinventars nur abgeschirmt und fernhantiert umgeladen werden kann. Eine ggf. notwendige Probenentnahme müsste fernhantiert erfolgen, ebenso wie die Entfernung der AlMg₃-Hüllen vom Beryllium, sollte dies notwendig sein. Hierfür wäre eine entsprechende MAW-Zelle bzw. eine heiße Zelle notwendig.

Zusätzlich zu den beschriebenen Komponenten sind bei der Anlage die notwendigen Mess-, Sicherheits- und Dokumentationsfunktionen vorzusehen. Auch die entsprechende Abschirmung der Anlage gegen die vom aktivierten Beryllium ausgehende Strahlung ist zu berücksichtigen, insbesondere Abschirmung gegen die vom Beryllium ausgehende schwache Neutronenstrahlung.

Insgesamt wird geschätzt, dass die Anlage ohne Planungs- und Genehmigungskosten ca. 4 Mio € kosten wird. Diese Kosten fallen einmalig an.

Betrieb der Anlage

Es wird davon ausgegangen, dass auf Grund der radiologischen Belastung des Berylliums nicht das gesamte Beryllium gleichzeitig ausgeheizt werden kann. Dies ist sinnvoll, da so eine geringere Abschirmung ausreichend ist. Die Anlage muss so ausgelegt sein, dass die größten Berylliumteile ohne weitere Zerlegung in ihr ausgeheizt werden können. Da das größte Teil ca. 60 kg wiegt, sollte eine Auslegung auf 100 kg Nuklearberyllium ausreichend sein. Eine solche Dimensionierung führt dazu, dass die Berylliumteile sukzessive nacheinander ausgeheizt werden. Zweckmäßigerweise würde man mit den am geringsten belasteten Teilen beginnen und an ihnen die Effektivität des Vorgehens nachweisen. Bei den höher belasteten Teilen kann dann voraussichtlich in Analogieschlüssen auf eine Beprobung zur Feststellung des Tritiumgehalts verzichtet werden.

Auf Grund von Erfahrungen mit der Diffusion von Verunreinigungen aus Metallen in der UltraHoch-Vakuum-Technik (UHV) und dem Ausheizen von Wasser aus kristallinen radioaktiven Abfällen wird davon ausgegangen, dass jeder Ausheizvorgang durchschnittlich 6 – 8 Wochen (1000 – 1400 Stunden) dauert, bis der gewünschte geringere Tritiumgehalt zur Einhaltung der Garantiewerte erreicht ist. Für eine Erreichung der Freigabegrenzwerte wären 50 – 100% mehr Zeit erforderlich, also ca. 12 – 16 (2000 – 2800 Stunden) Wochen pro Ausheizvorgang.

Bei einer durchschnittlichen Beladung mit 50 kg Beryllium wären zur Verarbeitung der ca. 3 000 kg Nuklearberyllium aus Deutschland ca. 60 Ausheizvorgänge notwendig. Bei einer Annahme von zwei Monaten pro Ausheizvorgang wären dies 120 Monate oder zehn Jahre. Zusätzlich zu den Ausheizzeiten ist zu beachten, dass Zeiten zum Abkühlen und ggf. Beprobieren des Berylliums, zum Ein- und Ausschleusen sowie zur Wartung der Anlage notwendig sind. Auch ggf. auftretende Störungen in der Anlage sorgen für eine geringere Verfügbarkeit. Es wird davon ausgegangen, dass ca. 1/3 der Zeit keine Ausheizvorgänge stattfinden. Somit müsste die Anlage über 15 Jahre betrieben werden, um das Tritium aus dem gesamten Nuklearberyllium in Deutschland in einem Umfang auszuheizen, so dass die Garantiewerte für das Endlager Konrad eingehalten werden können.

Für die gesamte Zeit müssten die notwendigen Techniker/Anlagenbediener zur Verfügung stehen sowie das Personal zur strahlenschutztechnischen Überwachung der Anlage. Es wird davon ausgegangen, dass sich eine solche Anlage an einem Standort mit weiteren Anlagen befinden würde, so dass auf das dortige Strahlenschutzpersonal (und auch Objektsicherung und so weiter) zurückgegriffen werden könnte. Für den Betrieb der Ausheizanlage wären zwei Techniker zu jeweils 50% notwendig, so dass sich rechnerisch eine volle Ingenieursstelle ergibt. Geht man von 1600 Stunden/Jahr bei 100 €/h und einem Gemeinkostenanteil von 75 % aus, so ergeben sich Personalkosten von ca. 160 000 € pro Jahr. Über die 15 Jahre Betriebszeit wären dies ca. 2,4 Mio. €. Auch der eigentliche Betrieb der Anlage wird Kosten verursachen. Diese werden voraussichtlich in einer ähnlichen Größenordnung liegen wie die Kosten für das Personal. Daher wird an dieser Stelle von 2,4 Mio € ausgegangen. Insgesamt kann man damit rechnen, dass der Betrieb einer entsprechenden Anlage Kosten von ca. 5 Mio. € während der Betriebszeit verursachen wird. Durch eine Änderung des Beryllium-Durchsatzes ließen sich diese Kosten verringern oder erhöhen, wodurch jedoch voraussichtlich die Kosten für den Aufbau und die Genehmigung der Anlage höher würden. Vor Durchführung eines entsprechenden Projektes müsste man diese Fragen detaillierter und konkreter untersuchen.

Entsorgung von Sekundärabfällen

Beim Betrieb der Anlage fallen nicht nur Kosten, sondern auch Sekundärabfälle an. Zu diesen zählt beispielsweise das aufgefangene Tritium, das ebenfalls entsorgt werden müsste oder Sekundärabfälle aus dem Betrieb der MAW-Zelle und der Ausheizanlage. Wird das Tritium in ausreichend reiner Form aufgefangen, so kann es einer Nachnutzung als Rohstoff zugeführt werden. Ist dies nicht möglich, so müsste es über einen noch zu definierenden Weg entsorgt werden. Durch die von Reaktorberyllium ausgehende Neutronenstrahlung ist damit zu rechnen, dass die Einbauten der Anlage in geringem Maße aktiviert sein werden. Außerdem ist durch die Arbeiten mit Abrieb und Kontamination in der MAW-Zelle und dem Ofen zu rechnen. Nach Beendigung der Arbeiten müssten die entsprechenden Teile freigegeben und/oder entsorgt werden. Es ist nicht zu erwarten, dass hierbei nennenswerte Mengen an radioaktiven Abfällen anfallen.

Im Gegensatz zu der Anlage kann davon ausgegangen werden, dass es bei den Arbeitsmitteln einen Anteil an radioaktiven Abfällen geben wird. Auch die aktivierten Umhüllungen des Berylliums müssen voraussichtlich als radioaktiver Abfall entsorgt werden. Dies wird jedoch den Umfang eines KC IV sicherlich nicht übersteigen. Für die Entsorgung dieser Abfälle wird inkl. Verpackung, Dokumentation und Endlagerung von einem Kostenaufwand von ca. 100 000 € ausgegangen. Die Freimessung der übrigen Sekundärabfälle wird mit weiteren 500 000 € abgeschätzt.

Erstellung und Genehmigung eines Ablaufplans für die Konditionierung im Endlagerverfahren

Das Ausheizen des Tritiums für das Endlager sollte durch einen von der BGE genehmigten Ablaufplan erfolgen. Dabei ist zu beachten, dass die Genehmigung eines neuen Ablaufplans durch die BGE und ihre Gutachter erfahrungsgemäß ca. fünf bis zehn Jahre benötigt. In diesen Zeiten sind die inaktive und aktive Erprobung der Anlage im Beisein der Gutachter bereits enthalten. Auch die Erprobung der notwendigen Schritte der Produktkontrolle sind Teil der Kosten für die Erstellung und Genehmigung des Ablaufplans. Das endlagergerechte Verpacken und die Erstellung der Endlagerdokumentation sind nicht Teil dieser Kosten. In Analogie zu Inbetriebnahme anderer Anlagen ist zu erwarten, dass die Gutachterkosten ca. 250 000 € betragen werden. Hinzu kommen die Personalkosten beim Betreiber, die voraussichtlich ca. 1 Mio. € betragen würden.

II.5.2.1.4 Nutzen und Risiken

Die Kosten für die endlagergerechte Verpackung des Berylliums werden in Kapitel II.5.3 zur Endlagerung diskutiert. Im Vergleich zu einer direkten Endlagerung entfällt nach dem Ausheizen die Notwendigkeit für Ausgleichsbinde und damit das Risiko, dass das Beryllium endlagerfähig ist, aber nicht in das Endlager Konrad verbracht werden kann. Das aufgefangene Tritium kann ggf. einer Nachnutzung zugeführt werden und verursacht daher keine zusätzlichen Kosten. Insgesamt ist mit ca. 19 Mio € an Kosten für das Ausheizen des Tritiums aus dem Beryllium aller deutschen Forschungsreaktoren zu rechnen. Diesen Kosten müssten die Kosten für eine Endlagerung in einem anderen Endlager gegenübergestellt werden, die in Kapitel II.5.7 abgeschätzt sind.

II.5.2.2 Weitere thermische Behandlungsmethoden (Aktivierungsprodukte außer Tritium)

Die thermische Behandlung kann auch für die Trennung anderer flüchtiger Aktivierungsprodukte, wie ^{14}C , von Vorteil sein. Lierse et al untersuchten auch die Freisetzung von ^{14}C bei 200, 500 und 1000°C, analog der ^3H Freisetzungsuntersuchungen. Auch bei der Freisetzung von ^{14}C ließen sich lineare Raten bestimmen, die deutlich unter denen des ^3H lagen. Bei 200°C: 0,012 Bq/(g h) und bei 500°C : 0,346 Bq/(g h) [LIE10].

Ein Verfahren zum Zonenschmelzen zur Be-Dekontamination wurde von Davydov et al. [DAV06] entwickelt. Erste Tests im Labormaßstab zeigten eine recht hohe Dekontaminationsleistung, sodass das behandelte Be die für den Einsatz im Fusionsreaktor geeignet ist. Die Autoren optimierten auch den Prozess und schätzten die Anzahl der Zyklen für das Erreichen der erforderlichen Reinheit von Be ab. Der Prozess wurde hochskaliert und Davydov et al. behaupten, dass ein Durchsatz von 1130 kg Be mit einer Ausbeute von 90% innerhalb von 12 Wochen erreicht werden kann. Eine detaillierte Abschätzung der Kosten wurde nicht durchgeführt, jedoch wurde vorgeschlagen, dass die Reinigung von Be durch die Wiederverwendung eines teuren strategischen Materials in Fusionsreaktoren und die Reduzierung der Menge an Be-Abfälle durch die Verbesserung der Sicherheit der Abfallbehandlung und der langfristigen Entsorgung gerechtfertigt werden kann.

Konditionierung im Rahmen des ISTC Projekt K-1566 [KAW13].

Im Rahmen des Verbundvorhabens ISTC K-1566 in der Zeit von Oktober 2008 bis März 2011, wurden von den Verbundpartnern IAE NNC-RK In Kasachstan, JAEA und dem belgischen SCK-CEN Wiederverwertungs-Methoden für bestrahltes Beryllium entwickelt und in Laborversuchen untersucht. Das in den Versuchen verwendete bestrahlte Beryllium aus dem Versuchsreaktor JMTR wurde von Japan nach Kasachstan über den Luftweg transportiert. Das bestrahlte Beryllium hatte ein Gesamtgewicht von 955,5 g und bestand aus 10 einzelnen Stücken. Die einzelnen Beryllium-Stücke wurden messtechnisch sowie rechnerisch hinsichtlich Aktivitäten einiger Nuklide bewertet (Abbildung 30).

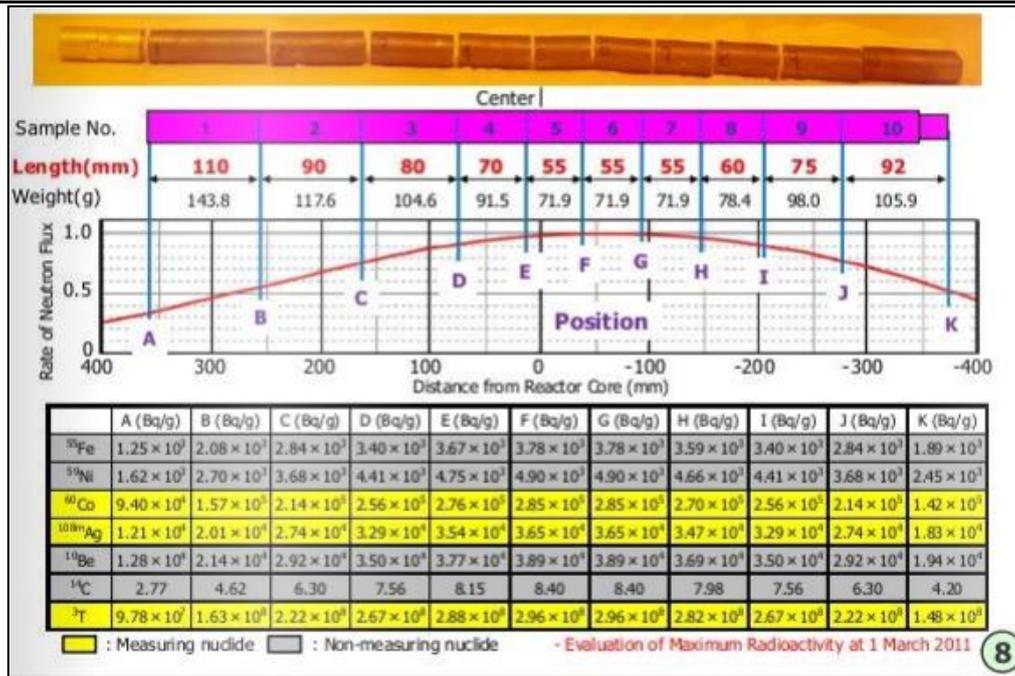


Abbildung 30: Darstellung der Daten von 10 Berylliumstücken [KAW13].

Für die Entwicklung von Rezyklierungsverfahren für bestrahltes Beryllium wurden zwei Methoden vorgeschlagen. Die Nassmethode basiert auf der Überführung von Beryllium zu Berylliumborhydrid ($\text{Be}[\text{BH}_4]_2$), Dimethylberyllium ($[\text{CH}_3]_2\text{Be}$) und Berylliumchlorid $[\text{BeCl}_2]$, mit anschließender Überführung zu Berylliumhydrid $[\text{BeH}_2]$. Nach diesen Schritten wird das Beryllium-Metall durch thermischen Aufschluss bei 1500 °C gewonnen. Bei der Trockenmethode wird zunächst Beryllium bei einer Temperatur von 500 °C unter Zuleitung von Chlorgas $[\text{Cl}_2]$ in Berylliumchlorid $[\text{BeCl}_2]$ überführt (vgl. Abbildung 31). Mit anschließender Temperaturerhöhung (> 1400 °C) und Zuleitung von Wasserstoff wird aus Berylliumchlorid pulverförmiges Berylliummetall isoliert.

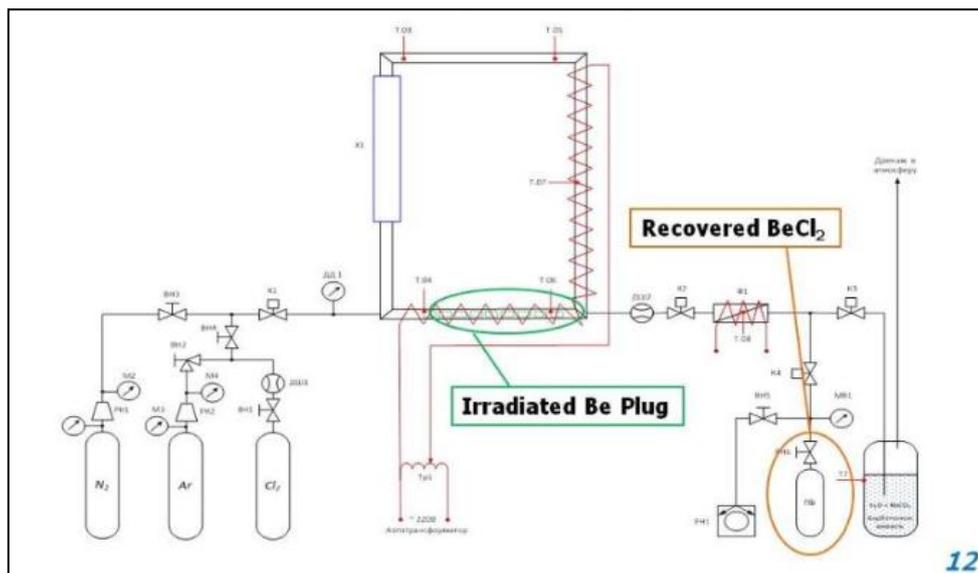


Abbildung 31: Versuchsaufbau zur Dekontamination von bestrahltem Be [COC14].

Vor Beginn der Laborversuche mit bestrahltem Beryllium erfolgte im Rahmen einer Voruntersuchung der Reinigungsversuch von nicht bestrahltem Beryllium. Der Reinigungsprozess wurde mit der Trockenmethode durchgeführt. Das im Laborversuch eingesetzte, nicht bestrahlte Beryllium wies Anfangsverunreinigungen auf. Der Verunreinigungsgehalt an Co betrug 0,73 %, Fe 0,038 % und Al 0,15 %. Nach Durchführung des Reinigungsprozesses konnten im nicht-bestrahlten Beryllium, Co mit 0,008%, Fe mit 0,002 % und Al mit 0,022 % nachgewiesen werden. Das im bestrahlten Beryllium enthaltene Co-60-Isotop trägt als Schlüsselnuklid erheblich zur Gesamtaktivität bei. Im inaktiven Laborversuch konnten mit der Trockenmethode 99 % der Co-Verunreinigungen entfernt werden.

In einem zweiten Laborversuch wurde bestrahltes Beryllium aus dem japanischen Forschungsreaktor JMTR dem Reinigungsprozess unterzogen. Um den Dekontaminationsfaktor zu ermitteln, wurde vor und nach dem Reinigungsverfahren eine gammaspektrometrische Untersuchung an bestrahltem Beryllium durchgeführt. In den aufgenommenen Spektren am bestrahlten Beryllium ist eine sehr hohe Aktivitätssenkung nach dem Reinigungsprozess zu sehen (vgl. Abbildung 32, Tabelle 34). Beim direkten Vergleich des Co-60-Peaks bei 1173 keV konnte ein Dekontaminationsfaktor von 952 errechnet werden.

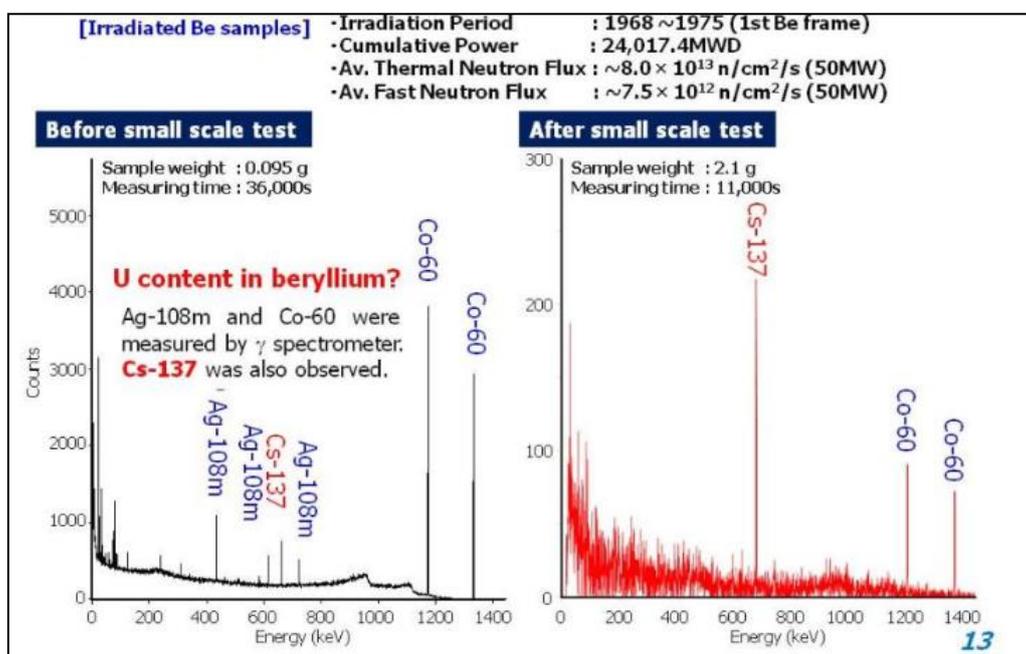


Abbildung 32: Darstellung der gammaspektrometrischen Analyse an bestrahltem Beryllium vor und nach der Reinigung.

Tabelle 34: Ergebnisse der gammaspektrometrischen Analyse an bestrahltem Beryllium vor und nach der Reinigung. Vergleich für Co-60.

Peak 1173 keV	Vor der Reinigung		Nach der Reinigung	
	cps / 0,095g	cps / 1 g	cps / 2,1 g	cps / 1g
Co-60	3800	40000	90	42
Nach dem Reinigungsprozess nur noch 0,10% der Ausgangsaktivität von Co-60 messbar.				

Russische Wissenschaftler entwickelten einen ähnlichen Ansatz zur Behandlung von (bestrahltem) Be [BAK19]. Diese Methode basiert auf der Differenz der Schmelzpunkte und der Flüchtigkeit von BeCl_2 und Chloriden anderer Radionuklide (vgl. Tabelle 35), ähnlich wie bei einem speziellen für die Wiederaufbereitung von abgebrannten Brennelementen entwickelten pyrometallurgischen Verfahren [UHI09].

Tabelle 35: Schmelz- und Siedepunkt von ausgewählten Chloriden [BAK19].

Verbindung	CoCl_2	BeCl_2	CsCl	AgCl	HCl	LiCl	FeCl_2	FeCl_3	NbCl_5
$T_m, ^\circ\text{C}$	724	404	646	455	-114	605	674	308	208,3
$T_b, ^\circ\text{C}$	1049	500±20	1302	1554	-85	1382	1012	317	248,2

T_m - Schmelzpunkt, T_b - Siedepunkt

Im ersten Schritt, wurde dabei bestrahltes Be mit einem Überschuss an Chlorgas bei 730 °C umgesetzt, um das Be sowie die darin enthaltenen Spalt- und Aktivierungsprodukte in Chloride zu überführen (siehe Abbildung 33). BeCl_2 , HCl und NaCl liegen in der Gasphase vor, während CoCl_2 , CsCl und AgCl im Wesentlichen in der Flüssigphase (Schmelze) vorliegen. Im nächsten Schritt wird verbleibendes Cl_2 durch H_2 zu HCl umgesetzt, das als Transportgas für andere gasförmige Chloride dient. Danach wird die Temperatur auf 460°C gesenkt, wodurch Bedingungen für die Kondensation/Sublimation von Chloriden mit einem höheren Schmelzpunkt als BeCl_2 (z. B. AgCl , CsCl und CoCl_2) geschaffen werden. Das BeCl_2 kann dann selektiv in den Kollektor überführt werden, dessen Temperatur unter dem Schmelzpunkt von BeCl_2 (404°C) gehalten wird.

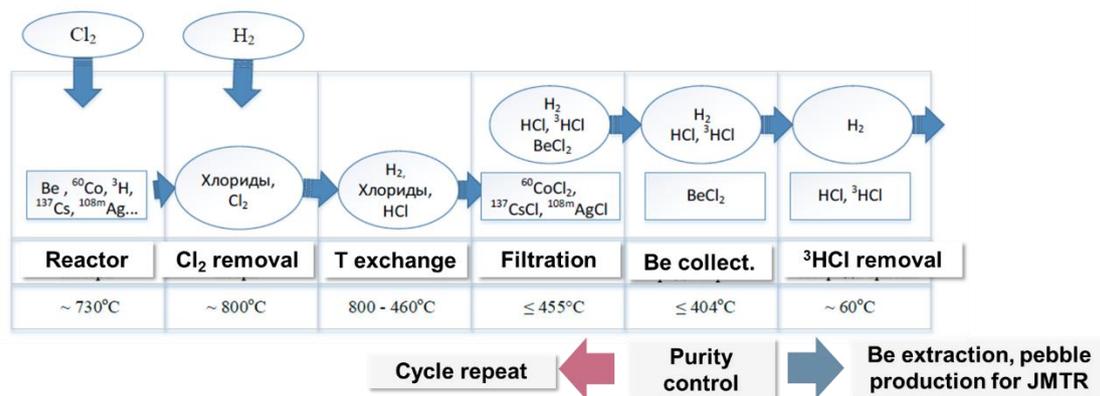


Abbildung 33: Schematische Darstellung eines Chlorierungsverfahren zur Separation von Aktivierungs- und Spaltprodukten aus bestrahltem Be [BAK19].

Einer der Vorteile dieses Verfahrens ist die gleichzeitige Freisetzung von gasförmigen Aktivierungsprodukten (wie z. B. Tritium), die bei etwa 600°C beginnt, und die Chlorierung von Be und weiteren Radionukliden. Die Effizienz der Radionuklidabtrennung beträgt 99% für ^3H und 96% für ^{60}Co im Einstufenprozess. Die Trennleistung kann durch eine mehrstufige Reinigung verbessert werden, die eine nahezu vollständige Abtrennung von ^{60}Co (98,5%), ^{137}C (98,5%) und $^{108\text{m}}\text{Ag}$ (99,99%) ermöglicht. Dennoch ist die von Baklanova et al. berichtete Restaktivität für eine uneingeschränkte Wiederverwendung noch zu hoch: ^{60}Co ($80 \pm 30 \text{ Bq/g}$), ^{137}Cs ($70 \pm 30 \text{ Bq/g}$), $^{108\text{m}}\text{Ag}$ (5 Bq/g). In einer nachfolgenden Arbeit von Baklanova et al. wurde der Prototyp der Anlage zur Be-Dekontamination durch eine zusätzliche Stufe zur Abtrennung von ^{60}Co verbessert [BAK16]. Diese Stufe besteht aus einem Ni-Gitter dessen Temperatur bei 515°C gehalten wird, was über dem Siedepunkt von BeCl_2 und unter dem Schmelzpunkt

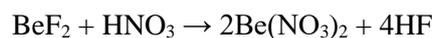
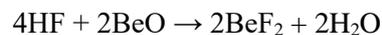
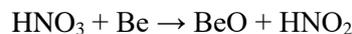
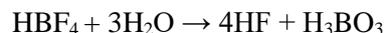
von CoCl_2 liegt, und zur Abtrennung von 99,99% des ^{60}Co führt. Diese Methodik und dieser Versuchsaufbau wurden erfolgreich im kg-Maßstab getestet. Die ersten Demonstrationstests zeigten einen Prozessdurchsatz von 0,3-0,5 kg bestrahltem Be pro Stunde.

II.5.2.3 Hydrometallurgische Verfahren

II.5.2.3.1 Verfahrensbeschreibung

In den USA müssen Transuranelemente, insbesondere Pu und Am, aus bestrahltem Be entfernt werden, um Bedenken hinsichtlich der Entsorgung auszuräumen. In der Arbeit von Tranter et al. wurde eine nasschemische Methode zur Abtrennung von TRU-Elementen und Spaltprodukten aus bestrahltem Be vorgeschlagen [TRA11]. Das Verfahren basiert auf einer Auflösung von Be mit anschließender Abtrennung der Radionuklide durch Flüssig-Flüssig Extraktion. Dazu werden nach der Auflösung zwei Extraktionsprozesse verwendet die ursprünglich für die Abtrennung von Cs und Sr, sowie Pu und Am aus hochradioaktiven Prozesslösungen der Wiederaufarbeitung entwickelt worden sind.

Die Abtrennung von Cs und Sr aus der Be enthaltenden Lösung wurde mit chloriertem Kobaltdicarbollid und mit Sulfon verdünntem Polyethylenglykol durchgeführt. Im Gegensatz zur konventionellen Wiederaufbereitung von verbrauchtem Brennstoff ist die einfache Auflösung von Be in Salpetersäure (2-3 Mol/L) aufgrund der Passivierung der schützenden BeO -Schicht extrem langsam. Um dieses Problem zu überwinden und die Auflösung zu erleichtern, wurde HBF_4 als HF-Quelle verwendet:



Zur Abtrennung von Pu und Am ist als Extraktionsmittel ein Gemisch von Octyl(phenyl)-N, N-diisobutylcarbamoylmethylphosphinoxid (CMPO) in Tributylphosphat (TBP) in n-Dodecan vorgeschlagen worden. Dieser als US TRUEX bekannte Prozess ermöglicht eine sehr effiziente Abtrennung (>99,9%) der Transuranelemente.

Nach der Abtrennung von Cs-, Sr- und TRU-Isotopen wurde das Be bei gleichzeitiger Abtrennung von ^{60}Co in Be-Hydroxid umgewandelt. Durch Zugabe von Ethylendiamintetraessigsäure (EDTA) werden einige Übergangsmetalle maskiert und nach Zugabe von NH_4OH wird $\text{Be}(\text{OH})_2$ bei pH 8 ausfällt. Um eine bessere Trennung zu erreichen, kann der Auflösungs-Fällungs-Zyklus wiederholt werden.

Experimente an Modellsystemen, die in Zentrifugalextraktoren durchgeführt wurden, ermöglichten eine Verringerung des TRU-Niveaus auf <100 nCi/g (3700 Bq/g). Die Effizienz der Abtrennung von ^{137}Cs , ^{60}Co and ^{90}Sr lag nahe bei 100%. Die Rückgewinnung von Be betrug ~99,5%.

Eine weitere nasschemische Methode zur Be-Reinigung wurde von Matyasova et al. beschrieben [MAT13, MAT13A]. Das Verfahren zielte auf die Herstellung von BeF_2 zur weiteren Verwendung in einem Schmelzflussreaktor (engl. Molten Salt Reactor, MSR) ab. Bei dieser Technologie wird der Brennstoff (als U, Th, Pu Florid) in einem Gemisch von Berylliumfluorid und Lithiumfluorid homogen

gelöst. In dem schematisch in Abbildung 34 dargestellten Verfahren wird metallisches Be in HF aufgelöst und durch Zugabe von Ammoniumfluorid (NH_4F) in $\text{BeF}_4(\text{NH}_4)_2$ umgewandelt. Das $\text{BeF}_4(\text{NH}_4)_2$ wird bei 900 °C thermisch zersetzt, wodurch BeF_2 mit der erforderlichen Reinheit gewonnen wird. Die Freisetzung großer Mengen an H_2 bei der Auflösung des bestrahlten Be in der ersten Stufe kann aufgrund der Explosionsgefahr ein Problem sein.

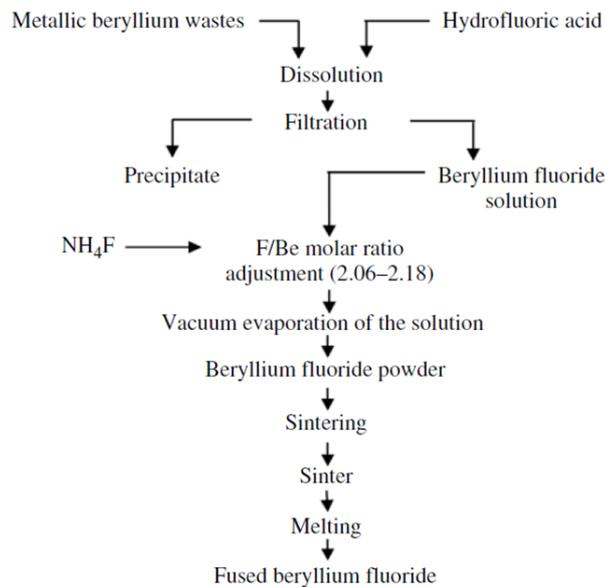


Abbildung 34: Schematische Darstellung der Be-Rezyklierung durch Anwendung einer Fluorierungsmethode [MAT13A].

Bisher wurde die Methode ausschließlich im Labormaßstab getestet und zeigte eine recht hohe Reinigungseffizienz. Die gemessenen Konzentrationen der restlichen Verunreinigungen betragen: $\text{Al} \leq 0,015$, $\text{Fe} \leq 0,05$, Mn , Cr , Ni , $\text{Cu} \leq 0,01$ (in Gew.-%). Zur U-Restkonzentration sind keine Angaben gemacht worden.

II.5.2.3.2 Mögliche Implementierung in Deutschland

Es wird von nasschemischen Trennungsgängen zur Abtrennung der aktivierten Verunreinigungen ausgegangen. Dabei können durch einen nasschemischen Trennungsgang knapp 99% des ^{60}Co entfernt werden. Bei weiteren Trennungsgängen verringert sich die Effektivität der Trennungsgänge recht schnell, so dass insgesamt davon ausgegangen werden kann, dass die notwendige Reinheit des Berylliums zu uneingeschränkter Freigabe schätzungsweise >10 Trennungsgänge benötigen würde. Zur Entfernung des Tritiums ist ein gründliches Ausheizen über einen längeren Zeitraum erforderlich, damit dieses nicht etwaiges Lösungsmittel in radioaktiven Abfall verwandelt. Wenn man davon ausgeht, dass jeweils 50 kg Beryllium gleichzeitig bearbeitet werden können, und dass man zehn Reinigungsdurchläufe bräuchte, so würde man insgesamt 600 Zyklen fahren müssen. Geht man davon aus, dass alle Sekundärreststoffe im Endlager Konrad entsorgt werden sollten, so muss die Dekontamination des Berylliums spätestens 2055 abgeschlossen sein. Geht man optimistisch von einem Beginn der Dekontamination 2030 aus, so müssten 120 kg/Jahr verarbeitet werden.

Geht man von durchschnittlich 50 kg Beryllium pro Batch aus, so müssten pro Jahr ca. 2,4 Batches verarbeitet werden. Bei einem Minimum von 10 Trennungsgängen pro Batch wären das 24 Trennungsgänge pro Jahr. Nimmt man bei dieser Anlage ähnlich wie bei der möglichen Anlage zum Ausheizen von ^3H an, dass man 30% Stillstandszeit hat, so müssten pro Monat drei Durchläufe gefahren werden. Ein Dekontaminationszyklus dürfte also nicht mehr als 10 Tage dauern. Ob dies realistisch ist, kann ohne weitere Planung nicht abgeschätzt werden. Sollten die notwendigen Zeiten länger sein, so sind entsprechend höhere Durchsätze inkl. der dafür notwendigen Abschirmungen zu berücksichtigen.

Zusätzlich ist zu beachten, dass die Betriebsmittel verbraucht und zu radioaktivem Abfall werden. Auf Grund der unterschiedlichen radiologischen Belastung während der einzelnen Dekontaminationszyklen ist zu prüfen, ob es sinnvoll ist, nach jedem Durchgang das Arbeitsmittel zu wechseln.

II.5.2.3.3 Kostenabschätzung

In diesem Abschnitt werden die möglichen Kosten zur Dekontamination von aktivierten Verunreinigungen zur Freigabe abgeschätzt. Die Kosten für ein Ausheizen von Tritium (Kapitel II.5.2.1) und eine Trennung ^9Be und ^{10}Be (Kapitel II.5.2.5) werden an dieser Stelle nicht betrachtet. Diese sind bei einer Freimessung zusätzlich zu den Kosten für die Dekontamination der Aktivierungsprodukte aufzuwenden.

Planung, Genehmigung und Errichtung der Anlage

Auf Grund der Erfahrungen mit Anlagen zur Konditionierung radioaktiver Abfälle wird davon ausgegangen, dass die Kosten für eine Anlage zur Dekontamination von aktivierten Verunreinigungen im Beryllium ca. das fünffache dessen kosten würde, was eine Anlage zum Ausheizen von Tritium kosten würde. Somit würden sich für Planung, Genehmigung und Errichtung der Anlage Kosten von ca. 60 Mio. € ergeben.

Betrieb der Anlage

Für die gesamte Zeit müssten die notwendigen Techniker/Anlagenbediener zur Verfügung stehen sowie das Personal zur Strahlenschutztechnischen Überwachung der Anlage. Für den Betrieb der Ausheizanlage wären drei Techniker zu jeweils 100% notwendig. Geht man von 1600 Stunden/Jahr bei 100 €/h und einem Gemeinkostenanteil von 75 % aus, so ergeben sich Personalkosten von ca. 480.000 € pro Jahr. Über die 25-jährige Betriebszeit wären dies ca. 12 Mio. €.

Auch der eigentliche Betrieb der Anlage wird Kosten verursachen. Diese werden voraussichtlich in einer ähnlichen Größenordnung liegen wie die Kosten für das Personal. Daher wird an dieser Stelle von 12 Mio. € ausgegangen. Diese Kosten beinhalten die Kosten für Objektsicherung und die strahlenschutztechnische Überwachung der Anlage. Insgesamt kann man damit rechnen, dass der Betrieb einer entsprechenden Anlage Kosten von ca. 24 Mio. € während der Betriebszeit verursachen wird.

Durch eine Änderung des Beryllium-Durchsatzes ließen sich diese Kosten verringern oder erhöhen, wodurch jedoch voraussichtlich die Kosten für den Aufbau und die Genehmigung der Anlage höher würden. Vor Durchführung eines entsprechenden Projektes müsste man diese Fragen detaillierter und konkreter untersuchen.

Entsorgung der Sekundärabfälle

Alle Betriebsmittel (Chemikalien) müssten auf Grund des Verdünnungsverbotes in der Strahlenschutzgesetzgebung als radioaktive Abfälle entsorgt werden. Dabei ist zu beachten, dass diese nicht grundwassergefährdend sein dürfen, wenn sie im Endlager Schacht Konrad entsorgt werden sollen. Ob dies der Fall ist, muss von entsprechenden Fachleuten geprüft werden. Jedoch ist zu beachten, dass etwaige Berylliumverbindungen in den Betriebsmitteln möglicherweise unter die Begrenzung von wasserlöslichem Beryllium fallen könnten und daher bilanziert werden müssten. Es ist daher davon auszugehen, dass die kontaminierten Betriebsmittel vor eine Endlagerung im Endlager Schacht Konrad noch weiter konditioniert und in einen nicht wassergefährdenden Zustand überführt werden müssten.

Zur Abschätzung der Kosten wird davon ausgegangen, dass ca. die zehnfache Menge des Berylliums pro Dekontaminationszyklus als kontaminierte Betriebsmittel anfallen wird. Die am höchsten belasteten Teile müssten ziemlich sicher in störfallfeste Behälter verpackt werden. Bei einem störfallfesten KC IV beträgt die Kapazität 8 Fässer á 200 Liter. Auf Grund von Erfahrungswerten und der erwarteten radiologischen Belastung der Betriebsmittel kann davon ausgegangen werden, dass die Fässer durchschnittlich ca. zu 50 % gefüllt sein werden. Somit benötigen 800 Liter Betriebsmittel 7,2 m³ Endlagervolumen.

In der Literatur wird darauf hingewiesen, dass große Mengen an kontaminierten Betriebsmitteln anfallen. Geht man von einem Faktor zehn mehr notwendigen Betriebsmittel gegenüber dem Beryllium aus, so ergeben sich ca. 0,5 störfallfeste KC IV pro Batch Beryllium á 50 kg pro Dekontaminationszyklus. Durch eine mögliche zyklische Verwendung der Betriebsmittel ließe sich – sollte dies aus chemischer Sicht möglich sein – die Abfallmenge auf ca. 0,5 KC IV pro Batch verringern. Bei angenommenen 60 Dekontaminationszyklen würden aus der Dekontamination des Berylliums ungefähr 30 KC IV und somit 216 m³ Endlagervolumen ergeben. Unter Berücksichtigung der aktuellen Endlagerkosten von a. 25 000 € pro m³ würden die Endlagerkosten ca. 5,4 Mio. € betragen. Dabei wurde nicht berücksichtigt, dass für dieses Volumen bisher keine Endlagervorausleistungen gezahlt wurden und es voraussichtlich im Endlager Konrad nicht zur Verfügung steht.

Auch die Kosten für die endlagergerechte Konditionierung, die Zwischenlagerung und die Transporte zum Endlager sind in diesen Zahlen nicht enthalten und müssten ggf. noch ergänzt werden. Sie werden pauschal mit 1 Mio. € abgeschätzt.

II.5.2.4 Kombinierte Methoden

Ein Dekontaminationsverfahren für bestrahltes Be, das Wärmebehandlung und nasschemische Trennung kombiniert, wurde von Possevin et al. entwickelt [POS15]. Dabei erfolgt eine nasschemische Abtrennung von Aktivierungs- und Spaltprodukten im Anschluss an die Tritiumabtrennung durch Ausheizen. Nach Auflösung des bestrahlten Be nach der thermischen Behandlung in 5 M HCl, wird der Komplexbildner Diethyltriaminpentaessigsäure (DTPA) zugegeben (0,02 Mol DTPA pro 1 Mol Be) und der pH-Wert unter Verwendung von NH₄OH auf ~ 12 eingestellt (siehe Abbildung 35). Unter diesen Bedingungen fällt Be als Be(OH)₂ aus, während andere Radionuklide mit DTPA lösliche Komplexe bilden. Anschließend wird das Be(OH)₂ abgetrennt, gewaschen und erneut in HCl gelöst, um die Trenneffizienz zu verbessern. Nach der Reinigung wird Be(OH)₂ bei über 500°C kalziniert, um BeO zu erhalten.

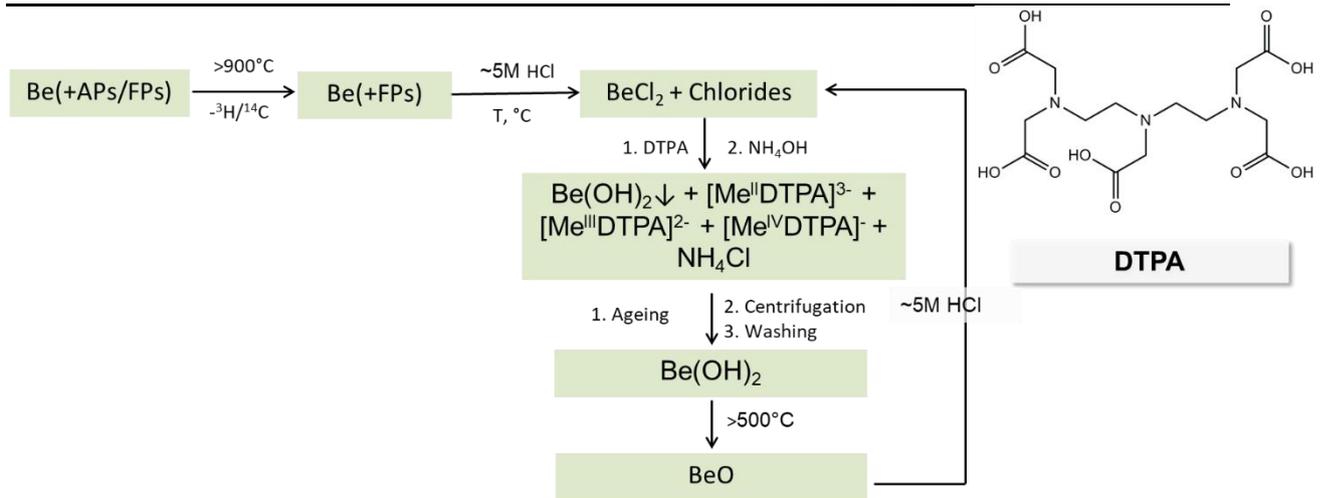


Abbildung 35: Schema eines kombinierten Trennungsansatzes zur Dekontamination von bestrahltem Be, entwickelt von Possevin et al. [POS15].

Nach 3 Zyklen wurde die Trenneffizienz (K_s) von ^3H (99%), ^{60}Co (99.99%), ^{137}Cs (99,98%) berechnet, was in absoluter Aktivität 15,2 Bq/g ^{60}Co und 3,1 Bq/g ^{137}Cs entspricht. Es wurden auch eine Reihe von Experimenten zur Optimierung der Reinigungsmethode durchgeführt, indem das Temperaturregime und Alterungsintervalle optimiert wurden. Für die Freigabe von dekontaminiertem Be werden die Grenzen der minimalen spezifischen Aktivität für ausgewählte Radionuklide festgelegt. Um diese Grenzwerte zu erreichen, sind 7 Be-Reinigungszyklen erforderlich. Mit ungefähr 5 Liter an Sekundärabfällen pro 1 g bestrahltem Be ist zu rechnen [POS15A]. Die Autoren testeten ihren Ansatz im Labormaßstab und gaben weitere Schritte zur Verbesserung ihres Ansatzes an.

II.5.2.5 Trennung von ^{10}Be und ^9Be

Für eine uneingeschränkte Freigabe muss neben den Verunreinigungen auch das Aktivierungsprodukt ^{10}Be aus dem Beryllium entfernt werden. Eine Trennung dieser beiden Isotope ist jedoch nur auf dem Wege der Isotopentrennung möglich. Die Kosten für eine entsprechende Trennung im technischen Maßstab für ca. 3 Mg Beryllium lassen sich nicht beziffern. Da schon die Kosten für die Entfernung der Verunreinigungen aus dem Beryllium nahelegen, dass eine Dekontamination zur Freimessung wirtschaftlich nicht vertretbar ist, wird für die Trennung der Isotope auf eine detaillierte Kostenschätzung verzichtet und nur davon ausgegangen, dass sie mindestens doppelt so hoch wie für die Dekontamination ist. Für die Endlagerung des ^{10}Be würde ein MOSAIK-Behälter ausreichen.

II.5.3 Kostenschätzung für eine Endlagerung in Schacht Konrad

Die Kostenschätzung zur Entsorgung von bestrahltem Beryllium aus dem BER-II beruht auf einigen Annahmen, die in Kapitel II.5.1 erläutert werden. Diese Annahmen werden, insofern sie angemessen sind, für die anderen Berylliumreflektoren (RFR, FRM-I, FRG) aus Deutschland übernommen. Kosten, die unabhängig von den Abfallmassen sind, werden dementsprechend mit 4 multipliziert und alle Kosten, die von der Masse an bestrahltem Beryllium oder der Transportentfernung abhängig sind, werden proportional betrachtet.

II.5.3.1 Annahmen zur Endlagerung von bestrahltem Beryllium

Um die Kostenabschätzung bezüglich der Endlagerung von bestrahltem Beryllium aus dem Forschungsreaktor BER-II durchzuführen, wurden verschiedene Annahmen getroffen. Diese werden im Folgenden näher erläutert und auf alle anderen Forschungsreaktoren bezogen sofern sie übertragbar sind. Um eine Abschätzung der Kosten zu ermöglichen, wird davon ausgegangen, dass alle Anforderungen der Endlagerungsbedingungen [HZB11] (stofflich, radiologisch, Abfallprodukteigenschaften, Behältereigenschaften) eingehalten werden können. Ob dies tatsächlich der Fall ist, lässt sich erst endgültig nach Beprobung, Verpackung und Einreichung der Endlagerdokumentation der Abfallgebinde klären.

Um eine Kostenabschätzung treffen zu können, wird davon ausgegangen, dass keine weitere Konditionierung des Berylliums notwendig ist. Da die Beryllium-Elemente eine handhabbare Größe haben, müssen sie nicht aus geometrischen Gründen weiter zerlegt werden. Es wird davon ausgegangen, dass es sich bei den Beryllium-Elementen um aktivierten metallischen Feststoff handelt, der als solcher die Anforderungen der APG 03 der Endlagerungsbedingungen [HZB11, BFS10E] erfüllt. Dies muss im Lauf des Verfahrens noch verifiziert werden.

Um sicher zu stellen, dass es in dem Abfallgebinde zu keiner unzulässigen Gasentwicklung kommt, muss nachgewiesen werden, dass die Werkstoffe, die in den Abfallgebinden miteinander in Kontakt stehen, miteinander verträglich sind. Da das Beryllium voraussichtlich störfallfest verpackt werden muss, muss der Behälter mit Beton vergossen werden. In Kapitel II.2 wurde erläutert, dass Beryllium und Beton unverträglich sind, da sich Be in hochalkalischen Medien unter Bildung von H_2 korrodiert. Eine Lösung, die zusammen mit dem Behälterhersteller Eisenwerke Bassum untersucht wurde, ist die Fertigung eines Innenbehälters aus Stahl und Blei, der gleichzeitig als Abschirmung und als Trennwand zwischen Blei und Beton dienen würde. Die Berylliumelemente wären im Innenbehälter anhand von einem Einsetzgestell fixiert. In Kapitel II.6 werden weitere Konditionierungsverfahren diskutiert, wie die Bituminierung, die Verglasung oder die Phosphatierung von bestrahltem Beryllium. Allerdings ist für keines dieser Verfahren bislang nachgewiesen worden, ob es sich für die Endlagerung von bestrahltem Beryllium eignet. Aus diesem Grunde heraus wird sich die folgende Kostenschätzung nur auf die Konditionierung mit Innenbehälter, Einsetzgestell und Beton-Verguss außerhalb des Innenbehälters beziehen.

Damit ein Abfallgebinde im Endlager Konrad endgelagert werden kann, muss der Abfallbehälter ein für den entsprechenden Abfall und die Abfallbehälterklasse zulässiges Prüfzeugnis aufweisen. Für die Einstufung als ABK II störfallfest verfügen bisher weder MOSAIK-Behälter noch die alternativ zur Planung vorgesehenen KC II über eine Zulassung. Für den KC IV liegt ein entsprechendes Prüfzeugnis vor, so dass ein KC IV eine Alternative ist, die berücksichtigt wird. Die Kostenschätzung erfolgt unter der Annahme, dass die Prüfzeugnisse bis zur Einreichung der Abfallgebinde-Dokumentation durch die GNS als Hersteller der MOSAIK-Behälter bzw. die Eisenwerke Bassum für den KC II bei der BGE erwirkt werden.

Da noch nicht sicher ist, welche Behälter aus radiologischen und logistischen Gründen am besten zu verwenden sind, wird für die Abschätzung der Kosten von einer Verwendung von MOSAIK-Behältern ausgegangen, da diese durch die höheren Kosten der konservative Ansatz sind. Zudem ist nur bei der ABK-II störfallfesten Beantragung für MOSAIK-Behälter ein Betonverguss des Innenbehälters **nicht**

vorgesehen. KC IV sind nur mit Verguss des Innenbehälters zugelassen und für KC II wurde die Beantragung zur ABK-II störfallfesten Verpackung ebenfalls nur mit Verguss des Innenbehälters gestellt.

Eine weitere Lösung wäre, einen neuen Antrag für die Konditionierung von Beryllium zu erstellen, was die Kosten durch die notwendige Spezial-Zulassung eines KC IV ohne Verguss des Innenbehälters allerdings erheblich erhöhen würde. Diese Alternative wird in der folgenden Kostenschätzung nicht mitbezogen.

Ab Beginn des Rückbaus werden bei allen Forschungsreaktoren Kosten für die Zwischenlagerung des bestrahlten Berylliums anfallen. Die Zwischenlagerung des Berylliums aus dem Forschungsreaktor BER-II des HZBs wird im Folgenden exemplarisch diskutiert. Um die möglichen Kosten für eine Zwischenlagerung des Berylliums aus dem BER-II abzuschätzen, werden die Kosten für eine Zwischenlagerung der ZRA (Zentralstelle für radioaktive Abfälle) am HZB herangezogen

II.5.3.2 Kostenabschätzung

In diesem Kapitel werden die Kosten für eine Endlagerung des sich in Deutschland befindlichen bestrahlten Berylliums im Endlager Schacht Konrad abgeschätzt. Dabei wird neben den direkten Kosten wie der Kosten für die Behälter, der Beladung und der Kosten der eigentlichen Endlagerung auch auf mögliche zukünftig anfallende Kosten, z. B. einer längeren Zwischenlagerung des Berylliums, eingegangen.

II.5.3.2.1 Behälterkosten

Die Behälterkosten für MOSAIK-Behälter belaufen sich auf ca. 80.000 € pro Stück [HZB11]. Das Fassungsvermögen eines MOSAIK-Behälters ist ca. 200 L. Neben den eigentlichen Behältern müssen auch die Einsatzkörbe und die Blei-Abschirmungen gefertigt werden. Dabei sind die Kosten im Vergleich zu den Behälterkosten nur gering. Möglicherweise hinzukommende Kosten für Begutachtungen sind hierbei nicht berücksichtigt.

Sollten statt der MOSAIK-Behälter günstigere KC verwendet werden, so verringern sich die Kosten für die Behälterbeschaffung entsprechend.

BER-II

Mit einer Masse von ca. 1.800 kg an bestrahltem Beryllium und einer Dichte von etwa $1,8 \text{ g/cm}^3$ werden 6 MOSAIK-Behälter notwendig sein, um das gesamte Beryllium zu verpacken. Hinzu kommt der Behälter mit dem Beryllium aus dem Umbau. Dieser kann aufgrund seiner Zulassung nicht als Endlagerbehälter verwendet werden. Somit ergeben sich Kosten von ca. 480.000 € für die Beschaffung der Behälter. Bezüglich der Einsatzkörbe und Bleiabschirmungen sollte es sich insgesamt lt. Aussagen der Konstruktionsabteilung um weniger als 60.000 € handeln, die hier an Kosten anfallen.

FRM-I

Das Beryllium des FRM-I befindet sich bereits in einem MOSAIK Behälter, es werden also keine weiteren Behälterkosten für das bestrahlte Beryllium aus München anfallen.

FRG

Mit einer Masse von ca. 682 kg an bestrahltem Beryllium und einer Dichte von etwa 1,8 g/cm³ werden 2 - 3 MOSAIK-Behälter notwendig sein, um das gesamte Beryllium zu verpacken. Die Kosten erheben sich somit auf 240.000 € alleine für die Beschaffung der Behälter. Für die Einsatzkörbe und Bleiabschirmungen in den 3 Behältern müsste noch mit zusätzlichen 30.000 € gerechnet werden.

RFR

Die 368,26 kg an bestrahltem Beryllium aus dem Rossendorfer Forschungsreaktor befinden sich bereits in Fässern mit Aluminiumkörben, allerdings handelt es sich dabei nicht um MOSAIK-Behälter. Hier müssten zwei MOSAIK-Behälter, mit Bleiabschirmungen und Einsatzkörben bestellt werden. Die Kosten erheben sich somit für das Beryllium aus dem Rossendorfer Forschungsreaktor auf 180.000 €.

II.5.3.2.2 Beladekosten

Um die zusätzlichen Beladekosten abschätzen zu können, wurde die 2006 durchgeführte Beladung eines MOSAIK-Behälters mit den Beryllium-Elementen der inneren Schicht des BER-II als Beispiel angenommen. Die Arbeiten dauerten inkl. Beladung des MOSAIK-Behälters etwas mehr als eine Woche. Neben dem Einsatzkorb waren die notwendigen Gewindestangen zum Bewegen der Beryllium-Bauteile sowie ein entsprechender Abstandshalter notwendig. Die Personalkosten müssen bei der Betrachtung der Rückbauaktivitäten berücksichtigt werden. Diese berechnen sich wie in Tabelle 36 dargestellt:

Tabelle 36: Überblick der zu berücksichtigten Personalkosten bei Betrachtung der Rückbauaktivitäten.

Behälter	Anzahl	12
Beladedauer	Woche/Behälter	1
Mitarbeiter Beladung	Anzahl	3
Dauer Beladevorbereitung	Monate/Behälter	4
Mitarbeiter Ingenieur	Anzahl	1
Kosten Ingenieur inkl. Gemeinkosten	€/Jahr	170.000
Kosten Arbeiter inkl. Gemeinkosten	€/Jahr	140.000
Zeitdauer Arbeiter	Jahre	0,7
Zeitdauer Ingenieur	Jahre	4
Kosten Arbeiter	€	100.000
Kosten Ingenieur	€	680.000

Für das notwendige Equipment zur Beladung und zum Behälterhandling sollten keine nennenswerten zusätzlichen Kosten anfallen, da es unabhängig von der Beryllium-Entsorgung für weitere Rückbauschritte beschafft oder geliehen werden muss.

II.5.3.2.3 Beprobung und Analyse der Proben

Im Rahmen der Qualifikation für das Endlager Konrad werden zum Nachweis der Einhaltung der Endlagerungsbedingungen Nachweise der physikalischen, chemischen und radiologischen Eigenschaften des Berylliums notwendig sein. Möglicherweise wird es dazu notwendig sein, Proben des Berylliums zu nehmen, und radiologisch/chemisch analysieren zu lassen. Aufgrund der chemischen Eigenschaften

des Berylliums und der hohen radiologischen Belastung wird eine Probennahme nicht ohne weiteres durchzuführen sein. Auch die Analyse der Proben wird entsprechend aufwendig. Daher wird pauschal ein Wert von ca. 11.760 € pro Probenahmen/-analyse angenommen. Erfahrungen mit dem TÜV Nord EnSys GmbH im Rahmen der Erstellung von Ablaufplänen und Endlagerdokumentation lässt erwarten, dass mindestens zwei Proben der jeweiligen Berylliumgruppen notwendig werden.

BER-II

Die unterschiedlichen Berylliumgruppen im BER-II sind die Reflektorelemente, innere und äußere Schicht, Inhalt des Stopfenlagers und Inhalt der MOSAIK-Behälter. Somit würden sich an dieser Stelle Kosten von ca. 117.600 € für das Beprobieren von dem bestrahlten Beryllium aus BER-II ergeben.

FRM-I

Das Beryllium-Inventar des FRM-I setzt sich aus 24 Beryllium-Reflektor-Elementen zusammen, die in zwei Typen eingeteilt sind. Typ I besteht aus einem Fuß- und Kopfstück aus Aluminium ($AlMg_3$). Typ II besteht aus drei Beryllium-Teilen mit einer seitlichen Aussparung und ist mit Aluminium-Schrauben verschraubt. Somit müssten also insgesamt 4 Proben genommen werden, welche die Kosten auf 47.040 € setzten würden.

FRG

In den Reaktorkernen der Forschungsreaktoren FRG-I und FRG-II befinden sich Reflektor-Elemente verschiedener Bauform aus Beryllium. Es werden fünf Berylliumgruppen voneinander unterschieden: die Berylliumblockreflektoren, die Berylliumblockreflektoren mit Hohlraum, die Standard Berylliumreflektoren, die Berylliumreflektoren mit Probenleitrohr und die Berylliumoxid-Reflektoren. Somit erheben sich die Kosten für die Beprobung und die Analytik des bestrahlten Berylliums im Helmholtz-Zentrum Geesthacht auf 117.600 €.

RFR

Der feste Beryllium-Reflektor ist aus sechs unterschiedlichen Berylliumgruppen zusammengesetzt: die Beryllium-Reflektor Kassetten, die Beryllium-Reflektor Dreifachkassetten, die Berylliumreflektorteile, ein Berylliumreflektorbruchstück, die Berylliumreflektorpfropfen und der Beryllium-Reflektor des Gebindes GB 550. Es müssen also insgesamt zwölf Proben genommen und analysiert werden, was einem Wert von 141.120 € entspricht.

II.5.3.2.4 Nachweise für ABK II

Dieser Punkt ist schwer zu beziffern, da bisher noch kein ABK II-Gebinde durch die BGE bestätigt wurde. Daher sind die hierdurch entstehenden Kosten schwer zu beziffern und werden an dieser Stelle pauschal mit 250.000 € angenommen. Aufgrund mangelnder Erfahrung mit ABK II-Gebinden muss die Unsicherheit auf einen Faktor von 10 beziffert werden.

II.5.3.2.5 Erstellung der Dokumentation

Für die Erstellung und Genehmigung eines Ablaufplans werden voraussichtlich 0.5 Personenjahre notwendig sein, für die Erstellung der Endlagerdokumentation ca. 0.25 Personenjahre pro Behälter. Erfahrungsgemäß dauert die erste Erstellung einer Dokumentation eines Abfallstroms wesentlich länger, daher werden für sie 0.5 Personenjahre angenommen.

Der Ablaufplan für das Beladen von Beryllium in MOSAIK-Behälter muss nur einmal angemeldet werden, unabhängig davon wie viele Behälter beladen werden. Allerdings hat jedes Forschungsinstitut seinen Ablaufplan zu erstellen.

BER-II

Bei sechs Behältern ergibt sich somit ein Aufwand von 1,75 Personenjahren für die Dokumentation sowie 0,5 Personenjahr für die Erstellung des Ablaufplans. Auf Grund der Vielzahl an kritischen Punkten ist es wahrscheinlich, dass es auf Grund von Differenzen mit den Gutachtern (Kapitel 6.5.2.9) zu zusätzlichen Diskussionen und mehrfachen Überarbeitungen des Ablaufplans und der Dokumentation kommt. Daher wird im Sinne einer konservativen Betrachtung als Arbeitsaufwand pauschal vier Jahre angenommen.

FRM-I

Bei einem einzigen MOSAIK-Behälter ist mit einem Aufwand von 0,5 Personenjahren zu rechnen, sowie 0,5 Personenjahren für die Erstellung des Ablaufplanes. Insgesamt, mit mehrfacher Überarbeitung, ist mit 1,5 Personenjahren zu rechnen.

FRG

Bei 3 MOSAIK-Behältern ist mit einem Zeitaufwand von 1 Personenjahr zu rechnen, sowie 0,5 Personenjahren für die Erstellung des Ablaufplanes. Insgesamt, mit mehrfacher Überarbeitung, ist mit 2,25 Personenjahren zu rechnen.

RFR

Bei 2 MOSAIK-Behältern ist mit einem Zeitaufwand von 0.75 Personenjahren zu rechnen, sowie 0,5 Personenjahren für die Erstellung des Ablaufplanes. Insgesamt, inklusive notwendiger Überarbeitung, ist mit 2 Personenjahren zu rechnen.

II.5.3.2.6 Zwischenlagerung

BER-II

Für die Zwischenlagerung werden die von der Landessammelstelle Berlin (ZRA) in der Preisliste angegebenen Lagerkosten angenommen [HZB18A]. Diese belaufen sich aktuell einmalig auf 200 € je Behälter für die Eingangsmessungen sowie auf monatlich 110 € pro angefangenem Kubikmeter. Konservativ wird angenommen, dass jeder MOSAIK-Behälter 2 m³ Lagervolumen beanspruchen wird. Es wird angenommen, dass der Einlagerungsbetrieb im Endlager Konrad 2030 beginnen wird und dann 30 Jahre

lang stattfindet. Spätestens zum letztmöglichen Zeitpunkt müssen die Behälter mit dem Beryllium eingelagert werden. Daher wird bei der Berechnung der Zwischenlagerkosten davon ausgegangen, dass eine Einlagerung 2060 erfolgt. Wenn man von einem Ausbau der Berylliumelemente 2026 ausgeht, so ergibt sich eine Lagerzeit von maximal 34 Jahren. Auf Grund eines möglicherweise notwendigen Abklings des radioaktiven Inventars kann unter Umständen keine frühere Einlagerung im Endlager Konrad erfolgen, so dass für alle Behälter die maximale Lagerzeit angenommen wird.

Pro Behälter bedeutet dies 119.000 € Kosten für die Zwischenlagerung, insgesamt also 714.000 €. Durch eine kürzere Zwischenlagerzeit würden sich diese Kosten verringern. Durch die hohe Aktivität des Berylliums können ggf. höhere Kosten entstehen, daher werden die Kosten auf 1 Mio. € aufgerundet.

Angenommen, es kann aufgrund des notwendigen Abklings des radioaktiven Inventars keine frühere Einlagerung als 2060 im Endlager Konrad erfolgen und die monatlichen Kosten für die Zwischenlagerung von radioaktivem Materialien sind in jedem Zwischenlager identisch, so kann von folgenden Kosten ausgegangen werden (Tabelle 37):

Tabelle 37: Kostenschätzung der bei einer möglichen Zwischenlagerung benötigten Behälter.

Forschungsreaktor	Anzahl Mosaikbehälter	Abgeschätzte Kosten zur Zwischenlagerung in €
BER-II	6	100 000 000
FRM-I	1	300 000
FRG-I	3	500 000
RFR_	2	350 000

II.5.3.2.7 Transportkosten

Für den Transport zum Endlager wurde 2012 von NCS eine Studie zu den Beförderungskosten der radioaktiven Abfälle der Öffentlichen Hand durchgeführt [NCS12]. In dieser sind die Kosten pro Konrad-Container bzw. Tauschpalette mit je zwei Rundgebinden abgeschätzt:

- VKTA: 6989 €
- HZG: 5273 €
- TUM: 7710 €
- HZB: 5980 €

Dabei wird in der Studie davon ausgegangen, dass die KC/Tauschpaletten in einem 20'-Container eingestellt sind. Die Leih- oder Beschaffungskosten für die 20'-Container/Tauschpaletten sind nicht in den Kosten enthalten.

II.5.3.2.8 Endlagergebühren

Die Entsorgungskosten im Endlager Konrad werden mit ca. 25.000 € pro Kubikmeter angenommen [HZB11, BMJV20]. Jeder MOSAIK-Behälter hat ein Bruttovolumen von ca. 1,3 m³ und somit Endlagerungskosten von ca. 33 000 €. In Tabelle 38 sind die abgeschätzten Endlagergebühren unter Annahme benötigter Anzahl an MOSAIK-Behälter aufgeführt.

Tabelle 38: Kostenschätzung der Endlagergebühren.

Forschungsreaktor	Anzahl Mosaikbehälter	Abgeschätzte Kosten, in €
BER-II	6	200 000
FRM-I	1	33 000
FRG-I	3	100 000
RFR_	2	66 000

II.5.3.2.9 Gutachterkosten

Die zu erwartenden Gutachterkosten werden auf Grund der Komplexität der problematischen Punkte (hohe Aktivität, chemische Giftigkeit, ABK II, Reflektormaterial, etc.) voraussichtlich im sechsstelligen Bereich liegen. Auf Grund der Vielzahl der möglichen Schwierigkeiten und notwendigen Diskussionen kann dieser Punkt die Testierung der Abfallgebinde deutlich verzögern. Auf Grund der Erfahrungen mit dem TNE Hannover in Bezug auf Endlagerbegutachtungen werden 250.000 € als Gutachterkosten pro Standort an dieser Stelle angenommen. Hinzu kommen geschätzt 250.000 € Gutachterkosten im Aufsichtsverfahren und für die Verfahrensbegleitung.

II.5.3.3 Ungewissheiten bei der Endlagerung von bestrahltem Beryllium

In Bezug auf die Kosten der Entsorgung des Berylliums gibt es in folgenden Punkten besonders große Unsicherheiten.

Der wichtigste Punkt der Klärung bedarf, ist die Frage, ob eine Entsorgung in das Endlager Konrad hinsichtlich der Aktivitätsgrenzwerte überhaupt möglich ist. Neben Tritium werden auch für weitere Nuklide (z. B. ¹⁴C, ⁶⁰Co) Aktivitäten im Bereich der zulässigen Grenzwerte für das Endlager Konrad erwartet, sodass möglicherweise eine Endlagerung im Endlager Konrad aus radiologischer Sicht nicht möglich ist. Da die Aktivitätsbestimmung, am HZB zumindest, nur eine grobe Abschätzung ist, könnten sich durch eine messtechnische Überprüfung der berechneten Werte größere Abweichungen ergeben. Daher ist nicht auszuschließen, dass die Grenzwerte für das Endlager Konrad überschritten werden und der Entsorgungspfad Endlager Konrad nicht zur Verfügung steht.

Zudem ist ein nicht ausreichendes ³H-Kontingent der Ablieferungspflichtigen eine kritische Frage, die bisher nicht untersucht wurde. Wie teuer das fehlende Kontingent letztlich wird oder ob sich der Erwerb auf Tauschbasis abwickeln lässt, lässt sich nicht abschätzen, ohne dass diese Gespräche geführt werden.

Ein weiterer Punkt, bei dem die Kostenschätzung mit großen Unsicherheiten behaftet ist, ist die Verpackung der Beryllium-Elemente in einen störfallfesten ABK II-Behälter. Da eine Beladung eines ABK II-Behälters nach bisherigem Stand noch nicht durchgeführt wurde, können sich an dieser Stelle deutlich

höhere Kosten als geplant ergeben. Auch ist zu klären unter welchen Bedingungen bei ABK II Verpackungen auf einen Betonverguss im Inneren des Innenbehälters verzichtet werden kann. Sollte ein Verzicht nicht möglich sein, so muss eine alternative Vergussmatrix qualifiziert werden.

Alle Überlegungen in diesem Bericht beruhen auf der Annahme, dass die Endlagerungsbedingungen eingehalten werden können. Neben den radiologischen und stofflichen Punkten kann auch die Einhaltung der Grundanforderungen schwierig werden. Insbesondere die Forderung „Reaktionen zwischen dem radioaktiven Abfall, dem Fixierungsmittel und der Verpackung müssen auf eine sicherheitstechnisch zulässige Rate beschränkt sein“ kann auf Grund der Eigenschaften des Berylliums bei einem Verguss des Behälters (z. B. mit hochalkalischen hydraulischen Bindemitteln) problematisch werden. Sollte sich dieses Problem nicht lösen lassen, so müsste ein anderer Entsorgungspfad gefunden werden mit entsprechenden zusätzlichen Kosten.

Bei Fragen zur Einlagerung ins Endlager Konrad sind die Gutachterkosten schwer zu beziffern. Erfahrungsgemäß können hier schnell sechsstellige Beträge auflaufen und es kann zu Verzögerungen von mehreren Jahren kommen. Insbesondere die Freigabe des Ablaufplans durch die BGE und die Aufsichtsbehörde sind an dieser Stelle ein Haltepunkt, der für den weiteren Verlauf kritisch ist.

Eine Fragestellung die Kosten betreffend ist, ob die Verwendung von MOSAIK-Behältern sinnvoll ist oder ob – schon aus Sicht der Grenzwerte zur thermischen Beeinflussung des Wirtsgesteins – eine Verwendung eines Konrad-Containers sinnvoller ist. Diese Frage wird im Rahmen der Erstellung eines Behälterkonzepts zur Verpackung des Berylliums in Zukunft genauer betrachtet werden müssen. Im Rahmen einer konservativen Herangehensweise werden die MOSAIK-Behälter in diesem Bericht als die teurere Variante betrachtet und daher beschrieben

II.5.3.4 Überblick der Endlagerkosten im Schacht Konrad

In den vorigen Kapiteln wurden die Kosten, die durch eine Entsorgung des bestrahlten Berylliums aus Deutschland ins Endlager Konrad entstehen, abgeschätzt. Die Tabelle 39 zeigt eine Übersicht der einzelnen Kostenpunkte. Insgesamt werden die erforderlichen Aufwendungen für die Endlagerung von Be aus deutschen Forschungsreaktoren auf ca. 3,4 Mio. € (ohne Personalkosten) geschätzt. Da sich viele Kostenpunkte nur mit sehr großen Unsicherheiten beziffern lassen, wurden auch die Risiken für weitere massive Kostenänderungen betrachtet. Diese sind in Tabelle 40 aufgelistet

Tabelle 39: Übersicht über die abgeschätzten Kosten für die Vorbereitung zur Endlagerung des bestrahlten Berylliums aus BER-II, FRM-I, FRG und RFR, ohne Berücksichtigung der Personalkosten.

	Kostenpunkt		Kosten in €
Allgemein	Zusätzliche Anforderungen erste Nutzung ABK II sf		250000
	Gutachterkosten (alle Standorte in Summe)	Aufsichtsverfahren	1 000000
		Endlagerverfahren	1 000000
BER-II	Behälter	6x MOSAIK	480000
		Einsatzkörbe und Blei	60000
	Beprobung und Analysen	Charakterisierung	117600
	Entsorgung	Zwischenlagerung	1 000000
		Transport	30000
		Endlager Konrad	200000
FRM-I	Behälter	1x MOSAIK	80000
		Einsatzkörbe und Blei	10000
	Beprobung und Analysen	Charakterisierung	47040
	Entsorgung	Zwischenlagerung	300000
		Transport	24000
		Endlager Konrad	33000
FRG	Behälter	3x MOSAIK	240000
		Einsatzkörbe und Blei	30000
	Beprobung und Analysen	Charakterisierung	117600
	Entsorgung	Zwischenlagerung	500000
		Transport	19200
		Endlager Konrad	100000
RFR	Behälter	2x MOSAIK	160000
		Einsatzkörbe und Blei	20000
	Beprobung und Analysen	Charakterisierung	141120
	Entsorgung	Zwischenlagerung	350000
		Transport	28000
		Endlager Konrad	66000
Summe			3.403.560

Tabelle 40: Übersicht über die möglichen Risiken in Bezug auf die Entsorgung des Berylliums.

Risiken	Konsequenz bei Eintritt
Einhaltung der Endlagerungsbedingungen	Beryllium muss im Nachfolgendlager entsorgt werden
ABK II-Behälter	Höhere Kosten, längerer Zeitaufwand
Werkstoffverträglichkeit	Höhere Kosten, ggf. nicht Konrad-gängig
Tritium-Kontingent	Höhere Kosten, ggf. nicht Konrad-gängig
Gutachterkosten	Höhere Kosten, größerer Zeitbedarf, bei Verzögerung des ALP kann sich das gesamte Rückbauprojekt verzögern
MOSAIK-Behälter	Einsparung durch Verwendung KC ggf. möglich
Zwischenlagerung	Externe Zwischenlagermöglichkeit muss gesucht werden. Dadurch ggf. höhere Kosten. Einsparung durch kürzere Zwischenlagerung möglich

II.5.4 Kostenschätzung für die Endlagerung in einem anderen Endlager

In diesem Kapitel werden die Kosten für die Endlagerung des bestrahlten Berylliums in einem anderen Endlager erörtert, für den Fall, dass eine Endlagerung im Schacht Konrad nicht möglich sein sollte.

II.5.4.1 Endlagerkosten

Sollte sowohl eine Wiederaufbereitung zur Nachnutzung als auch eine Endlagerung im Endlager Konrad, ggf. nach einer Konditionierung, nicht möglich sein, muss in diesem Fall das Nuklearberyllium in einem anderen Endlager entsorgt werden.

Da ein solches Endlager bisher nicht existiert, wird davon ausgegangen, dass ähnliche Kosten wie bei der Entsorgung von abgebrannten Brennelementen anfallen werden. Die Zeitplanung für das entsprechende entsprechende Endlager gemäß StandAG wird der Schätzung zu Grunde gelegt. Aktuell liegen in Deutschland ca. 17.000 Mg HAW-Abfälle vor. Bezieht man die in den KFK-Fonds eingezahlten Beträge auf die entsprechende Masse, so kostet die Entsorgung von 1 kg aktuell ca. 1.420 €. Für die ca. 3.000 kg Nuklearberyllium würden dann allein an Entsorgungskosten ca. 4,3 Mio. € anfallen. Die aktuelle Schätzung gibt den aktuellen Kenntnisstand über die anfallenden Kosten im Falle der Endlagerung von bestrahltem Beryllium wieder. Abweichungen bei den einzelnen Posten sind immer möglich und ergeben sich aus dem zunehmenden Erkenntnisgewinn, z. B. über die Eigenschaften der zu entsorgenden radioaktiven Abfälle aus Beryllium im Laufe des Rückbauprozesses. Sobald es neuere Erkenntnisse gibt, kann die Kostenplanung verfeinert werden.

II.5.4.2 Zwischenlagerung

Neben den Kosten der Endlagerung des bestrahlten Berylliums würden weitere Kosten für die jahrzehntelange Zwischenlagerung und die endlagergerechte Konditionierung hinzukommen. Zur Abschätzung dieser Kosten werden folgende Annahmen zugrundegelegt:

- Das Volumen der zwischenzulagernden Abfälle beträgt ca. 15,3 m³ (6 MOSAIK), wobei 110 € pro angefangenem m³ für die Zwischenlagerung pro Monat anfallen;
- Der frühestmögliche Zeitpunkt einer Einlagerung gemäß StandAG (unter relativ wenig realistischen Annahmen) wäre 2050; realistisch wäre auch eine Einlagerung jenseits des Jahres 2100 nicht auszuschließen [KOM17];
- Im Zeitraum 2020 – 2060 (d. h. ca. 500 Monate) erfolgt die Zwischenlagerung gemeinsam mit Konrad-Abfällen; in diesem Zeitraum fallen Kosten von 55.000 €/m³ an, d. h. insgesamt ca. 825 k€ für die ca. 15 m³ Abfall. Hierbei wurde angenommen, dass keine Kostensteigerung bis zum Jahr 2060 erfolgt.

Nach der Ablieferung der Konrad-Abfälle würden die Lagerhallen nur für Beryllium betrieben werden. In diesem Fall würden die gesamten Betriebskosten als Berylliumsentsorgungskosten anfallen. Für den Betrieb einer Lagerhalle im Bereich des BER-II sind jährlich Kosten von 280 k€ vorgesehen (Preisbasis 2018). Somit würde die Zwischenlagerung ca. 11,2 Mio. € pro Standort kosten, wiederum ohne Preis-

steigerungen gerechnet. Geht man von einer gemeinsamen Lagerung des Nuklearberylliums in Deutschland aus, so ergeben sich Kosten in Höhe von ca. 12 Mio. €. Bei getrennter Lagerung können es auch bis zu 50 Mio. € sein.

II.5.4.3 Konditionierung und sonstiges

Für Konditionierung und sonstige Aufgaben würden weitere noch nicht bezifferbare Kosten anfallen. Sie werden voraussichtlich jedoch mindestens in der doppelten Höhe der zur Entsorgung in Schacht Konrad anfallenden Kosten liegen (Höhere Sicherheitsanforderungen). Auf eine detaillierte Auflistung dieser Kosten wird an dieser Stelle verzichtet, da die Ergebnisse zu ungenau wären. Somit wird davon ausgegangen, dass ca. 10,2 Mio. € für Konditionierung und sonstiges notwendig wären.

II.5.5 *Kosten für eine mögliche Nachnutzung als Nuklearberyllium*

Für eine Nachnutzung ohne vorherige Dekontamination gibt es bisher keinen erfolgversprechenden Weg. Ohne Dekontamination müsste das Beryllium weiterhin im kerntechnischen Bereich eingesetzt werden. In Frage kämen hierfür potentiell Fusionsreaktoren und solche, die auf Kernspaltung beruhen. Da die Anforderungen an die Reinheit für Fusionsreaktoren deutlich höher sind als für solche, die auf Kernspaltung beruhen, ist eine Nachnutzung in Fusionsreaktoren ohne vorherige chemische Aufbereitung nicht möglich. Möglicherweise könnte das Beryllium nach chemischer Dekontamination aber ohne Abtrennung des ^{10}Be verwendet werden. Auf Grund des Aufwands zur chemischen Dekontamination ist dies jedoch wahrscheinlich nicht wirtschaftlich. Da aktuell in Deutschland keine Kernreaktoren gebaut werden, müsste eine Nachnutzung in einem Forschungsreaktor außerhalb Deutschlands stattfinden. Jedoch hat keiner der aktuell im Aufbau oder in Betrieb befindlichen Forschungsreaktoren Interesse an einer Nachnutzung.

II.6 AP 6: Konditionierung von bestrahltem Be

Im Rahmen dieses AP werden mögliche Strategien zur Konditionierung (z. B. Zementierung mit verschiedenen hydraulischen Bindemitteln, Verglasung, Beschichtung) von nicht-dekontaminierbarem bestrahltem Be analysiert und diskutiert. Im Allgemeinen müssen radioaktive Abfälle (u. a. bestrahltes Beryllium) für die Langzeitzwischenlagerung und insbesondere für die Endlagerung behandelt werden. Diese Arbeitsschritte werden als Konditionierung bezeichnet und müssen vom Verursacher der Abfälle durchgeführt werden. Das gilt für die Betreiber von Kernkraftwerken und deren Betriebs- bzw. Rückbauabfälle und auch für Forschungseinrichtungen oder Betriebe der kerntechnischen Industrie. Dazu stehen verschiedene Verfahren beziehungsweise Anlagen zur Konditionierung zur Verfügung [GNS21]. Ziel ist es letztlich, die Annahmebedingungen für ein künftige Endlager (z.B. Konrad) einzuhalten. Flüssige Abfälle können eingedampft oder zementiert werden. Feste Abfälle werden zerkleinert, getrocknet, verbrannt, geschmolzen, kompaktiert (= zusammengepresst) oder zementiert. Anschließend erfolgt die Verpackung in entsprechende zugelassene Behälter. Die Konditionierung umfasst somit alle Schritte zur Erzeugung von transport- und lagerfähigen Abfallprodukten.

II.6.1 Mögliche Konditionierungsverfahren

II.6.1.1 Zementierung

Die Zementierung ist eine bewährte Technik für die Konditionierung verschiedener radioaktiver Abfallströme. Sie besteht darin, den radioaktiven Abfall in einer Zementmatrix zu immobilisieren und wurde in den letzten Jahrzehnten bei schwach- und mittlerradioaktivem Abfall vielfach angewendet. Die Viele für die Abfallkonditionierung verwendeten Zementrezepturen basieren auf Portlandzement (OPC, CEM I nach DIN EN 197-1); es werden aber oft auch Zemente mit Zusatzstoffen wie Flugaschen (z. B. in CEM II oder CEM V) und Hochofenschlacke (insb. in CEM III) verwendet, um gezielt bestimmte Eigenschaften zu verbessern. Die Zementierung ist eine einfache, erprobte und relativ kostengünstige Konditionierungstechnik, die zu einer nicht brennbaren Matrix mit guter Haltbarkeit führt. Ein großer Nachteil bzgl. einer Zementierung von metallischem Beryllium unter Verwendung von klassischen Zementen (im Sinne der DIN EN 197-1) ist jedoch der hohe pH-Wert (i. d. R. $> 12,5$; in jungem CEM I ca. pH 13,5) des Zementporenwassers, der zu hohen Korrosionsraten führt [DRU04]. Die damit verbundene H_2 -Produktion) könnte zu einem unerwünschten und mit den Endlagerbedingungen inkompatiblen Druckaufbau in den Abfallbehältern führen. Des Weiteren kann ein Entweichen von H_2 aus dem Behälter zu Freisetzung und Transport von volatilen Radionukliden (z. B. 3H , ^{14}C) im Endlagernah- und -fernfeld beitragen. Zur Konditionierung anderer reaktiver Metalle wie Al oder Mg aus der Nukleartechnik werden seit einiger Zeit auch andere Bindemittel wie Calcium-Aluminat-Zemente, Calcium-Sulfat-Zemente oder Magnesium-Phosphat-Zemente (MPC) in Betracht gezogen, da diese Matrices niedrigere interne pH-Werte aufweisen als „klassische“ Zementmatrices, und daher zu deutlich geringeren Korrosionsraten führen sollten (u. a. [COU14], [LAH16], [LAH18], [GAR21]). Erfahrungen mit derartigen Immobilisierungsmatrices bezüglich der Konditionierung von metallischem Beryllium liegen aber bislang nicht vor. Im Rahmen des EU-Horizon2020 Projekts PREDIS (Laufzeit 2020-2023) werden gegenwärtig optimierte MPC-Bindemittel für die nukleare Entsorgung entwickelt und das Korrosionsverhalten von Al und Be nach Einbindung in diese Matrices untersucht (insb. im Vergleich zur Konditionierung mit OPC-basierten Zementen).

II.6.1.2 Bitumenfixierung

Dieses Verfahren wurde bislang für die Konditionierung von schwach- und mittelaktiven Schlämmen, Verdampferkonzentraten und Ionenaustauscherharzen angewendet, aber bisher noch nicht für bestrahltes Beryllium. Die Bitumenfixierung ist technisch komplex so dass eine Einkapselung von metallischem Beryllium in Bitumen Probleme bereiten könnte [DRU04]. Da die Berylliumabfälle aus Forschungsreaktoren oder zukünftigen Fusionsreaktoren wahrscheinlich in Form von großen Metallstücken vorliegen, könnte heißes Bitumen bei Kontakt mit den kalten Metallstücken schnell aushärten wodurch verhindert würde, dass das Bitumen die Hohlräume zwischen den Berylliumstücken vollständig ausfüllt. Eine hohlraumfreie Verfüllung stellt allerdings ein Kriterium für störfallfesten Verpackung laut Anforderungen an endzulagernde radioaktive Abfälle für das Endlager Konrad dar [BFS17A]. Da Beryllium bei dieser Art Konditionierung in seiner metallischen Form verbleibt, können Korrosion und damit verbundene Gasbildung nicht ausgeschlossen werden. Da Bitumen jedoch keine extremen (hohen) pH-Werte aufweist, wird die Korrosionsrate geringer sein als bei einer Immobilisierung mit Zement (i.S. von DIN EN 197-1), vorausgesetzt, es wird kein zement-basiertes Verfüllmaterial verwendet [DRU04]. Im Endlager Konrad ist allerdings eine Verfüllung der Einlagerungskammern mit einem zementgebundenen Versatzmaterial vorgesehen. Die Wahrscheinlichkeit einer Reaktion des organischen Bindemittels Bitumen mit metallischem Beryllium ist als gering einzuschätzen. Mit einer Dichte von 0,92 bis 1,40 g/cm³ ist Bitumen deutlich leichter als Zement/Mörtel/Beton (2,85 bis 3,1 g/cm³), was für die Einhaltung des zulässigen Gesamtgewichts von Abfallgebinden von Bedeutung sein könnte. Dazu ist Bitumen laut der Studie von Druyts et al. [DRU04] und Kolychev et al. [KOL70] resistenter gegen Strahlung als Zement.

II.6.1.3 Verglasung

Die Verglasung wird derzeit für die Konditionierung hochaktiver Spaltproduktreste (PUREX-Raffinat) aus der Wiederaufbereitung abgebrannter Brennelemente eingesetzt [KIE17]. Eines der heute verwendeten Referenzverfahren besteht aus zwei Schritten. Zunächst wird die hochradioaktive salpetersaure Spaltproduktlösung (HLLW) aus dem PUREX Prozess aufkonzentriert. Dann erfolgt eine kontinuierliche Zugabe in einem Drehrohrofen (Kalzinator), in dem die Lösung verdampft und der Rückstand getrocknet und teilweise kalziniert wird. Der kalzinierte Rückstand wird anschließend mit anderen Glasbestandteilen (Glassfritte) gemischt, um die gewünschte Glaszusammensetzung zu erreichen. Nachdem Schmelzprozess wird das flüssige Glas in Stahlkokillen (CSD-V) gegossen [KIE17]. Derzeit werden auch weitere Verfahren zur Verglasung von schwach und mittelradioaktiven Abfällen untersucht (u. a. [SCO20], [CLA20]; [MOT20]).

Ein Verglasungsprozess für bestrahltes Be aus Forschungsreaktoren oder für Berylliumabfälle aus Fusionsreaktoren könnte auf dieser Art von Verfahren basieren. Zunächst müsste das Beryllium in Salpetersäure aufgelöst werden und das nach dem Kalzinieren erhaltene Berylliumoxid wie oben beschrieben verglast werden. Die Verwendung von Glas als Immobilisierungsmatrix für die tiefengeologische Endlagerung von hochradioaktivem Abfall ist umfassend untersucht worden. Das Langzeitverhalten von Beryllium in der Glasmatrix ist nach [DRU04] sehr günstig, da das (metallische) Beryllium während des Verglasungsprozesses vollständig oxidiert wird und somit eine die mit einer Wasserstoffbildung verbundene die Korrosion metallischen Berylliums unterbunden wird. Der verglaste

Abfall ist sehr widerstandsfähig gegen Auslaugung, mit Korrosionsraten von weniger als 1 $\mu\text{m}/\text{Jahr}$ [DRU04]. In Anbetracht der großen industriellen Erfahrung mit der Verglasung von hochradioaktiven flüssigen Abfällen betrachten Druyts et al. die Verglasung als eine bevorzugte Konditionierungsoption für radioaktives Beryllium [DRU04]. Eine technische Umsetzung eines derartigen Verfahrens zur Bekonditionierung steht unserer Kenntnis nach allerdings noch aus.

II.6.1.4 Einbindung in keramische Abfallformen

Keramische Abfallformen auf Basis von Thorium-Phosphat-Diphosphat könnten nach Druyts et al. ebenfalls als stabile und schwer lösliche Verbindungen zur Immobilisierung von Beryllium geeignet sein. Derartige Phosphatkeramiken wurden für die Konditionierung von Actiniden (Uran, Plutonium und Neptunium) entwickelt [DAC99]. Die Herstellung erfolgt mit Hilfe hydrometallurgischer Verfahren, bei dem die gelösten Radionuklidspesies mit Phosphorsäure gemischt, kalziniert und bei 300-800 MPa Druck bei 1250 °C gesintert werden [DAC99]. Nach [DAC99] weisen derartige Keramiken sehr geringe Korrosionsraten von ca. 0,003 $\mu\text{m}/\text{Jahr}$ auf. Die Einbindung von Beryllium in eine Phosphatkeramik zur Konditionierung wird von Druyts et al. als möglich angesehen, da Be das Ca im Apatit ($\text{Ca}_5(\text{PO}_4)_3(\text{F},\text{Cl},\text{OH})$) ersetzen kann [DRU04]. Wie bei der Verglasung müsste das metallische Be für dieses Verfahren vorher aufgelöst werden (z. B. in HNO_3). Unserer Kenntnis nach liegen allerdings bislang keine Erfahrungen und experimentellen Untersuchungen bzgl. einer Konditionierung von Be in Phosphatkeramiken (oder anderen keramischen Abfallformen) vor.

II.6.1.5 Konditionierung mit Wachs

In den USA wurde versucht, transuranhaltige und schwach radioaktiv Abfälle aus dem kerntechnischen Betrieb des INEEL (Idaho National Engineering and Environmental Laboratory, USA), die bereits oberflächennah entsorgt worden waren (Subsurface Disposal Area, SDA) durch Hochdruckverpressen mit einem Vergussmaterial auf Paraffinbasis (WAXFIX) zu stabilisieren. Die in-situ Injektion von WAXFIX erzeugt feste Strukturen, die den radioaktiven Abfall vor Eindringen von Bodenfeuchtigkeit/Sickerwasser schützen soll. Laut [HAN04] zeichnet sich WAXFIX insbesondere durch eine geringe Wasserdurchlässigkeit aus, womit die Schadstofffreisetzung aus den radioaktiven Abfällen minimiert werden soll. Weiterhin dringt das Material leicht in Hohlräume ein, die noch in der Boden/Abfall-Matrix vorhanden sein könnten.

Zwischen 1970 und 1993 wurden verschiedene Berylliumkomponenten nach Bestrahlung im Materialtestreaktor ATR des INEEL als schwach radioaktiver Abfall in der SDA deponiert. Als Voruntersuchung wurden radiologische Betrachtungen zur radiolytischen Stabilität des Vergussmaterials im Hinblick auf die Eignung zur Behandlung der deponierten Be-Abfälle durchgeführt. Im Vergleich zu anderen in der SDA oberflächennah entsorgten Abfälle sind die bestrahlten Beryllium-Komponenten kompakter und haben eine höhere Bestrahlung erfahren, die zu einem hohen Radionuklidgehalt führte. Diese Be Komponenten wurden aufgrund ihrer Geometrie und des Potenzials für relativ hohe, lokale Strahlungs Dosen als wahrscheinlicher „Worst Case“ hinsichtlich der radiolytischen Zersetzung des WAXFIX-Vergussmaterials angesehen. Berechnungen mit ORIGEN2 zur Bestimmung des Radionuklidinventars eines ausgewählten Be-Blocks, zeigten, dass ^{60}Co den größten Beitrag zur im WAXFIX absorbierten Dosis liefert.

Die berechnete Energieabsorption im WAXFIX betrug demnach $9,30 \times 10^{19}$ MeV pro Jahr. Unter Berücksichtigung der Halbwertszeit von ^{60}Co wurde von Hanson et al. abgeschätzt, dass bei Einkapselung des bestrahlten Be das WAXFIX eine Dosis von $1,95 \times 10^7$ R ($1,95 \cdot 10^5$ Gy) über einen Zeitraum von 10 Jahren erhalten würde. Diese Dosis würde offensichtlich im WAXFIX zu keiner nennenswerten Zersetzung führen [HAN04]. Zudem wurde die radiolytische Produktion von Wasserstoff abgeschätzt.

Über eine Implementierung des WAXFIX-Verfahrens für die in der SDA deponierten Be-Abfälle liegen keine weitergehenden Informationen vor. Inwieweit das Verfahren zur gezielten Konditionierung von metallischem Be (vor Verpackung) zur Endlagerung hinsichtlich einer Isolation des Materials vor Kontakt mit Grundwasser bzw. Zementporenwasser und damit zur Limitierung der Korrosion geeignet ist, müsste noch untersucht werden. In Abhängigkeit von den Nahfeldbedingungen müsste neben der radiolytischen Stabilität zudem auch die langfristige hydrolytische Stabilität (z. B. im hochalkalischen Milieu) geprüft werden. Zudem könnte – in Abhängigkeit von den Umgebungstemperaturen im Zwischen- bzw. Endlager – der relativ geringe Schmelzpunkt des Materials (ca. 49°C) dazu führen, dass sich eine WAXFIX Beschichtung von der Metalloberfläche lösen kann. Ggf. wäre hier die Verwendung höher-schmelzende Paraffine oder eine Einkapselung in Polymere (z. B. Polyethylen, Vinylesterharze, Polyesterharze, Silikone etc.; u. a. [STE20]) zielführender.

II.6.1.6 Beschichtung von Beryllium mit Al_2O_3

Beryllium wird aufgrund seiner Eigenschaften (niedrigster Röntgenabsorptionskoeffizient) in Strahlfenstern von Synchrotronanlagen eingesetzt. Ein erheblicher Nachteil bei der Verwendung von Be-Optiken ist die Materialoxidation und anschließende Degradation unter intensiver Röntgenstrahlung. Yurkevich et al. [YUR17] untersuchten ein Verfahren zum Aufdampfen einer Aluminiumoxid-Schutzschicht (Al_2O_3) auf metallischem Beryllium, das in Röntgenoptiken verwendet werden soll, um damit Degradationsprozesse zu verlangsamen und die Lebensdauer der Bauteile zu erhöhen. Mit Hilfe der Atomlagenabscheidung (ALD, engl. atomic layer deposition) wurden dabei sehr dünne Schichten (35-70 nm) von Al_2O_3 auf dem Be-Fenster abgeschieden. Danach wurde die Stabilität dieser Schichten unter monochromatischer, rosa- und weißer Bestrahlung unter verschiedenen Gasatmosphären (Vakuum, Luft, He, N_2 , Ar) und -drücken in Synchrotronexperimenten untersucht.

Dieses Verfahren könnte für die Konditionierung von bestrahltem Beryllium aus Forschungsreaktoren auch von Nutzen sein, da aufgrund des in Wasser schwerlöslichen Aluminiumoxids das Beryllium vor Oxidation geschützt werden könnte. Allerdings sollte die Schichtdicke des Al_2O_3 deutlich dicker sein, als die im vorstehend beschriebenen Verfahren durch ALD erzielte. Zur chemischen Gasabscheidung (CVD) von Aluminiumoxid findet man in der Literatur verschiedene Ansätze [BAR96]. In der Regel werden hierbei metallorganische Vorläufer wie z.B. Trimethylaluminium (TMA), Aluminiumacetylacetonat ($\text{Al}(\text{acac})_3$) eingesetzt. Die erzielten Ergebnisse hängen insbesondere von der Beschichtungstemperatur, der Wachstumsrate und den erzeugten Phasen des Aluminiumoxides ab. Es ist allerdings zu bedenken, dass Aluminiumoxide/-hydroxide, die auch die Passivierungsschicht auf metallischem Al bilden, unter hochalkalischen Umgebungsbedingungen löslich sind, so dass dann die passivierende Wirkung (z. B. in einem Endlager mit zementgebundenem Versatzmaterial) verloren gehen würde.

II.6.1.7 Fazit

Generell existieren auch international keine etablierten verfahrenstechnische Vorgehensweisen zur Konditionierung von bestrahltem metallischem Beryllium aus der Nuklearindustrie. Nach Druyts et al. sind aufgrund der hohen chemischen Toxizität von Beryllium und seiner ungünstigen Korrosionseigenschaften bei hohen pH-Werten Konditionierungsmethoden, die Beryllium in seinem metallischen Zustand belassen, zu vermeiden [DRU04]. Insbesondere eine Einbindung in hochalkalische Zemente sollte aufgrund der Korrosion unter H₂-Bildung vermieden werden. Bezgl. alternativer hydraulischer Bindemittel (z. B. CAC oder MPC), wie sie auch für die Immobilisierung anderer reaktiver Metalle in Betracht gezogen werden, liegen hinsichtlich der Einbindung von Be bislang keine Erfahrung vor bzw. sind Gegenstand laufender Forschungsvorhaben. In Anbetracht der großen industriellen Erfahrung mit der Verglasung von hochradioaktiven flüssigen Abfällen betrachten Druyts et al. die Verglasung als die bevorzugte Konditionierungsoption für radioaktives Beryllium [DRU04]. Allerdings gehen auch hier die Erfahrungen nicht über erste Laborexperimente hinaus. Die Beschichtung von metallischem Beryllium mit organischen oder anorganischen Materialien zur Minimierung der Korrosion unter Endlagerbedingungen oder die Einbindung in organische Bindemittel (Bitumen, Polyethylen etc.) wurde bislang ebenfalls nicht in der Praxis getestet. Zudem wäre hier auch die Kompatibilität organischer Beschichtungs- oder Immobilisierungsmatrizes mit den Endlagerbedingungen zu hinterfragen.

II.6.2 Bisherige Konditionierung von bestrahltem Be in Deutschland

Im Rahmen von AP1 wurden die Nuklidinventare des Berylliums der Forschungsreaktoren BER-II, FRM-I, RFR, FRG-I, FRG-II zusammengetragen (siehe Kapitel II.1.6). Die durch die Betreiber durchgeführte radiologische Bewertung des bestrahlten Berylliuminventars aus deutschen Forschungsreaktoren erfolgte rechnerisch und messtechnisch. Die dabei erzielten Ergebnisse liefern die Basis für die Erarbeitung der notwendigen Konditionierungsmethoden und geben Auskunft über den aktuellen Stand hinsichtlich einer Endlagerung in Schacht Konrad. In diesem Unterkapitel werden die bisher durchgeführten Arbeitsschritte an bestrahltem Beryllium aus Forschungsreaktoren in Deutschland wiedergegeben.

II.6.2.1 BER-II

Das Berylliuminventar des BER-II befand sich zum größten Teil bis zum Betriebsende 2019 im Einsatz (vgl. Kapitel II.1). Die innere Berylliumschicht wurde im Jahr 2006 ausgebaut und durch eine baugleiche ersetzt. Der ausgebauter Reflektor wurde in einem MOSAIK-Behälter unter Wasser im Reaktorbecken des BER-II beladen. In dem MOSAIK-Behälter wurde ein Gestell für die Beryllium-Segmente eingebaut und innen mit einer 55-60 mm Bleiabschirmung ausgekleidet. Der mit bestrahltem Beryllium beladene MOSAIK-Behälter wurde zur Zwischenlagerung in die Experimentierhalle des BER-II verbracht und mit einer zusätzlichen Abschirmburg unter anderem aus Blei und PE abgeschirmt (siehe Abbildung 36).

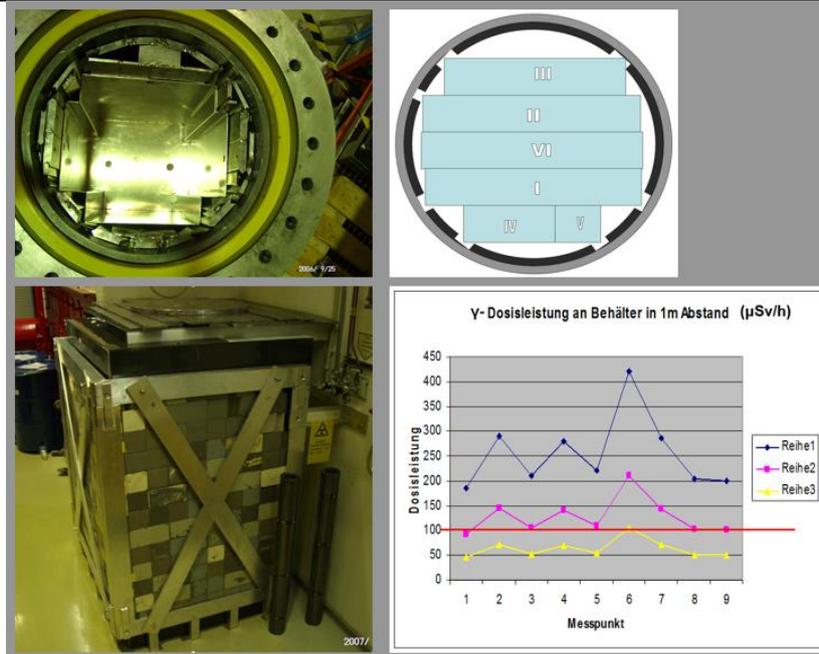


Abbildung 36: MOSAIK-Behälter mit eingebautem Gestell und 50-60 mm Abschirmung (links oben). Grafisch dargestellte Positionen der Beryllium-Segmente 1 bis 6 im MOSAIK-Behälter (rechts oben). MOSAIK-Behälter hinter der Blei-Wand in der E-Halle (links unten). Dosisleistungsmessung am MOSAIK-Behälter in 1 m Abstand.

II.6.2.2 FRM-I

Die nach Stilllegung des FRM-I ausgebauten Berylliumreflektorelemente (insgesamt 24) wurden in einen Behälter der Bauart MOSAIK II-15 EI mit einer zusätzlichen Bleiabschirmung von 60 mm verbracht (Abbildung 37). Mit Abschirmrechnungen konnte gezeigt werden, dass mit einem solchen Behälter die Anforderungen an die maximale Gamma-Dosisleistung an die Behälteroberfläche problemlos eingehalten werden konnten [LIE10]. Das Beladen des MOSAIK-Behälters erfolgte im November 2007. Die Berylliumelemente wurden einzeln aus ihren Positionen im Lagerbecken unter Wasser in eine Bleiflasche eingebracht, von der aus ein fernmanipuliertes Umsetzen in den MOSAIK-Behälter erfolgte. Der mit Be-Reflektorelementen beladene Gussbehälter sollte ohne weitere Konditionierung in der EVU-Lagerhalle der GRB in Mitterteich für die Zwischenlagerung eingelagert werden.

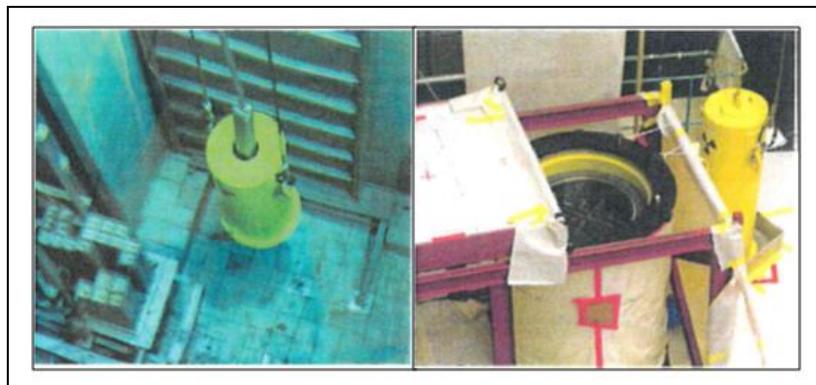


Abbildung 37: Fotos vom Beladen des MOSAIK-Behälters mit den 24 Be-Reflektorelementen des FRM-I.

II.6.2.3 RFR

Das Beryllium des RFR wurde aus dem Kern abgebaut und in zwei 580-Liter-Fässer beladen, die im Zwischenlager für feste radioaktive Abfälle Rossendorf (ZLR) lagern. Das Aktivitätsinventar wurde auf zwei Wegen ermittelt. Zum einen wurden Materialproben entnommen und analysiert und zum anderen wurden Aktivierungs-berechnungen durchgeführt [HIE09]. Die Verpackung der Abfälle entspricht nicht den Anforderungen an eine spätere Endlagerung im Schacht Konrad.

II.6.2.4 FRG-I und FRG-II

Die Reflektorelemente wurden aus dem Kernbereich entfernt und lagern in einem separaten Becken. Der Berylliumblockreflektor befindet sich noch an seinem originalen Einbauort im Kern des Reaktors. Am HZG wurden bisher nur Aktivierungsberechnungen mit dem Monte Carlo Berechnungen durchgeführt. Da keine Probenahme am Beryllium stattfand, erfolgten weder radiologische Analysen noch gamma-spektrometrische Auswertungen. Es wurden weder Konditionierungsarbeiten noch andere Arbeiten an dem bestrahlten Beryllium aus dem Helmholtz Zentrum Geesthacht vorgenommen [HZG19].

II.7 AP 7: Forschungsbedarf für Entsorgungsstrategien für bestrahltes Be

In den Kapiteln II.2 bis II.6 wurden verschiedenen Aspekte der Prozesskette zur Entsorgung von bestrahltem Be beschrieben und analysiert. Dabei ist festzustellen, dass trotz einer Reihe von Studien zu bestrahltem Be aufgrund verbleibender Ungewissheiten der Sachstand für einen abschließende Bewertung und den Vergleich verschiedener Konzepte zur sachgerechten Entsorgung von bestrahltem Be nicht ausreichend ist. Generell existiert gegenwärtig noch kein etabliertes technisches Konzept für den sicheren Umgang mit bestrahltem Be aus der Nuklearindustrie (vgl. auch [IAEA06]). International wurden in einigen Ländern zwar schon Ansätze für derartige Konzepte entwickelt, eine Umsetzung in die Praxis steht aber bislang aus. Diese Ansätze, aus denen auch Rückschlüsse bezüglich der Entsorgung von bestrahltem Be in Deutschland gewonnen werden können, werden nachfolgend in Kapitel II.7.1 kurz vorgestellt. Basierend auf den internationalen Erfahrungen und aktuellen Endlagerungsanforderungen in Deutschland wird eine Roadmap für die Entsorgung von bestrahltem Be in Deutschland vorgeschlagen (Kapitel II.7.2). Die in diesem Zusammenhang identifizierten relevanten Wissenslücken sind in Kapitel II.7.3 aufgelistet, um zukünftigen Forschungsbedarf zur Lösung der Entsorgungsproblematik für bestrahltes Be aufzuzeigen.

II.7.1 Internationale Konzepte zur Entsorgung von bestrahltem Be

Seit einer Reihe von Jahren, beschäftigen sich einige Länder wie die USA, Japan, Korea, Österreich und Argentinien mit dem Thema Berylliumentsorgung. Das erste Expertentreffen zu dieser Thematik fand im Juli 2007 in Idaho Falls, USA statt; bis zum Jahr 2012 erfolgten jährlich Wiederholungstreffen. Jedes Land hat sich in diesem Rahmen mit diversen Fragestellungen in Bezug auf die Konditionierung für die Endlagerung oder die Wiederverwertung von bestrahltem Beryllium auseinandergesetzt. Die Fortschritte und erzielten Ergebnisse wurden bei den Treffen vorgestellt und dokumentiert (vgl. [COC14]).

Die Japan Atomic Energy Agency (JAEA) zieht die Wiederverwertung von bestrahltem Beryllium der Konditionierung zur Endlagerung vor (Abbildung 38). Für die Be-Dekontamination ist eine Chlorierung und eine Abtrennung von den Aktivierungsprodukten bei hohen Temperaturen (1400 °C) vorgesehen. Das gewonnene Be-Pulver soll zur Herstellung von Be-Kugeln für das Blanket des Fusionsreaktors ITER verwendet werden. Die Prozessentwicklung erfolgte im Rahmen des ISTC-Verbundprojekts zwischen Japan (JAEA) und Kasachstan (Nationales Nuklearzentrum der Republik Kasachstan), um die erforderlichen Dekontaminationsstudien durchführen zu können [KAW13].

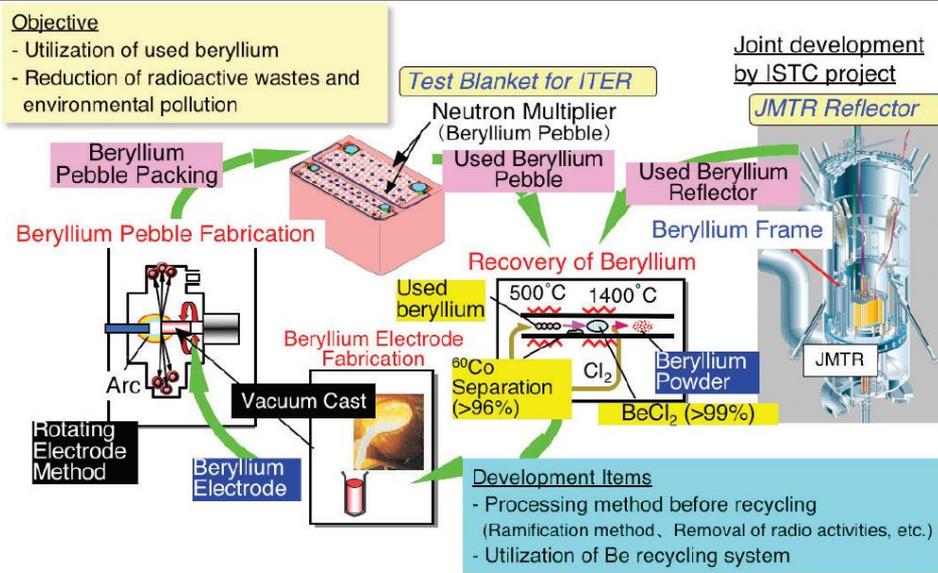


Abbildung 38: Schematische Darstellung eines integrierten Entsorgungskonzepts für bestrahltes Be in Japan [KAW13].

In der Russischen Föderation wird ebenfalls die Dekontamination und die Rezyklierung von bestrahltem Be als Option für das Be-Management angesehen. Bestrahltes Be soll dabei unter Anwendung von thermischer Chlorierungstechnik, nasschemischer Trennung oder eines Zonenschmelzverfahrens dekontaminiert und zurückgewonnen werden. Die Technologie wurde in Zusammenarbeit mit Japan, verschiedenen EU-Mitgliedsstaaten und dem Institut für Atomenergie des staatlichen Unternehmens „National Nuclear Center der Republik Khazachstan“, entwickelt ([BAK16], [KAW13]). Es wurden erfolgreiche Tests im Labormaßstab durchgeführt; Tests im kg-Maßstab sind geplant. Kolbasov et al. berichteten allerdings, dass aufgrund fehlender Finanzierung verschiedene Aktivitäten zur Entwicklung von Be-Rezyklierungsverfahren in der Russischen Föderation eingestellt wurden [KOL13A].

In den Vereinigten Staaten gibt es eine Reihe von Forschungsreaktoren, in denen Be verwendet wird. Darunter sind der Advanced Test Reactor (ATR) am Idaho National Laboratory, der High Flux Isotope Reactor (HFIR) und der Missouri University Research Reactor (MURR). Bestrahltes Beryllium aus amerikanischen Versuchsreaktoren wurde bis 1993 im Radioactive Waste Management Center (RWMC) des INL als schwach radioaktiver Abfall oberflächennah deponiert. Andere Beryllium-Reflektoren in den USA (ORNL, HFIR) werden zurzeit nur zwischengelagert. Der erste bestrahlte Beryllium-Reflektor aus dem MURR (Missouri University Research Reactor) wurde in der Chem-Nuclear Facility in Barnwell, South Carolina, einem Endlager für schwach radioaktive Abfälle, entsorgt. Der zweite Beryllium Reflektor soll ebenfalls nach Barnwell verbracht werden [LON02].

Bei der direkten Entsorgung von bestrahltem Be im RWMC wurden allerdings bereits nach wenigen Jahren messbare Konzentrationen an ^3H und ^{14}C im Grundwasser, im Boden und der Bodenluft sowie auch in der Luft über dem RWMC nachgewiesen [RIT99]. Im Zusammenhang mit der Entsorgung von Be aus dem ATR analysierten Longhurst et al. verschiedene Entsorgungsoptionen für bestrahltes Be in den USA [LON11], wobei regulatorische und gesetzliche Anforderungen, standortspezifische Anforderungen der Endlager sowie auch Kostenaspekte berücksichtigt wurden. Dabei wurden die folgenden vier Optionen bewertet: (1) Entsorgung in der „Waste Isolation Pilotplant“ (WIPP) in New Mexico, (2) Entsorgung im Yucca Mountain Complex (YMC) in Nevada, (3) Entsorgung als GTCC- Abfall und (4)

langfristige (Zwischen)Lagerungsoptionen. Dabei wurde festgestellt, dass keine dieser Optionen zeitnah realisierbar ist. Ein mögliches Entsorgungskonzept für bestrahltes Be von Longhurst et al. [LON11] unter Verwendung verschiedener Abtrennungsschritte für kritische Radionuklide ist in Abbildung 39 dargestellt. Hieraus wird die Komplexität der Aufarbeitung von Be-Abfällen, die auch mit dem Anfall an Sekundärabfällen verbunden ist, deutlich. Am INL durchgeführte Experimente zeigten, dass etwa 12 chemische Trennungsschritte erforderlich wären, um die angestrebte Reduzierung der Aktivitätskonzentrationen zur Einstufung von Be-Abfällen als sonstige radioaktive Abfälle zu erreichen. Generell wurde die Rezyklierung von bestrahltem Be als ökonomisch nicht sinnvoll eingestuft [LON11].

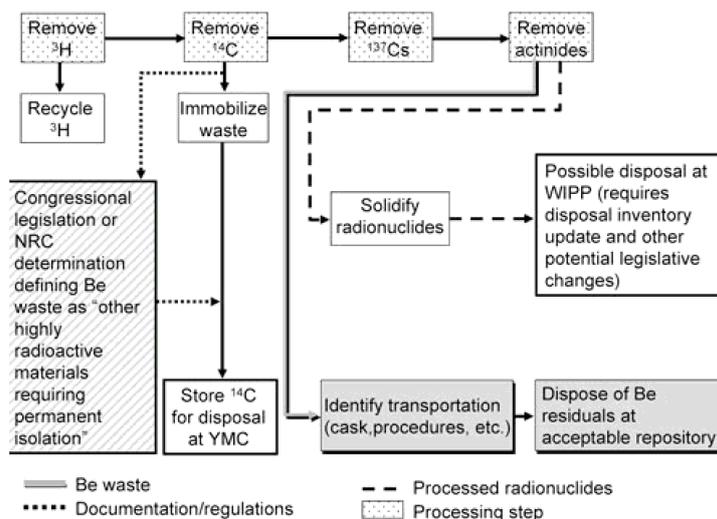


Abbildung 39: Schematische Darstellung eines Entsorgungskonzepts für bestrahltes Be in den USA [LON11].

Das einzige internationale Beispiel für einen Managementplan zum Umgang mit aktiviertem Be ist der Stilllegungsplan der – noch in Bau befindlichen – European Spallation Source in Schweden. Dort sollen zunächst die ausgebauten Be-Komponenten zwischengelagert werden, wobei die Behälter zur Gewährleistung der mechanischen Integrität der Komponenten mit Quarzsand verfüllt werden sollen. Die Behälterkühlung soll durch natürliche Konvektion erfolgen, wobei keine gesonderten Maßnahmen zur Rückhaltung von ^3H vorgesehen sind. In einem weiteren Schritt nach ausreichendem Abklingen der ^{60}Co -Aktivität sollen die Hohlräume der Behälter mit Zement verfüllt werden und die Behälter bis zur Verbringung in ein Endlager weiter zwischengelagert werden.

Zusammenfassend ist damit festzustellen, dass auch international bislang keine Implementierung von Managementrouten zum Umgang mit bestrahltem Be erfolgte. Im Hinblick auf eine mögliche zukünftige Umsetzung von Dekontaminations- und Rezyklierungsoptionen könnte sich eine multinationale Zusammenarbeit, wie bereits in Pilotvorhaben zur Dekontamination realisiert (z. B. ISTC Projekte), unter Verwertung des aufgearbeiteten Be in internationalen Projekten zur Fusionsforschung wie ITER oder DEMO als prüfenswert erweisen.

II.7.2 Be Entsorgung in Deutschland: Roadmap

Basierend auf den im Rahmen von KONEKT gesammelten und analysierten Informationen wurde eine Roadmap für das Management von bestrahltem Be in Deutschland erstellt (siehe Abbildung 40). Diese Roadmap umfasst alle wesentlichen Schritte, die für eine sichere Entsorgung von bestrahltem Be erforderlich sind bzw. vorteilhaft sein könnten.

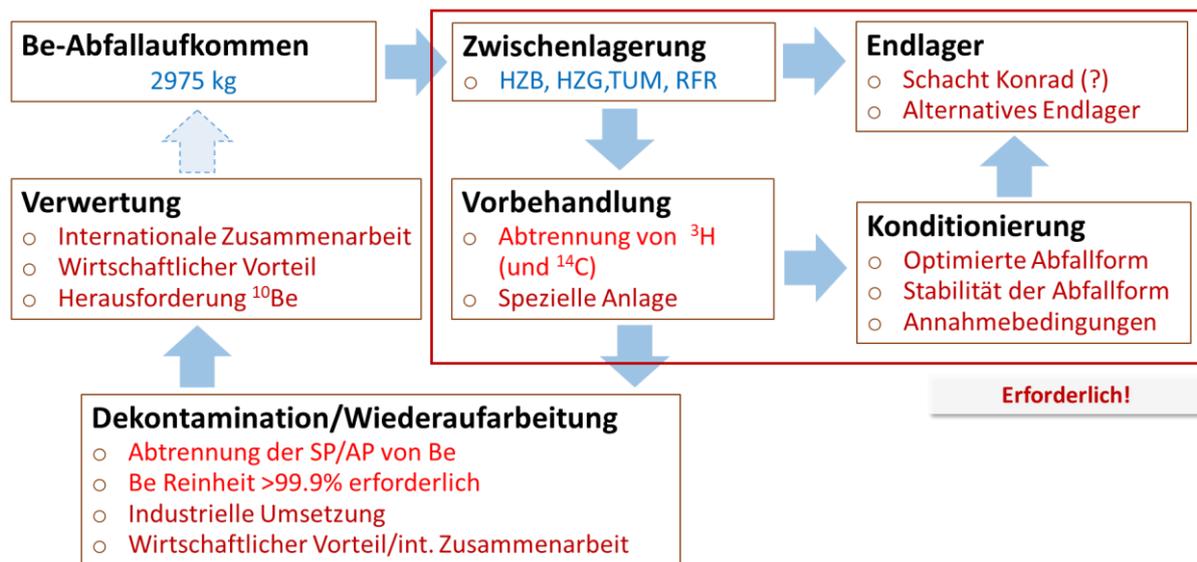


Abbildung 40: Roadmap zur Entsorgung von bestrahltem Be aus Deutschen Forschungsreaktoren: in blau – bereits systematisch untersuchte Aspekte; in rot – Aspekte, zu denen Forschungsbedarf identifiziert wurde.

Im Rahmen von KONEKT wurden die Mengen an bestrahltem Be aus HZB, HZG, TUM und RFR und ihr Radionuklidinventar aktualisiert (vgl. Kapitel II.1). Derzeit wird das gesamte bestrahlte Be vor Ort in den jeweiligen kerntechnischen Anlagen (zwischen) gelagert. Die Analyse von Verpackungsoptionen zeigte, dass eine Endlagerung des gesamten bestrahlten Be aus Deutschland im Endlager Schacht Konrad unter Verwendung eines geeigneten Verpackungskonzepts aus radiologischer Sicht prinzipiell möglich wäre (vgl. Kapitel II.3). Allerdings könnte das ^3H Inventar im bestrahlten Be und die Notwendigkeit von Ausgleichsbehältern ein Problem hinsichtlich einer Entsorgung in Schacht Konrad darstellen. Daher könnte eine Abtrennung von ^3H aus dem bestrahlten Be (z. B. durch Ausheizen) sinnvoll sein. Allerdings wurden die thermische ^3H -Abtrennung aus bestrahltem Be bislang nur im Labormaßstab untersucht, so dass weitere Untersuchungen bzgl. der Umsetzung im technischen/industriellen Maßstab und zur Implementierung eines solchen Prozesses in Deutschland erforderlich wären (vgl. Kapitel II.5).

Des Weiteren sollte aufgrund der potentiellen Inkompatibilität von metallischem Beryllium mit hoch alkalischen Umgebungsbedingungen geprüft werden, ob eine – über eine geeignete Verpackung (z. B. mit Innenbehälter) hinausgehende – Konditionierung des metallischen Be erforderlich ist, und ggf. eine geeignete Abfallform ausgewählt werden. Letztere müsste die Annahmebedingungen von Schacht Konrad oder einem anderen zu diesem Zeitpunkt für die Annahme von (konditionierten) Be-Abfällen verfügbaren Endlager, erfüllen. Allerdings wurden zu den bislang international diskutierten Optionen zur Konditionierung von metallischem Be – wenn überhaupt – nur Untersuchungen im Labormaßstab

durchgeführt – eine Skalierung auf den technischen/industriellen Maßstab fehlt (vgl. Kapitel II.6). Generell bestehen auch bzgl. der Verpackung von bestrahltem Be (mit/ohne Dekontamination bzw. Konditionierung) eine Reihe offener Fragen die geklärt werden müssen (siehe Kapitel II.7.3).

Sofern die Option einer Rezyklierung von bestrahltem Be zum Zweck der Wiederverwendung in der Nuklearindustrie verfolgt werden soll, müssten aufwendigere Dekontaminationsverfahren wie Chlorierung oder nasschemische Trennung eingesetzt werden, die im Vergleich zur thermischen ^3H -Abtrennung zu einer höheren Reinheit des behandelten Be führen würden. Allerdings sind alle diese Verfahren bislang nicht im industriellen Maßstab getestet worden und es bestehen große Ungewissheiten bzgl. der damit verbundenen Kosten (vgl. Kapitel II.5). Eine Verwertung von rezykliertem Be außerhalb des Nuklearsektors erscheint nicht zielführend, da eine uneingeschränkte Freigabe von dekontaminiertem Be eine Abtrennung des langlebigen Aktivierungsprodukts ^{10}Be (Isotopentrennung) erfordern würde. Im Hinblick auf mögliche internationale Kooperationen zur Wiederverwertung von dekontaminiertem Be aus Deutschland und anderen Ländern sollte evaluiert werden, ob derartiges Material ggf. im Blanket von Fusionsreaktoren wie ITER eingesetzt oder in Kühlmitteln von MSR (FLiBe) verwertet werden könnte. Allerdings ist gegenwärtig unklar, inwieweit hier ^{10}Be ein Problem bzgl. der Eigenschaften und des Materialverhaltens darstellen könnte.

II.7.3 Wissenslücken in Bezug auf eine sichere Entsorgung von bestrahltem Be

Im Folgenden werden offene Fragestellungen, mit Relevanz zur Entsorgung von bestrahltem Be, die im Rahmen von KONEKT identifiziert wurden, zusammenfassend dargestellt. Diese Aufstellung kann als Leitfaden für mögliche weitere Forschungsprojekte dienen. Die offenen Fragestellungen wurden dabei zu verschiedenen Themenfeldern zusammengefasst. Zunächst wird auf den Forschungsbedarf zu den grundlegenden Eigenschaften von bestrahltem Be und seinen chemischen und physikalischen Eigenschaften eingegangen. Im Anschluss daran werden offene Fragen bezüglich der Konditionierung sowie der Endlagerung vorgestellt und diskutiert. Abschließend werden Aspekte in Bezug auf die durchgeführte Kostenschätzung für verschiedene mögliche Arbeitsschritte thematisiert. Auf der Grundlage der vorstehend skizzierten Roadmap lassen sich Empfehlungen für zukünftige relevante F&E-Aktivitäten zur Entsorgung von bestrahltem Be ableiten. Einige der aufgeführten Aspekte, z. B. zu den chemotoxischen Eigenschaften von Be wären für eine Endlagerung in Schacht Konrad zwar nicht unmittelbar relevant, dennoch bestehen auch nach aktuellen internationalen Einschätzungen eine Reihe grundlegender Wissenslücken mit Relevanz für die sichere Entsorgung von bestrahltem Be.

II.7.3.1 Physikalisch-chemische und toxikologische Aspekte

Forschungsarbeiten zu einer Reihe von physikalischen, chemischen und toxikologischen Eigenschaften von Beryllium würden dazu beitragen die Nachweisführung für die Endlagerfähigkeit von metallischem Be bzw. Be-haltigen Abfällen zu erleichtern. Dies betrifft:

- Fehlen einer in sich konsistenten thermodynamischen Datenbasis zur aquatischen Geochemie von Be, die zur Modellierung und Evaluierung der Be-Löslichkeit und -Migration im Endlagernah- und -fernfeld herangezogen werden könnte.

- Fehlen von belastbaren Daten zur Sorption von Be an Nahfeldmaterialien (z. B. Behälterkorrosionsprodukte) und Geomaterialien.
- Korrosionsverhalten von bestrahltem (metallischem) Be und Be-Legierungen und damit verbundene Wasserstoffbildung unter relevanten Bedingungen (Effekte von Zusammensetzung/Verunreinigungen, pH-Wert, Redoxpotential, Temperatur und Anwesenheit von Radiolyseprodukten wie H_2O_2 im Grundwasser/Nahfeldwasser im Endlager) insbesondere im Hinblick auf eine mögliche Endlagerung in tiefen geologischen Schichten. (Anmerkung: Bzgl. einer Endlagerung in Schacht Konrad ist dabei – unabhängig von der Wahl der Verpackungsoption (s.u.) – zu berücksichtigen, dass aufgrund der Verwendung eines zementhaltigen Versatzmaterials metallisches Be langfristig, d. h. nach Korrosion der Behälter mit einem hoch-alkalischen Nahfeldwasser in Kontakt käme).
- Fehlende Festlegung eines Grenzwerts für die Konzentration von gelöstem Be im Grundwasser.
- Wissenstand zur Chemotoxizität von Be (z. B. zur oralen Aufnahme von Be in den menschlichen Organismus oder der Toxizität für die Biosphäre).

II.7.3.2 Dekontamination von bestrahltem Be

Für jede Art der Nachnutzung/Konditionierung ist das Ausheizen von Tritium (^3H) ein notwendiger erster Schritt. Auch für eine Endlagerung ohne weitere Konditionierung könnte ein Ausheizen des Tritiums aus dem bestrahlten Be eine sinnvolle Option darstellen. In diesem Zusammenhang sind folgende Aspekte relevant:

- Prozessoptimierung (z. B. Grenztemperatur, Zeitaufwand, Zeit-Massen-Verhältnis) für das Ausheizen von Tritium im Hinblick auf die angestrebten Behandlungsziele (z. B. Garantiewerte für das Endlager Konrad oder Freigabewerte).
- Skalierbarkeit einer Abtrennung von Tritium aus größeren bestrahlten Be-Blöcken (im Vergleich zu Laborversuchen).
- Prüfung der Einhaltung von Grenzwerten zur Freigabe bzw. der Garantiewerte für das Endlager Konrad nach der Ausheizen des Tritiums auch aus dem Inneren von Be-Blöcken.
- Untersuchung der Freisetzungskinetik von Tritium beim Ausheizen aus Be/Al-Legierungen im Hinblick auf eine Endlagerung des Be aus dem RFR.
- Hoch-Skalierung auf den technisch/industriellen Maßstab.

Sollten nasschemische Verfahren für einen Dekontaminationseinsatz in Erwägung gezogen werden, muss die Anwendbarkeit der Verfahren weiter untersucht werden. Dabei wären folgende Fragestellungen relevant:

- Skalierbarkeit von nasschemischen Verfahren zur Abtrennung von Aktivierungsprodukten vom Labormaßstab zum technologischen Einsatz.
- Technische und wirtschaftliche Aspekte der Entsorgung von Sekundärabfällen.

- Umsetzbarkeit in Deutschland unter technischen (z. B. Anlage, Durchsatz), wirtschaftlichen und strahlenschutztechnischen Aspekten.

II.7.3.3 Wiederverwertung von dekontaminiertem Be

Obwohl die Möglichkeit der Wiederverwendung von (dekontaminiertem) Be international diskutiert wird, ist diese Frage für Deutschland bislang offen. Die relativ geringe Menge an bestrahlten Be-Abfällen lässt den Nutzen eines nationalen Ansatzes zur Wiederverwendung von bestrahltem Be als eher fraglich erscheinen. Sollte eine Rezyklierung von bestrahltem Be in Deutschland als eine mögliche Option angesehen werden, wären – in Ergänzung zu den vorstehenden Fragestellungen zu den Dekontaminationsverfahren – auch folgende Aspekte näher zu betrachten:

- Technische (z. B. Materialspezifikation, (nuklidspezifische) zulässige Restaktivität, ^{10}Be -Problematik) und wirtschaftliche Aspekte einer Wiederverwertung von dekontaminiertem Be im Nuklearsektor.
- Möglichkeiten internationaler Kooperationen (z. B. mit EU, Russland, Japan etc.) zur Rezyklierung von bestrahltem Be und Verwendung in Fusionsreaktoren wie ITER oder DEMO.

II.7.3.4 Konditionierung von bestrahltem Be

Mögliche Konditionierungsverfahren für bestrahltes Be aus der Nukleartechnik wurden bislang – wenn überhaupt – nur im Labormaßstab getestet (vgl. Kap. II.6). Die vorliegenden Informationen und Erfahrungen zur Konditionierung von Be reichen nicht aus, um deren Anwendbarkeit und Nutzen als Konditionierungsmethode für bestrahltes Be abschließend bewerten zu können. Hierzu wären entsprechende grundlegende Arbeiten zum technischen Einsatz an realen Be-Bauteilen notwendig, wie z. B.:

- Zementierung: Korrosionsverhalten und Wasserstoffbildung bei Einbindung von metallischem Be in Zementmatrices in Abhängigkeit von pH-Wert und Porenwasserzusammensetzung; chemische und radiolytische Stabilität alternativer Zementmatrices (z. B. MPC); Einsatzmöglichkeit von MPC in Deutschland unter Beachtung der Endlagerbedingungen für das Endlager Schacht Konrad.
- Verglasung oder Verwendung von keramischen Abfallformen: Rezeptur der Abfallform; mögliche Beladung mit Be; Korrosionsverhalten/Stabilität der Abfallform unter den im Endlager herrschenden Umgebungsbedingungen; Kompatibilität mit den Einlagerungsbedingungen/Annahmekriterien des Endlagers.
- Beschichtung von Be mit Al_2O_3 : Technologische Aspekte der Beschichtung (z. B. Aufbringen und Haftung auf einer vorhandenen $\text{BeO}/\text{Be}(\text{OH})_2$ Schicht; Optimierung der Schichtdicke, zulässige (Rest)Porosität der Beschichtung); Stabilität der Aluminiumoxid-Schicht (z. B. im Vergleich zur Oxid-/Hydroxid-Schicht ($\text{BeO}/\text{Be}(\text{OH})_2$) in Hinblick auf chemische Korrosion (z. B. unter hochalkalischen Bedingungen) sowie unter Strahlungseffekten.
- Einbindung in Polymere (z. B. Bitumen, WAXFIX, PE): Hydrolytische und radiolytische Stabilität der Konditionierungsmatrix (inkl. Gasbildung und Bildung wasserlöslicher Komplexbildner und

NAPL mit Einfluss auf die Radionuklidmigration); Isolationswirkung im Hinblick auf eine Vermeidung der Korrosion von metallischem Be; Kompatibilität mit den Annahmebedingungen des Endlagers.

Zudem wäre in jedem Fall die Skalierbarkeit auf den technischen/industriellen Maßstab und die Umsetzbarkeit in Deutschland unter technischen (z. B. Anlage, Durchsatz), wirtschaftlichen und strahlenschutztechnischen Aspekten zu betrachten.

II.7.3.5 Einhaltung der Grenzwerte des Endlagers Schacht Konrad

Bezüglich der Einhaltung der radiologischen Grenzwerte für das Endlager Konrad gibt es eine Reihe offener Punkte, die vor einer Endlagerung geklärt werden müssten, falls das Tritium im bestrahlten Be nicht ausgeheizt werden soll:

- Präzisierung der Aktivitätsabschätzung für die Gesamtmenge an endzulagerndem Beryllium.
- Prüfung der Genauigkeit der Aktivitätsbestimmung des Berylliums im Hinblick auf die Begutachtung im Endlagerverfahren und der möglicherweise zusätzlichen Berücksichtigung von Konservativitäten, die dazu führen könnten, dass das Beryllium nicht mehr endlagerfähig ist.
- Umgang der BGE mit einer theoretisch erlaubten Überschreitung der Garantiewerte für Tritium und Klärung der Herkunft von Ausgleichsgebinden.
- Probleme bei der Einhaltung des Summenwertes zur thermischen Beeinflussung des Wirtgesteins (SW) infolge hoher Tritiumwerte und Notwendigkeit von Ausgleichsgebinden oder einer Abklingzeit.
- Die einlagerbare Gesamtmenge an Tritium im Endlager Konrad ist begrenzt ($6,0 \cdot 10^{17}$ Bq). Das bestrahlte Be aus den deutschen Forschungsreaktoren schöpft diese zu ca. 1% aus. Der Anteil der Endlagergebände mit Beryllium am Endlagervolumen beträgt aber nur ca. 0,01%. Auch wenn man den gesamten Anteil der vier Forschungsreaktoren mit Beryllium-Reflektor betrachtet, so haben diese nur einen Anteil von ca. 0,5% des Volumens im Endlager Konrad. Wie mit dieser Diskrepanz umgegangen werden soll, ist aktuell noch völlig unklar.
- Klärung des Freisetzungsverhaltens von Tritium in Bezug auf die Endlagerung, um es bei Betrachtungen zum bestimmungsgemäßen Betrieb vernachlässigen zu können.

II.7.3.6 Wahl des Behälters (Transport & Endlagerung)

Bezüglich der möglichen Endlagerbehälter gibt es noch eine Reihe offener Fragen, die jeweils vor Beladung des jeweiligen Behälters geklärt werden müssten:

- Die Wahl des radiologisch und logistisch am besten geeigneten Behälter ist noch offen;
- Summenwert zur thermischen Beeinflussung des Wirtgesteins (SW):
 - Die maximale Tritium-Aktivität des Berylliums eines einzelnen Reaktors beträgt $3,3 \cdot 10^{15}$ Bq;

- Für zylindrische Gebinde sind maximal $9,9 \cdot 10^{14}$ Bq für Tritium als zulässiger Aktivitätswert hinsichtlich der Beeinflussung des Wirtsgesteins festgelegt;
- Für Konrad Container (KC) sind maximal $5,4 \cdot 10^{15}$ Bq für Tritium als zulässiger Aktivitätswert hinsichtlich der Beeinflussung des Wirtsgesteins festgelegt;
- Entweder muss das Be auf mehrere zylindrischen Behälter verteilt werden oder es müssen KC verwendet werden. Alternativ können Ausgleichsgebände zu einem Ausgleich des Summenwertes zur thermischen Beeinflussung herangezogen werden.

II.7.3.6.1 MOSAIK-Behälter

- Die Tritium-Aktivität liegt bei MOSAIK-Behältern ca. um den Faktor 1000 über den Garantiewerten
 - Evtl. liegt in einigen Jahren durch die Einlagerung von anderen Gebinden mit weniger Tritium-Aktivität die Gesamtaktivität im Endlager Konrad deutlich unter den Garantiewerten.
 - Die Realisierbarkeit einer Einlagerung ist durch Abstimmung mit der BGE, der Konrad-Konditionierungsstelle sowie anderer Ablieferungspflichtigen zu prüfen.
- Ein Transport als Versandstück Typ B mit dem zugelassenen Inventar der MOSAIK-Behälter ist aktuell nicht möglich.
 - Eine weitere Produktgruppe für metallisches Beryllium müsste der transportrechtlichen Zulassung der entsprechenden MOSAIK-Behälter hinzugefügt werden.
- Wesentliche Berechnungen sind noch nötig in Bezug:
 - auf eine ausreichende Abschirmung (MERCURAD-Berechnung) sowie
 - die zulässige Wärmeleistung (durch den Hersteller GNS).
- Wird das Prüfzeugnis für MOSAIK-Behälter ABK II störfallfest tatsächlich bei Erteilung wie geplant keinen Verguss im Innenbehälter vorsehen?

II.7.3.6.2 Konrad Container Typ II (KC II)

- Zulassung der KC II als ABK I + II sf + nsf muss noch erfolgen
 - Verwendung als ABK II nur mit Innenbehälter und Beton-Verguss
 - Ist der Beton-Verguss auch im Inneren der Innenbehälter notwendig?
 - Klärung erst mit Vorlage des Prüfzeugnisses möglich
- Das Radionuklid ^{204}Tl überschreitet im Jahr 2060 nach Abschätzung den Grenzwert zur thermischen Beeinflussung des Wirtsgesteins (SW) um den Faktor 1,24:

- Aber: Verunreinigungen des Berylliums mit Tl liegt unterhalb der Nachweisgrenze;
- Zur Abschätzung wurde die Nachweisgrenze von Tl als konservativer Wert verwendet;
- Tatsächlicher Wert voraussichtlich deutlich niedriger → tatsächlichen Wert ermitteln.
- Können Überschreitungen der Grenzwerte zur thermischen Beeinflussung des Wirtgesteins (SW) bei Nukliden der Tabelle 10 (Tabelle 10 der EBK [BFS14]) mittels Ausgleichbinden ausgeglichen werden?

II.7.3.6.3 Konrad Container IV (KC IV)

- KC IV als ABK I + II sf + nsf:
 - Bei Behältern als störfallfeste Verpackung oder ABK II nsf-Verpackung ist ein Beton-Verguss vorgeschrieben.
 - Aber: Materialunverträglichkeit zwischen Beryllium und Beton macht dies unmöglich.
 - Innenbehälter sind notwendig.
 - Dieser muss noch konstruiert werden.
 - Evtl. ist eine spezielle Zulassung eines KC IV ohne Verguss des Innenbehälters als ABK II sf oder mit alternativem Vergussmaterial möglich. Dies müsste beantragt und geprüft werden.
- Das Radionuklid ^{204}Tl überschreitet 2060 nach Abschätzung den Grenzwert zur thermischen Beeinflussung des Wirtgesteins (SW) um den Faktor 1,24:
 - Aber: Verunreinigungen des Berylliums mit Tl liegt unterhalb der Nachweisgrenze;
 - Zur Abschätzung wurde die Nachweisgrenze von Tl als konservativer Wert verwendet;
 - Tatsächlicher Wert voraussichtlich deutlich niedriger → tatsächlichen Wert ermitteln.
- Können Überschreitungen der Grenzwerte zur thermischen Beeinflussung des Wirtgesteins (SW) bei Nukliden der Tabelle 10 (Tabelle 10 der EBK [BFS14]) mittels Ausgleichbinden ausgeglichen werden?

II.7.3.6.4 Entwicklung eines neuen Innenbehälters

- In Kooperation mit Eisenwerke Bassum (Hersteller der KC)
 - Fertigung eines Behälters mit Innenwand aus Blei (Abschirmwirkung + Trennwand zum Beton-Verguss).
 - Maßgefertigtes Einsetzgestell zur Fixierung des Berylliums innerhalb des Behälters notwendig.

- Kann man auf Grund der Eigenschaften des Be bzw. des Innenbehälters auf einen Betonverguss im Inneren des Innenbehälters verzichten? Hierzu wären weiterführende Untersuchungen notwendig.

II.7.3.6.5 Transportverpackung

Als Transportverpackung ist aktuell der SD-20K der Firma Daher vorgesehen. Dieser befindet sich gegenwärtig in der Qualifikation für das Endlager Konrad.

- Der SD-20K soll als Umverpackung für alle Behältertypen Konrad kompatibel sein.
- Ist das Tritium-Inventar des Berylliums abgedeckt? Da es die Garantiewerte überschreitet, ist dies momentan möglicherweise nicht der Fall.

II.7.4 Zwischenlagerung

Neben den Fragestellungen zu den Behältern und zum Endlager Konrad muss auch die Zwischenlagerung des Be bis zur Einlagerung in das Endlager Konrad betrachtet werden, da z. B. die Zwischenlagerung für den Rückbau des BER II unerlässlich ist:

- Die Bedingungen der Zwischenlagerung sind aktuell noch nicht geklärt
- Wie wird mit der Überschreitung der Garantiewerte oder der ODL-Begrenzung für das Endlager Konrad zum Zeitpunkt des Beginns der Zwischenlagerung umgegangen? Ist dies durch die entsprechende Lagergenehmigung mit abgedeckt?
- Die Dauer der Zwischenlagerung ist unklar.

II.7.5 Informationen zu Berylliumbeständen anderer Einrichtungen

Bezüglich den in Kapitel II.1 zusammengetragenen Informationen zum Ist-Stand des Nuklearberylliums in Deutschland und Europa gibt es offene Fragen bzw. noch Informationsbedarf:

- Informationen zu Managementstrategien für und zur Konditionierung von bestrahltem Be von Einrichtungen im (europäischen) Ausland, insb. auch zur Einschätzung möglicher Synergien und der Möglichkeit internationaler Kooperationen bei der Entsorgung von bestrahltem Be aus der Nuklearindustrie.
- Informationen zum Umgang mit bestrahltem Be aus Anlagen, die der (militärischen) Geheimhaltung unterliegen.

II.7.6 Kostenabschätzungen

Die Kostenschätzungen zu den verschiedenen Prozessschritten beim Umgang mit und der Entsorgung von bestrahltem Be sind mit großen Ungewissheiten verbunden. Bei der Auswahl und dem Vergleich verschiedener Entsorgungskonzepte für bestrahltes Be wäre es hilfreich, wenn die damit verbundenen Kosten genauer eingeschätzt werden könnten, z. B. bzgl.

-
- der Kosten für Gutachter bei einer Einlagerung ins Endlager Konrad;
 - dem zeitlichen Ablauf des Verfahrens und der Auswirkung von Verzögerungen auf die Entsorgungskosten;
 - der Kosten für den Bau- und Betrieb von Anlagen zur Dekontamination und Konditionierung von bestrahltem Be. Insbesondere die Kosten für eine Ausheizanlage für Tritium wären noch einmal im Detail an Hand einer konkreten Ausführungsplanung zu bewerten.

III Zusammenfassung

Das Ziel des Verbundvorhabens KONEKT war es, auf Basis einer systematischen Zusammenstellung und kritischen Analyse relevanter Daten und Informationen über bestrahltes Be eine Grundvoraussetzung für die Entwicklung sicherer und nachhaltiger Strategien und Optionen für den Umgang mit bestrahltem Be aus Nuklearanlagen in Deutschland zu schaffen. Hierzu wurden aktuelle Informationen aus nationalen und internationalen Studien über (bestrahltes) Be, dessen Eigenschaften und Verhalten unter Endlagerbedingungen, sowie zu Dekontaminations- und Konditionierungsverfahren erfasst und unter Berücksichtigung der in Deutschland vorhandenen Ansätze und Endlageroptionen analysiert.

Als Grundvoraussetzung zur Bewertung verschiedener Entsorgungspfade und zur Einschätzung möglicher Dekontaminations- und Konditionierungsstrategien wurde das Inventar an in Deutschland existierenden Be-Abfällen erfasst und deren Radionuklidinventare rechnerisch sowie für einige Radionuklide auch messtechnisch ermittelt. Die in Deutschland insgesamt anfallende und zu entsorgende Masse an bestrahltem Nuklearberyllium beträgt demnach ca. 2.975 kg und stammt aus den Forschungsreaktoren BER-II, FRM-I, FRG-I/II und RFR; in deutschen Leistungsreaktoren kam kein Be zum Einsatz. Das Radionuklidinventar des bestrahlten Be wird wesentlich von hohen Tritiumgehalten geprägt, des Weiteren treten Aktivierungsprodukte von im Be enthaltenen Verunreinigungen sowie Spaltprodukte aus der Spaltung des in Spuren enthaltenen Urans auf.

In Bezug auf das geochemische Verhalten von Be in einem Endlager in Kontakt mit Wasser ist festzustellen, dass bislang nur wenige Informationen hinsichtlich des Migrationsverhaltens von Be (z. B. bzgl. der Sorption an Nah-/Fernfeldmaterialien) vorliegen; eine in sich konsistente thermodynamische Datenbasis zur aquatischen Geochemie von Be zur Evaluierung der Be-Löslichkeit im Endlagernah- und -fernfeld fehlt bislang. Im Vergleich zu anderen reaktiven Metallen, die als Abfälle in der Nuklearindustrie anfallen (z. B. Al, Mg), liegen bislang nur sehr wenige Daten zum Korrosionsverhalten von metallischem Be vor; Analogieschlüsse zu Al lassen auf relative hohe Korrosionsraten und entsprechende H₂-Generierung unter höher alkalischen Bedingungen schließen.

Die identifizierten Dekontaminations- und Konditionierungsverfahren wurden auf ihre Umsetzbarkeit in Deutschland geprüft. Zudem wurden Kosten und Risiken der Verfahren im Vergleich zu einer direkten Endlagerung abgeschätzt. Eine Dekontamination des Be durch Ausheizen von ³H wäre für die Endlagerung in Schacht Konrad ggf. von Vorteil. Der Einsatz weiterer Dekontaminationsschritte zur Abtrennung von Aktivierungsprodukten (z. B. mittels hydrometallurgischer Verfahren) erscheint in Deutschland schwierig umsetzbar, da diese mit der Generierung von Sekundärabfällen und im Vergleich zur direkten Endlagerung mit erhöhten Kosten und Risiken verbunden sind. Generell stellt das langlebige Isotop ¹⁰Be ein grundsätzliches Problem hinsichtlich Freigabe und uneingeschränkter Nachnutzung von dekontaminiertem Be dar, da es nur mittels Isotopentrennung abtrennbar wäre. Alternativ wäre eine Verwendung des dekontaminierten Be (ohne Abtrennung des ¹⁰Be) in der Nuklearindustrie denkbar; die möglichen Einsatzmöglichkeiten müssten allerdings noch näher geprüft werden. Zudem ist darauf hinzuweisen, dass alle in Rede stehenden Dekontaminationsverfahren bislang i. d. R. nur im Labormaßstab getestet wurden; eine Skalierung auf den technisch/industriellen Maßstab fehlt bislang. Zudem sind die Kostenschätzungen mit großen Ungewissheiten verbunden.

Die Analyse von Verpackungsoptionen zeigte, dass eine Endlagerung des gesamten bestrahlten Be aus Deutschland im Endlager Schacht Konrad unter Verwendung eines geeigneten Verpackungskonzepts aus radiologischer Sicht prinzipiell möglich wäre. Allerdings könnte das ^3H Inventar im bestrahlten Be und die Notwendigkeit von Ausgleichsbehältern ein Problem hinsichtlich einer Entsorgung in Schacht Konrad darstellen. Daher könnte eine Abtrennung von ^3H aus dem bestrahlten Be (z. B. durch Ausheizen) sinnvoll sein. Allerdings wurden die thermische ^3H -Abtrennung aus bestrahltem Be bislang nur im Labormaßstab untersucht, so dass weitere Untersuchungen bzgl. der Umsetzung im technischen/industriellen Maßstab und zur Implementierung eines solchen Prozesses in Deutschland erforderlich wären.

International wurden bislang eine Reihe von Konditionierungsoptionen für bestrahltes metallisches Be zur Erreichung eines günstigen Materialverhaltens unter Endlagerbedingungen diskutiert (u. a. Zementierung mit unterschiedlichen Bindemitteln, Verglasung, Einbindung in keramische Abfallformen oder Einbindung in Polymere). Allerdings wurde bislang keines dieser Verfahren in der Praxis erprobt; experimentelle (Labor)Untersuchungen liegen nur in Einzelfällen vor. Daher kann derzeit nicht abschließend bewertet werden, inwieweit sich derartige Verfahren für eine Konditionierung von bestrahltem Be in Bezug auf einer Endlagerung in Schacht Konrad eignen. Aufgrund der begrenzten Verfügbarkeit von Daten zur Löslichkeit und Korrosion von Be unter relevanten Umgebungsbedingungen (z. B. in hochalkalischen Zementporenwässern) kann aktuell nur eine Verpackung mit Innenbehälter, Einsatzgestell und Beton-Verguss außerhalb des Innenbehälters umgesetzt werden. Hierbei ist allerdings anzumerken, dass auch in diesem Fall das eingelagerte metallische Be langfristig (d. h. nach Behälterkorrosion) in Kontakt mit hoch alkalischen Umgebungsbedingungen käme.

Auf Basis eines aktualisierten Stands der Entsorgungsproblematik von bestrahltem Be wurde eine Roadmap skizziert, die wichtige Schritte für eine sichere Entsorgung von bestrahltem Be aus HZB, HZG, TUM und RFR beinhaltet. Es konnte gezeigt werden, dass das deutsche Nuklearberyllium aus radiologischer Sicht prinzipiell im Endlager Konrad endgelagert werden könnte, wenn ein geeignetes Verpackungskonzept angewendet wird. Eine praktische Umsetzung der direkten Endlagerung erfordert aber die Klärung verschiedener regulatorischer und logistischer Aspekte bzgl. des Endlagerbetriebs in Schacht Konrad (u. a. Verpackungskonzepte, Zahl und Herkunft von Ausgleichsgebinden bei Garantiewertüberschreitungen, etc.).

Auf Grundlage der skizzierten Roadmap wurden relevante Wissenslücken und Fragen identifiziert, die Schwerpunkte von weiterführenden FuE Arbeiten zur Entsorgung von bestrahltem Be bilden könnten bzw. hinsichtlich einer Endlagerung in Schacht Konrad geklärt werden müssten. Darunter sind Fragen zu konkreten Dekontaminations- bzw. Konditionierungsverfahren, grundlegende Fragen zu physikochemischen und toxikologischen Eigenschaften von Be, die z. B. für Sicherheitsanalysen erforderlich sein können, zu Kostenaspekten der Be-Entsorgung sowie Fragen zur konkreten Umsetzung einer direkten Endlagerung von Be in Schacht Konrad. Eine Reihe dieser Fragen (z. B. zur Korrosion und Löslichkeit von metallischem Be unter endlagerrelevanten Bedingungen), die auch international als wesentliche Wissenslücken im Hinblick auf eine sichere Entsorgung von bestrahltem Be angesehen werden, wäre u. E. auch hinsichtlich der Stoffvektoren und der Deklarations- und Beschreibungs-schwellenwerte für die Endlagerung von metallischem Be in Schacht Konrad als relevant zu betrachten.

IV Anhang

Tabelle A1: Auflistung der Massen aller Einzelteile der äußeren Berylliumreflektorschicht des BER-II, mit den dazu gehörenden Daten. (Werkst.-Bl. Qual.-St. = Werkstoff-Blatt Qualitäts-Stufen) [IAEA01, IIA86].

Bestandsaufnahme des äußeren Beryllium-Reflektors						
Stück	Nummerierung	Zeichnung Nr.	Werkstoff	Werkst.-Bl. Qual.-St.	Maße L x B x H (mm)	Gewicht (kg)
<i>Äußere Schicht Lage A</i>						
1	Block 1	13844547	Beryllium	386.0010-85	576 x 220 x 200	44,5
1	Block 2	13844559	Beryllium	386.0010-85	576 x 220 x 200	44,5
1	Block 3	13844560	Beryllium	386.0010-85	764 x 220 x 200	59,5
1	Block 4	13844572	Beryllium	386.0010-85	576 x 220 x 200	43,7
1	Block 5	13844584	Beryllium	386.0010-85	576 x 220 x 200	44,6
1	Block 6	13844596	Beryllium	386.0010-85	764 x 220 x 200	59,5
<i>Äußere Schicht Lage B</i>						
1	Block 1.1	13844603	Beryllium	386.0010-85	160 x 220 x 225	10,0
1	Block 1.2	13844615	Beryllium	386.0010-85	160 x 220 x 351	17,0
1	Block 2	13844627	Beryllium	386.0010-85	576 x 220 x 160	26,4
1	Block 3	13844639	Beryllium	386.0010-85	764 x 220 x 190	38,3
1	Block 4	13844640	Beryllium	386.0010-85	576 x 220 x 190	35,8
1	Block 5	13844652	Beryllium	386.0010-85	576 x 220 x 190	26,0
1	Block 6	13844664	Beryllium	386.0010-85	764 x 220 x 190	40,2
<i>Äußere Schicht Lage C</i>						
1	Block 1	13844676	Beryllium	386.0010-85	576 x 220 x 190	35,3
1	Block 2	13844688	Beryllium	386.0010-85	576 x 220 x 190	28,8
1	Block 3	1384469*	Beryllium	386.0010-85	764 x 220 x 160	47,0
1	Block 4	13844707	Beryllium	386.0010-85	576 x 220 x 160	38,1
1	Block 5	13844719	Beryllium	386.0010-85	576 x 220 x 160	35,3
1	Block 6	13844720	Beryllium	386.0010-85	764 x 220 x 160	32,3
<i>Äußere Schicht Lage D</i>						
1	Block 1	13844732	Beryllium	386.0010-85	576 x 220 x 200	43,2
1	Block 2	13844744	Beryllium	386.0010-85	576 x 220 x 200	40,8
1	Block 3	13844756	Beryllium	386.0010-85	764 x 220 x 200	59,2
1	Block 4	13844768	Beryllium	386.0010-85	576 x 220 x 200	43,8
1	Block 5	1384477*	Beryllium	386.0010-85	576 x 220 x 200	44,6
1	Block 6	13844781	Beryllium	386.0010-85	764 x 220 x 200	59,2
Summe Reflektor äußere Schicht					5,39 E-01 m³	997,6 kg

Tabelle A2: Auflistung der Massen aller Einzelteile der inneren Berylliumreflektorschicht des BER-II, mit den dazu gehörenden Daten. Die Auflistung entspricht der bis und nach Jahr 2006 verwendeten inneren Reflektor-Schicht, für die Gesamtmassenermittlung wurde die Masse 305,5 kg mit Faktor 2 multipliziert. (Werkst.-Bl. Qual.-St. = Werkstoff-Blatt Qualitäts-Stufen) [IAEA01, IIA86].

Bestandsaufnahme des inneren Beryllium-Reflektors						
Stück	Nummerierung	Zeichnung Nr.	Werkstoff	Werkst.-Bl. Qual.-St.	Maße L x B x H (mm)	Gewicht (kg)
<i>Innere Schicht Lage A</i>						
1	Block 1	13844793	Beryllium	386.0010-85	236 x 200 x 99	8,0
1	Block 2	13844800	Beryllium	386.0010-85	476 x 200 x 99	11,1
1	Block 3	13844812	Beryllium	386.0010-85	565 x 200 x 99	19,8
1	Block 4	13844824	Beryllium	386.0010-85	142 x 200 x 99	4,8
1	Block 5	13844836	Beryllium	386.0010-85	569 x 200 x 99	20,0
1	Block 6	13844848	Beryllium	386.0010-85	565 x 200 x 99	19,6
<i>Innere Schicht Lage B</i>						
1	Block 1	1384485*	Beryllium	386.0010-85	236 x 160 x 99	4,7
1	Block 2	13844861	Beryllium	386.0010-85	476 x 160 x 99	12,8
1	Block 3	13844873	Beryllium	386.0010-85	565 x 190 x 99	10,8
1	Block 4	13844885	Beryllium	386.0010-85	142 x 190 x 99	4,9
1	Block 5	13844897	Beryllium	386.0010-85	569 x 190 x 99	13,3
1	Block 6	13844904	Beryllium	386.0010-85	565 x 190 x 99	14,6
<i>Innere Schicht Lage C</i>						
1	Block 1	13844916	Beryllium	386.0010-85	236 x 190 x 99	5,0
1	Block 2	13844928	Beryllium	386.0010-85	476 x 190 x 99	14,0
1	Block 3	1384493*	Beryllium	386.0010-85	565 x 160 x 99	18,8
1	Block 4	13844941	Beryllium	386.0010-85	142 x 160 x 99	4,9
1	Block 5	13844953	Beryllium	386.0010-85	570 x 160 x 99	16,0
1	Block 6	13844965	Beryllium	386.0010-85	565 x 160 x 99	13,5
<i>Innere Schicht Lage D</i>						
1	Block 1	13844977	Beryllium	386.0010-85	236 x 200 x 99	8,1
1	Block 2	13844989	Beryllium	386.0010-85	476 x 200 x 99	16,5
1	Block 3	13844990	Beryllium	386.0010-85	565 x 200 x 99	19,8
1	Block 4	13844492	Beryllium	386.0010-85	142 x 200 x 99	4,8
1	Block 5	13844480	Beryllium	386.0010-85	569 x 200 x 99	20,0
1	Block 6	13844479	Beryllium	386.0010-85	565 x 200 x 99	19,7
Summe Reflektor innere Schicht					1,65 E-01 m³	305,5 kg

Tabelle A3: Auflistung der Berylliumreflektorelemente im Kern des BER-II. Die ersten 11 Elemente von B-02 bis B-14 befinden sich bis zum Betriebsende im Einsatz. Die Elemente B-1, B-7, B-9, B-15 und B-16 befinden sich im Stopfen-Lager bzw. im Lagergestell (Werkst.-Bl. Qual.-St. = Werkstoff-Blatt Qualitäts-Stufen) [IAEA01, ADB18].

Bestandsaufnahme der Beryllium-Reflektor-Elemente						
Stück	Nummerierung	Zeichnung Nr.	Werkstoff	Werkst.-Bl. Qual.-St.	Maße L x B x H (mm)	Gewicht (kg)
1	B-01		Beryllium	158-5152	74,3 x 78,3 x 685,6	7,4
1	B-02		Beryllium	158-5152	74,3 x 78,3 x 685,6	7,4
1	B-03		Beryllium	158-5152	74,3 x 78,3 x 685,6	7,4
1	B-04		Beryllium	158-5152	74,3 x 78,3 x 685,6	7,4
1	B-05		Beryllium	158-5152	74,3 x 78,3 x 685,6	7,4
1	B-06		Beryllium	158-5152	74,3 x 78,3 x 685,6	7,4
1	B-07		Beryllium	158-5152	74,3 x 78,3 x 685,6	7,4
1	B-08		Beryllium	158-5152	74,3 x 78,3 x 685,6	7,4
1	B-09		Beryllium	158-5152	74,3 x 78,3 x 685,6	7,4
1	B-10		Beryllium	158-5152	74,3 x 78,3 x 685,6	7,4
1	B-11		Beryllium	158-5152	74,3 x 78,3 x 685,6	7,4
1	B-12		Beryllium	158-5152	74,3 x 78,3 x 685,6	7,4
1	B-13		Beryllium	158-5152	74,3 x 78,3 x 685,6	7,4
1	B-14		Beryllium	158-5152	74,3 x 78,3 x 685,6	7,4
1	B-15		Beryllium	158-5152	74,3 x 78,3 x 685,6	7,4
1	B-16		Beryllium	158-5152	74,3 x 78,3 x 685,6	7,4
Summe Reflektor-Elemente					6,4 E-02 m³	118,4 kg

Tabelle A4: Auflistung der Berylliumstopfen der Strahlrohre des BER-II. (Werkst.-Bl. Qual.-St. = Werkstoff-Blatt Qualitäts-Stufen) [IAEA01].

Bestandsaufnahme der Beryllium-Reflektor-Stopfen						
Stück	Nummerierung	Zeichnung Nr.	Werkstoff	Werkst.-Bl. Qual.-St.	Maße Ø/ L (mm)	Gewicht (kg)
1	Stopfen R2	13914984	Beryllium	386.0010-85	Ø148/ 320	9,9
1	Stopfen R3	13914972	Beryllium	386.0010-85	Ø148/ 320	9,9
1	Stopfen 76	13844455	Beryllium	386.0010-85	Ø 76/ 764	6,2
1	Stopfen T1	13914960	Beryllium	386.0010-85	Ø 98/ 251	3,4
Summe Reflektor-Stopfen					1,59 E-02 m³	29,4 kg

Tabelle A5: Auflistung der Berylliumtabletten in den Zugankern des BER-II. (Werkst.-Bl. Qual.-St. = Werkstoff-Blatt Qualitäts-Stufen) [IAEA1, IIA86].

Bestandsaufnahme der Zuganker mit Beryllium-Tabletten						
Stück	Nummerierung	Zeichnung Nr.	Werkstoff	Werkst.-Bl. Qual.-St.	Maße Ø/ L (mm)	Gewicht (kg)
1	A-01	13894250	Beryllium	S-65-C	Ø13,8/ 656	0,2
1	A-02	13894250	Beryllium	S-65-C	Ø13,8/ 656	0,2
1	A-03	13894250	Beryllium	S-65-C	Ø13,8/ 656	0,2
1	A-04	13894250	Beryllium	S-65-C	Ø13,8/ 656	0,2
1	A-05	13894250	Beryllium	S-65-C	Ø13,8/ 656	0,2
1	A-06	13894250	Beryllium	S-65-C	Ø13,8/ 656	0,2
1	A-07	13894250	Beryllium	S-65-C	Ø13,8/ 656	0,2
1	A-08	13894250	Beryllium	S-65-C	Ø13,8/ 656	0,2
1	A-09	13894250	Beryllium	S-65-C	Ø13,8/ 656	0,2
1	A-10	13894250	Beryllium	S-65-C	Ø13,8/ 656	0,2
1	A-11	13894250	Beryllium	S-65-C	Ø13,8/ 656	0,2
1	A-12	13894250	Beryllium	S-65-C	Ø13,8/ 656	0,2
Summe Reflektor-Elemente					1,29 E-03 m³	2,4 kg

Tabelle A6: Auflistung des Berylliumreflektors im Kern des Reaktors FRM-I [IAEA1, AFM1].

Bestandsaufnahme des Beryllium-Reflektors				
Stück	Nummerierung	Werkstoff	Maße LxBxH (mm)	Gewicht (kg)
1	Block 01	Beryllium	80x75x645	7,9
1	Block 02	Beryllium	80x75x645	7,9
1	Block 03	Beryllium	80x75x645	7,9
1	Block 04	Beryllium	80x75x645	7,9
1	Block 05	Beryllium	80x75x645	7,9
1	Block 06	Beryllium	80x75x645	7,9
1	Block 07	Beryllium	80x75x645	7,9
1	Block 08	Beryllium	80x75x645	7,9
1	Block 09	Beryllium	80x75x645	7,9
1	Block 10	Beryllium	80x75x645	7,9
1	Block 11	Beryllium	80x75x645	7,9
1	Block 12	Beryllium	80x75x645	7,9
1	Block 13	Beryllium	80x75x645	7,9
1	Block 14	Beryllium	80x75x645	7,9
1	Block 15	Beryllium	80x75x645	7,9
1	Block 16	Beryllium	80x75x645	7,9
1	Block 17	Beryllium	80x75x645	7,9
1	Block 18	Beryllium	80x75x645	7,9
1	Block 19	Beryllium	80x75x645	7,9
1	Block 20	Beryllium	80x75x645	7,9
1	Block 21	Beryllium	80x75x645	7,9
1	Block 22	Beryllium	80x75x645	7,9
1	Block 23	Beryllium	80x75x645	7,9
1	Block 24	Beryllium	80x75x645	7,9
Summe Reflektor				166,0 kg

Tabelle A7: Auflistung des Berylliumreflektors im Kern der Reaktoren FRG-I und II [IAEA1, AFG1].

Bestandsaufnahme des Beryllium-Reflektors				
Stück	Nummerierung	Werkstoff	Maße L x B x H (mm)	Gewicht (kg)
<i>Beryllium Blockreflektor</i>				
1	Block 1	Beryllium	785 x 700 x 102	83,0
1	Block 2	Beryllium	785 x 450 x 118	49,0
1	Block 3	Beryllium	785 x 450 x 100	34,0
1	Block 4	Beryllium	775 x 157 x 190	27,0
1	Block 5	Beryllium	785 x 218 x 93	10,5
1	Block 6	Beryllium	270 x 190 x 29	2,2
1	Block 7	Beryllium	210 x 170 x 29	1,8
<i>Beryllium-Reflektor mit Hohlraumdosens</i>				
1	Block 1	Beryllium	565 x 78 x 151	7,9
1	Block 2	Beryllium	375 x 79 x 151	6,5
1	Block 3	Beryllium	565 x 78 x 151	9,2
<i>Beryllium-Reflektor (Standard)</i>				
50	Blöcke 1 bis 50	Beryllium	625 x 67 x 79	6,1
Summe 50 Stück				305,0
<i>Beryllium-Reflektor für Probenleitrohr</i>				
5	Blöcke 1 bis 5	Beryllium	625 x 67 x 79	003,6
Summe 5 Stück				018,0
<i>Beryllium-Reflektor mit Hohlraumdosens</i>				
31	Blöcke 1 bis 31	Beryllium	610 x 60 x 60	004,1
Summe 31 Stück				127,1
Summe Reflektor			3,7 E-01 m³	681,2 kg

Tabelle A8: Auflistung des Berylliumreflektors im Kern des Reaktors RFR [IAEA1, HIE1].

Bestandsaufnahme des Beryllium-Reflektors					
Stück	Benennung	Werkstoff	Fass-Nr.	Volumen [m³]	Gewicht (kg)
<i>Beryllium-Reflektor Kassetten</i>					
38	Kassetten	Be 90 %, AlMgSi 10 %	7710		01,30
	Summe 38	Be 90 %, AlMgSi 10 %			49,40
	Be 90 %	Beryllium			44,46
<i>Beryllium-Reflektor 3-fach-Kassetten</i>					
15	Kassetten	Be 90 %, AlMgSi 10 %	7710		03,90
	Summe 15	Be 90 %, AlMgSi 10 %			58,50
	Be 90 %	Beryllium			52,65
<i>Beryllium-Reflektorteil</i>					
6	Be-Teil	Be 95,5 % AlMgSi 4,5 %	7710		14,70
	Summe 6	Be 95,5 % AlMgSi 4,5 %			88,20
	Be 95 %	Beryllium			84,23
<i>Beryllium-Reflektor-Bruchstück</i>					
1	Be-Stück	Beryllium	7710		1,00
<i>Beryllium-Reflektor-Pfropfen</i>					
7	Be-Pfropfen	Be 90 %, AlMgSi 10 %	7710		01,70
	Summe 7	Be 90 %, AlMgSi 10 %			11,90
	Be 90 %	Beryllium			10,71
<i>Beryllium-Reflektor des Gebindes GB_550</i>					
1	Be-Reflektor	Be 75,18 %, AlMg3 20,38 %, AlMgSi 4,13 %	7711		233,06
	Be 75,16 %	Beryllium			175,21
Summe Reflektor				1,99 E-01 m³	368,26 kg

Tabelle A9: Aktivitätswerte für die alte innere Reflektorschicht (eingesetzt bis 2006) aus BER-II Reaktor im Jahr 2021.

Nuklid	Volumen m ³	Masse kg	Totale Aktivität Bq	Spezifische Aktivität Bq/g	Min. Spez. Aktivität Bq/g	Max. Spez. Aktivität Bq/g
³ H	1,653 E-01	3,055 E+02	5,306 E+14	1,737 E+09	1,306 E+07	1,313 E+10
⁶⁰ Co	1,653 E-01	3,055 E+02	2,422 E+12	7,930 E+06	1,035 E+06	1,334 E+07
⁵⁵ Fe	1,653 E-01	3,055 E+02	2,819 E+11	9,229 E+05	9,729 E+04	1,903 E+06
¹³⁴ Cs	1,653 E-01	3,055 E+02	3,186 E+10	1,043 E+05	1,512 E+04	1,492 E+05
¹⁴ C	1,653 E-01	3,055 E+02	1,000 E+11	3,274 E+06	3,424 E+05	6,803 E+06
²⁰⁴ Tl	1,653 E-01	3,055 E+02	1,068 E+11	3,497 E+05	3,688 E+04	7,005 E+05
²⁴⁴ Cm	1,653 E-01	3,055 E+02	5,795 E+10	1,897 E+05	8,374 E-02	1,837 E+06
⁶³ Ni	1,653 E-01	3,055 E+02	3,562 E+11	1,166 E+06	1,306 E+05	2,286 E+06
²⁴¹ Pu	1,653 E-01	3,055 E+02	1,757 E+11	5,753 E+05	4,458 E+03	1,310 E+06
⁴⁵ Ca	1,653 E-01	3,055 E+02	1,591 E+03	5,208 E-03	1,759 E-07	2,076 E-02
¹³⁷ Cs	1,653 E-01	3,055 E+02	9,809 E+10	3,211 E+05	1,678 E+04	9,768 E+05
^{137m} Ba	1,653 E-01	3,055 E+02	9,259 E+10	3,031 E+05	1,584 E+04	9,221 E+05
¹⁰⁶ Rh	1,653 E-01	3,055 E+02	2,365 E+07	7,743 E+01	2,056 E+00	2,159 E+02
¹⁰⁶ Ru	1,653 E-01	3,055 E+02	2,365 E+07	7,743 E+01	2,056 E+00	2,159 E+02
³⁹ Ar	1,653 E-01	3,055 E+02	3,439 E+10	1,126 E+05	6,639 E+02	8,459 E+05
¹⁴⁴ Pr	1,653 E-01	3,055 E+02	1,169 E+06	3,829 E+00	2,672 E-01	1,053 E+01
¹⁴⁴ Ce	1,653 E-01	3,055 E+02	1,169 E+06	3,828 E+00	2,672 E-01	1,053 E+01
¹⁸² Ta	1,653 E-01	3,055 E+02	4,503 E+00	1,474 E-05	9,825 E-08	4,324 E-03
⁹⁰ Y	1,653 E-01	3,055 E+02	3,583 E+10	1,173 E+05	1,309 E+04	3,305 E+05
⁹⁰ Sr	1,653 E-01	3,055 E+02	3,583 E+10	1,173 E+05	1,309 E+04	3,304 E+05
²⁴² Cm	1,653 E-01	3,055 E+02	1,039 E+08	3,402 E+02	1,540 E+00	7,798 E+02
¹⁰⁹ Cd	1,653 E-01	3,055 E+02	2,756 E+07	9,024 E+01	6,184 E-01	3,844 E+02
^{109m} Ag	1,653 E-01	3,055 E+02	2,756 E+07	9,024 E+01	6,184 E-01	3,844 E+02
¹⁴⁷ Pm	1,653 E-01	3,055 E+02	1,997 E+09	6,537 E+03	6,559 E+02	1,285 E+04
⁵⁴ Mn	1,653 E-01	3,055 E+02	4,258 E+05	1,394 E+00	6,217 E-03	1,091 E+01
¹⁰ Be	1,653 E-01	3,055 E+02	3,067 E+10	1,004 E+05	1,041 E+04	2,105 E+05
⁴⁶ Sc	1,653 E-01	3,055 E+02	3,919 E-02	1,283 E-07	8,918 E-14	2,478 E-04
⁶⁵ Zn	1,653 E-01	3,055 E+02	2,426 E+04	7,911 E-02	8,176 E-04	2,860 E-01
⁹⁵ N	1,653 E-01	3,055 E+02	3,128 E-02	1,024 E-07	6,632 E-16	1,433 E-04
¹⁸⁵ W	1,653 E-01	3,055 E+02	2,024 E-03	6,628 E-09	5,455 E-17	8,709 E-06
¹⁵⁴ Eu	1,653 E-01	3,055 E+02	6,058 E+10	1,983 E+05	1,235 E+04	1,590 E+06
²³⁸ Pu	1,653 E-01	3,055 E+02	5,474 E+09	1,792 E+04	3,069 E+01	4,596 E+04
⁹⁵ Zr	1,653 E-01	3,055 E+02	1,169 E-02	3,827 E-08	5,570 E-16	6,198 E-05
¹²⁵ Sb	1,653 E-01	3,055 E+02	2,296 E+08	7,518 E+02	2,346 E+01	2,169 E+03
¹⁵⁵ Eu	1,653 E-01	3,055 E+02	1,831 E+10	5,996 E+04	3,843 E+03	3,984 E+05
⁸⁵ Kr	1,653 E-01	3,055 E+02	1,754 E+09	5,744 E+03	6,313 E+02	1,638 E+04
⁴¹ Ca	1,653 E-01	3,055 E+02	3,268 E+09	1,070 E+04	1,110 E+03	2,241 E+04
⁷⁵ Se	1,653 E-01	3,055 E+02	2,866 E-01	9,382 E-07	2,216 E-09	1,443 E-04
⁹¹ Y	1,653 E-01	3,055 E+02	8,499 E-02	2,782 E-08	1,231 E-17	8,738 E-05
⁵⁸ Co	1,653 E-01	3,055 E+02	1,155 E-03	3,783 E-09	5,106 E-17	3,803 E-06
Gesamt	1,653 E-01	3,055 E+02	5,346 E+14	1,753 E+09	1,481 E+07	1,316 E+10

Tabelle A10: Aktivitätswerte für die innere Reflektorschicht (ab 2006) aus BER-II Reaktor ein Jahr nach geplanter endgültiger Abschaltung.

Nuklid	Volumen m ³	Masse kg	Totale Aktivi- tät Bq	Spezifische Aktivität Bq/g	Min. Spez. Aktivität Bq/g	Max. Spez. Aktivität Bq/g
³ H	1,653 E-01	3,055 E+02	8,768 E+14	2,870 E+09	2,959 E+07	2,159 E+10
⁶⁰ Co	1,653 E-01	3,055 E+02	1,136 E+13	3,720 E+07	5,406 E+06	6,524 E+07
⁵⁹ Fe	1,653 E-01	3,055 E+02	6,400 E+12	2,095 E+07	2,277 E+06	4,335 E+07
¹³⁴ Cs	1,653 E-01	3,055 E+02	2,452 E+12	8,026 E+06	1,012 E+06	1,249 E+07
¹⁴ C	1,653 E-01	3,055 E+02	8,288 E+11	2,713 E+06	3,521 E+05	9,813 E+06
²⁰⁴ Tl	1,653 E-01	3,055 E+02	9,629 E+11	3,152 E+06	3,551 E+05	6,424 E+06
²⁴⁴ Cm	1,653 E-01	3,055 E+02	5,349 E+10	1,751 E+05	1,744 E-01	2,621 E+06
⁶³ Ni	1,653 E-01	3,055 E+02	3,251 E+11	1,064 E+06	1,465 E+05	3,232 E+06
²⁴¹ Pu	1,653 E-01	3,055 E+02	3,131 E+11	1,025 E+06	8,658 E+03	2,501 E+06
⁴⁵ Ca	1,653 E-01	3,055 E+02	3,437 E+11	1,125 E+06	1,168 E+05	2,357 E+06
¹³⁷ Cs	1,653 E-01	3,055 E+02	1,093 E+11	3,577 E+05	2,328 E+04	1,097 E+06
^{137m} Ba	1,653 E-01	3,055 E+02	1,032 E+11	3,377 E+05	2,198 E+04	1,035 E+06
¹⁰⁶ Rh	1,653 E-01	3,055 E+02	1,513 E+11	4,952 E+05	1,526 E+04	1,457 E+06
¹⁰⁶ Ru	1,653 E-01	3,055 E+02	1,513 E+11	4,952 E+05	1,526 E+04	1,457 E+06
³⁹ Ar	1,653 E-01	3,055 E+02	2,892 E+10	9,466 E+04	8,615 E+02	7,051 E+05
¹⁴⁴ Pr	1,653 E-01	3,055 E+02	1,088 E+11	3,562 E+05	1,880 E+04	1,034 E+06
¹⁴⁴ Ce	1,653 E-01	3,055 E+02	1,088 E+11	3,562 E+05	1,880 E+04	1,034 E+06
¹⁸³ Ta	1,653 E-01	3,055 E+02	2,926 E+11	9,578 E+05	3,391 E+05	1,309 E+06
⁹⁰ Y	1,653 E-01	3,055 E+02	4,133 E+10	1,353 E+05	1,825 E+04	3,793 E+05
⁹⁰ Sr	1,653 E-01	3,055 E+02	4,130 E+10	1,352 E+05	1,825 E+04	3,792 E+05
²⁴² Cm	1,653 E-01	3,055 E+02	4,964 E+10	1,625 E+05	2,794 E+02	4,303 E+05
¹⁰⁹ Cd	1,653 E-01	3,055 E+02	2,610 E+10	8,542 E+04	9,049 E+02	3,687 E+05
^{109m} Ag	1,653 E-01	3,055 E+02	2,610 E+10	8,542 E+04	9,049 E+02	3,687 E+05
¹⁴⁷ Pm	1,653 E-01	3,055 E+02	5,921 E+10	1,938 E+05	1,490 E+04	4,107 E+05
⁵⁴ Mn	1,653 E-01	3,055 E+02	1,445 E+10	4,731 E+04	2,003 E+02	3,707 E+05
¹⁰ Be	1,653 E-01	3,055 E+02	2,532 E+10	8,289 E+04	1,069 E+04	3,069 E+05
⁴⁶ Sc	1,653 E-01	3,055 E+02	1,809 E+10	5,922 E+04	9,946 E+02	2,588 E+05
⁶⁵ Zn	1,653 E-01	3,055 E+02	1,135 E+10	3,716 E+04	5,530 E+02	1,922 E+05
Gesamt	1,653 E-01	3,055 E+02	9,017 E+14	2,952 E+09	3,984 E+07	2,176 E+10

Tabelle A11: Aktivitätswerte für die äußere Reflektorschicht des BER-II Reaktors ein Jahr nach geplanter endgültiger Abschaltung.

Nuklid	Volumen m ³	Masse kg	Totale Aktivität Bq	Spezifische Aktivität Bq/g	Min. Spez. Aktivität Bq/g	Max. Spez. Aktivität Bq/g
³ H	5,398 E-01	9,976 E+02	4,151 E+14	4,161 E+08	2,016 E+06	1,173 E+10
⁶⁰ Co	5,398 E-01	9,976 E+02	1,489 E+13	1,493 E+07	3,411 E+05	3,952 E+07
⁵⁵ Fe	5,398 E-01	9,976 E+02	7,688 E+12	7,706 E+06	1,371 E+05	3,508 E+07
¹³⁴ Cs	5,398 E-01	9,976 E+02	2,749 E+12	2,756 E+06	6,410 E+04	8,253 E+06
¹⁴ C	5,398 E-01	9,976 E+02	2,102 E+12	2,107 E+06	3,710 E+04	9,813 E+06
²⁰⁴ Tl	5,398 E-01	9,976 E+02	1,148 E+12	1,151 E+06	2,159 E+04	4,540 E+06
²⁴⁴ Cm	5,398 E-01	9,976 E+02	4,926 E+10	4,938 E+04	2,821 E-07	2,621 E+06
⁶³ Ni	5,398 E-01	9,976 E+02	7,854 E+11	7,873 E+05	1,479 E+04	3,232 E+06
²⁴¹ Pu	5,398 E-01	9,976 E+02	3,313 E+11	3,321 E+05	1,034 E+01	1,506 E+06
⁴⁵ Ca	5,398 E-01	9,976 E+02	4,002 E+11	4,012 E+05	7,007 E+03	1,898 E+06
¹³⁷ Cs	5,398 E-01	9,976 E+02	1,404 E+11	1,407 E+05	2,178 E+03	1,045 E+06
^{137m} Ba	5,398 E-01	9,976 E+02	1,325 E+11	1,328 E+05	2,056 E+03	9,862 E+05
¹⁰⁶ Rh	5,398 E-01	9,976 E+02	9,800 E+10	9,824 E+04	2,563 E+02	6,924 E+05
¹⁰⁶ Ru	5,398 E-01	9,976 E+02	9,800 E+10	9,824 E+04	2,563 E+02	6,924 E+05
³⁹ Ar	5,398 E-01	9,976 E+02	1,261 E+10	1,264 E+04	2,526 E-07	3,547 E+05
¹⁴⁴ Pr	5,398 E-01	9,976 E+02	7,292 E+10	7,310 E+04	1,822 E+03	4,922 E+05
¹⁴⁴ Ce	5,398 E-01	9,976 E+02	7,292 E+10	7,310 E+04	1,822 E+03	4,922 E+05
¹⁸² Ta	5,398 E-01	9,976 E+02	5,506 E+11	5,519 E+05	2,917 E+04	1,247 E+06
⁹⁰ Y	5,398 E-01	9,976 E+02	5,857 E+10	5,871 E+04	2,049 E+03	3,529 E+05
⁹⁰ Sr	5,398 E-01	9,976 E+02	5,856 E+10	5,870 E+04	2,048 E+03	3,528 E+05
²⁴² Cm	5,398 E-01	9,976 E+02	5,590 E+10	5,603 E+04	4,445 E-02	2,721 E+05
¹⁰⁹ Cd	5,398 E-01	9,976 E+02	2,372 E+10	2,378 E+04	4,704 E+00	3,061 E+05
^{109m} Ag	5,398 E-01	9,976 E+02	2,372 E+10	2,378 E+04	4,704 E+00	3,061 E+05
¹⁴⁷ Pm	5,398 E-01	9,976 E+02	5,244 E+10	5,257 E+04	1,260 E+03	2,557 E+05
⁵⁴ Mn	5,398 E-01	9,976 E+02	2,835 E+09	2,842 E+03	3,714 E-06	8,049 E+04
¹⁰ Be	5,398 E-01	9,976 E+02	6,443 E+10	6,459 E+04	1,126 E+03	3,069 E+05
⁴⁶ Sc	5,398 E-01	9,976 E+02	2,231 E+10	2,236 E+04	5,249 E+00	2,588 E+05
⁶⁵ Zn	5,398 E-01	9,976 E+02	1,404 E+10	1,407 E+04	2,879 E+00	1,922 E+05
⁹⁵ Nb	5,398 E-01	9,976 E+02	9,844 E+09	9,868 E+03	2,275 E+02	6,598 E+04
¹⁸⁵ W	5,398 E-01	9,976 E+02	1,148 E+09	1,151 E+03	3,117 E-05	5,116 E+04
¹⁵⁴ Eu	5,398 E-01	9,976 E+02	1,429 E+12	1,432 E+06	2,342 E+04	3,338 E+06
²³⁸ Pu	5,398 E-01	9,976 E+02	1,070 E+10	1,073 E+04	1,483 E-02	4,488 E+04
⁹⁵ Zr	5,398 E-01	9,976 E+02	4,558 E+09	4,569 E+03	1,054 E+02	3,054 E+04
¹²⁵ Sb	5,398 E-01	9,976 E+02	3,510 E+09	3,518 E+03	2,159 E+01	2,507 E+04
¹⁵⁵ Eu	5,398 E-01	9,976 E+02	7,894 E+11	7,913 E+05	1,720 E+04	1,649 E+06
⁸⁵ Kr	5,398 E-01	9,976 E+02	3,675 E+09	3,684 E+03	1,355 E+02	2,320 E+04
⁴¹ Ca	5,398 E-01	9,976 E+02	6,861 E+09	6,878 E+03	1,201 E+02	3,258 E+04
⁷⁵ Se	5,398 E-01	9,976 E+02	1,168 E+10	1,171 E+04	3,269 E+02	3,702 E+04
⁹¹ Y	5,398 E-01	9,976 E+02	1,659 E+09	1,663 E+03	6,377 E+01	1,083 E+04
⁵⁸ Co	5,398 E-01	9,976 E+02	2,384 E+08	2,390 E+02	2,883 E-07	5,155 E+03
Gesamt	5,398 E-01	9,976 E+02	4,491 E+14	4,501 E+08	2,724 E+06	1,185 E+10

Tabelle A12: Aktivitätswerte für alle im Kern befindlichen Berylliumelemente aus BER-II Reaktor im Jahr 2021.

Nuklid	Volumen m ³	Masse kg	Totale Aktivi- tät Bq	Spezifische Aktivität Bq/g	Min. Spez. Aktivität Bq/g	Max. Spez. Aktivität Bq/g
H-3	4,404 E-02	8,140 E+01	1,407 E+15	1,728 E+10	5,365 E+08	8,642 E+10
Co-60	4,404 E-02	8,140 E+01	3,096 E+12	3,803 E+07	1,656 E+07	5,454 E+07
Fe-55	4,404 E-02	8,140 E+01	1,937 E+12	2,379 E+07	7,893 E+06	3,718 E+07
Cs-134	4,404 E-02	8,140 E+01	5,901 E+11	7,249 E+06	3,224 E+06	1,265 E+07
C-14	4,404 E-02	8,140 E+01	4,354 E+11	5,349 E+06	1,312 E+06	9,815 E+06
Tl-204	4,404 E-02	8,140 E+01	3,011 E+11	3,699 E+06	1,210 E+06	5,335 E+06
Cm-244	4,404 E-02	8,140 E+01	1,538 E+11	1,890 E+06	1,197 E+03	6,050 E+06
Ni-63	4,404 E-02	8,140 E+01	1,563 E+11	1,920 E+06	5,281 E+05	3,232 E+06
Pu-241	4,404 E-02	8,140 E+01	1,569 E+11	1,927 E+06	3,845 E+05	3,709 E+06
Ca-45	4,404 E-02	8,140 E+01	1,022 E+11	1,256 E+06	4,082 E+05	1,994 E+06
Cs-137	4,404 E-02	8,140 E+01	7,530 E+10	9,250 E+05	1,231 E+05	1,689 E+06
Ba-137m	4,404 E-02	8,140 E+01	7,108 E+10	8,732 E+05	1,162 E+05	1,595 E+06
Rh-106	4,404 E-02	8,140 E+01	6,059 E+10	7,443 E+05	9,702 E+04	1,373 E+06
Ru-106	4,404 E-02	8,140 E+01	6,059 E+10	7,443 E+05	9,702 E+04	1,373 E+06
Ar-39	4,404 E-02	8,140 E+01	4,437 E+10	5,451 E+05	1,857 E+04	2,740 E+06
Pr-144	4,404 E-02	8,140 E+01	4,317 E+10	5,303 E+05	7,030 E+04	9,799 E+05
Ce-144	4,404 E-02	8,140 E+01	4,317 E+10	5,303 E+05	7,030 E+04	9,799 E+05
Ta-182	4,404 E-02	8,140 E+01	5,878 E+10	7,221 E+05	2,864 E+05	1,920 E+06
Y-90	4,404 E-02	8,140 E+01	2,587 E+10	3,178 E+05	5,777 E+04	5,676 E+05
Sr-90	4,404 E-02	8,140 E+01	2,586 E+10	3,177 E+05	5,775 E+04	5,674 E+05
Cm-242	4,404 E-02	8,140 E+01	2,787 E+10	3,424 E+05	4,305 E+04	6,933 E+05
Cd-109	4,404 E-02	8,140 E+01	1,840 E+10	2,261 E+05	1,445 E+04	5,085 E+05
Ag-109m	4,404 E-02	8,140 E+01	1,840 E+10	2,261 E+05	1,445 E+04	5,085 E+05
Pm-147	4,404 E-02	8,140 E+01	2,246 E+10	2,759 E+05	5,482 E+04	4,404 E+05
Mn-54	4,404 E-02	8,140 E+01	1,286 E+10	1,580 E+05	4,519 E+03	6,816 E+05
Be-10	4,404 E-02	8,140 E+01	1,336 E+10	1,641 E+05	3,890 E+04	3,062 E+05
Sc-46	4,404 E-02	8,140 E+01	9,288 E+09	1,141 E+05	1,174 E+04	2,580 E+05
Zn-65	4,404 E-02	8,140 E+01	6,807 E+09	8,362 E+04	7,330 E+03	2,000 E+05
Nb-95	4,404 E-02	8,140 E+01	5,759 E+09	7,075 E+04	9,530 E+03	1,294 E+05
W-185	4,404 E-02	8,140 E+01	3,162 E+09	3,884 E+04	1,734 E+02	1,307 E+05
Eu-154	4,404 E-02	8,140 E+01	1,024 E+10	1,258 E+05	2,873 E+04	2,149 E+06
Pu-238	4,404 E-02	8,140 E+01	4,150 E+09	5,098 E+04	5,653 E+03	1,593 E+05
Zr-95	4,404 E-02	8,140 E+01	2,666 E+09	3,275 E+04	4,412 E+03	5,991 E+04
Sb-125	4,404 E-02	8,140 E+01	2,202 E+09	2,705 E+04	3,465 E+03	4,938 E+04
Eu-155	4,404 E-02	8,140 E+01	6,944 E+09	8,531 E+04	2,050 E+04	1,477 E+06
Kr-85	4,404 E-02	8,140 E+01	1,840 E+09	2,260 E+04	3,598 E+03	3,924 E+04
Ca-41	4,404 E-02	8,140 E+01	1,428 E+09	1,754 E+04	4,206 E+03	3,255 E+04
Se-75	4,404 E-02	8,140 E+01	1,728 E+09	2,123 E+04	9,110 E+03	4,043 E+04
Y-91	4,404 E-02	8,140 E+01	9,499 E+08	1,167 E+04	1,577 E+03	2,146 E+04
Co-58	4,404 E-02	8,140 E+01	8,694 E+08	1,068 E+04	4,227 E+02	4,308 E+04
Gesamt	4,404 E-02	8,140 E+01	1,414 E+15	1,738 E+10	5,694 E+08	8,653 E+10

V Literatur

- [ADB86] Anlagendokumentation BER-II vom 14.11.1986, Interatom Internationale Atombau GmbH-Stückliste für Berylliumreflektoren
- [ADB18] Anlagendokumentation BER-II vom 15.11.2018, HZB Einsatzdokumentation der Reflektorelemente „Grünes Buch“
- [AFB02] Auskunft zum Forschungsreaktor BR-2, Mol (Belgien) Für das Forschungsprojekt KONEKT zusammengestellte Informationen zum Berylliuminventar
- [AFBB] Auskunft zum Forschungsreaktor BRR, Budapest (Ungarn). Für das Forschungsprojekt KONEKT zusammengestellte Informationen zum Berylliuminventar
- [AFM01] Auskunft zu dem Forschungsreaktor München FRM-I Hr. Für das Forschungsprojekt KONEKT zusammengestellte Informationen zum Berylliuminventar
- [AFG01] Auskunft zu den Forschungsreaktoren FRG-I und FRG-II, Helmholtz-Zentrum Geesthacht, Für das Forschungsprojekt KONEKT zusammengestellte Informationen zum Berylliuminventar.
- [AFHD] Auskunft zum Forschungsreaktor HOR, Delft (Niederlande). Für das Forschungsprojekt KONEKT zusammengestellte Informationen zum Berylliuminventar
- [AFIS] Auskunft zum Forschungsreaktor IRT, Salaspils (Litauen). Für das Forschungsprojekt KONEKT zusammengestellte Informationen zum Berylliuminventar
- [AFRL] Auskunft zum Forschungsreaktor RPI, Lissabon (Portugal). Für das Forschungsprojekt KONEKT zusammengestellte Informationen zum Berylliuminventar
- [AFRN] Auskunft zum Forschungsreaktor R-2, Nyköping (Schweden). Für das Forschungsprojekt KONEKT zusammengestellte Informationen zum Berylliuminventar
- [AFSW] Auskunft zum Forschungsreaktor SAPHIR, Würenlingen (Schweiz). Für das Forschungsprojekt KONEKT zusammengestellte Informationen zum Berylliuminventar.
- [AFTP] Auskunft zum Forschungsreaktor TRIGA-II, Pitesti (Rumänien). Für das Forschungsprojekt KONEKT zusammengestellte Informationen zum Berylliuminventar
- [AFWK] Auskunft zum Forschungsreaktor WWR-M, Kiew (Ukraine). Für das Forschungsprojekt KONEKT zusammengestellte Informationen zum Berylliuminventar.
- [AIT21] Ait Mouheb, N. 2021. Radionuclide migration in low-pH cement/clay interfaces: Derivation of reactive transport parameters. Ph.D. Thesis, Friedrich-Schiller-Universität Jena.
- [AND94] Anderl, R.A., Baker, J.D. 1994. Tritium extraction from irradiated beryllium. Project Summary Report (SDRD-03), Idaho National Engineering and Environmental Laboratory.
- [AST03] Asthagiri D., Pratt, L.R. 2003. Quasi-chemical study of $\text{Be}^{2+}(\text{aq})$ speciation. Chem. Phys. Let., 371, 613-619.
- [AVIS10] AVIS de l'Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail relatif à « la proposition de valeurs limites d'exposition à des agents chimiques en milieu professionnel » Evaluation des indicateurs biologiques d'exposition en vue de la recommandation de valeurs biologiques de référence pour le beryllium et ses composés, N° CAS: 7440-4-7 (2010).
- [BAE76] Baes, C.F., Mesmer, R.E. 1976. The hydrolysis of cations. Wiley, New York.
- [BAE14] Baeyens, B., Thoenen, T., Bradbury, M.H., Marques Fernandes, M. 2014. Sorption data bases for argillaceous rocks and bentonite for the provisional safety analyses for SGT-E2. Nagra Technical Report 12-04, Nagra, Würenlingen, Switzerland.
- [BÄH74] Bähr, W., Hild, W., Kluger, W. 1974. Bituminization of radioactive wastes at the Nuclear Research Center Karlsruhe. Gesellschaft für Kernforschung Karlsruhe M.B.H.
- [BAK19] Baklanova et al., Особенности хлоридной технологии переработки облученного бериллия. Ползуновский вестник № 3, 2019. DOI: 10.25712/ASTU.2072-8921.2019.03.016

- [BAK16] Baklanova, Yu.Yu., Kotov, V.M., Gradoboev, A.V., Sitnikov, A.A. 2016. Device for purification of beryllium from radionuclides. Polzunovskiy Vestnik 4/2, 129-133.
- [BAL94] Baldwin, D.L., Billone, M.C. 1994. Diffusion/desorption of tritium from irradiated beryllium. Journal of Nuclear Materials 212-215, 948-953.
- [BAM03A] Bundesanstalt für Materialforschung und –prüfung 2003. Sicherheitstechnische Begutachtung des Stahlblechcontainers vom Typ IV der Fa. Eisenwerk Bassum mbH gemäß den Endlagerungsbedingungen KONRAD. Aktenzeichen: BAM II.3/20 856, (BAM). 11.2003.
- [BAM03B] Bundesanstalt für Materialforschung und –prüfung 2003. Sicherheitstechnische Begutachtung des Stahlblechcontainers vom Typ IV der Fa. Eisenwerk Bassum mbH gemäß den Endlagerungsbedingungen KONRAD. Aktenzeichen: BAM III.3/30 851, (BAM) 11.2003.
- [BAM05] Bundesanstalt für Materialforschung und –prüfung 2005. Sicherheitstechnische Begutachtung des Stahlblechcontainers vom Typ V der Fa. Eisenwerk Bassum mbH gemäß den Endlagerungsbedingungen KONRAD. Aktenzeichen: BAM III.3/31 069. (BAM) 08.2005.
- [BAR96] Barron, A. 1996. CVD of insulating Materials, Kapitel 5 in CVD of Nonmetals, VCH.
- [BEH03] Behrens, V. 2003. Beryllium. In: Beiss, P. (ed.). Landolt-Börnstein – Group VIII Advanced Materials and Technologies: Powder Metallurgy Data. Refractory, Hard and Intermetallic Materials. Landolt-Börnstein - Group VIII Advanced Materials and Technologies. 2A1. Berlin: Springer. pp. 667–677.
- [BES21] The Beryllium Science & Technology Association 2021. Facts and figures. <https://www.beryllium.eu/facts-figures>, abgerufen am 26.04.2021.
- [BIS15] Bio Intelligence Service. Study on data for a raw material system analysis: Roadmap and test of the fully operational MSA for raw materials – Final Report. Prepared for the European Commission, DG GROW. P, p. 41-432015.
- [BFS03A] Bundesamt für Strahlenschutz 2003. Prüfzeugnis für den Stahlblechcontainer vom Typ IV der Fa. Eisenwerk Bassum mbH als nicht störfallfeste Verpackung der Abfallbehälterklasse I mit verstärktem Flachdeckel. Prüfzeichen: BfS/EWB/03/2003, 01.12.2003.
- [BFS03B] Bundesamt für Strahlenschutz 2003. Prüfzeugnis für den Stahlblechcontainer vom Typ IV der Fa. Eisenwerk Bassum mbH als störfallfeste und nicht störfallfeste Verpackung der Abfallbehälterklasse I und II. Prüfzeichen: BfS/EWB/04/2003, 01.12.2003.
- [BFS03C] Bundesamt für Strahlenschutz 2003. Prüfzeugnis für den Stahlblechcontainer vom Typ V der Fa. Eisenwerk Bassum mbH als nicht störfallfeste Verpackung der Abfallbehälterklasse I mit verstärktem Flachdeckel. Prüfzeichen: BfS/EWB/03/2003, 01.12.2003.
- [BFS03D] Bundesamt für Strahlenschutz 2003. Prüfzeugnis für den Stahlblechcontainer vom Typ VI der Fa. Eisenwerk Bassum mbH als störfallfeste und nicht störfallfeste Verpackung der Abfallbehälterklasse I und II. Prüfzeichen: BfS/EWB/02/2003, 21.07.2003.
- [BFS05] Bundesamt für Strahlenschutz 2005. Prüfzeugnis für den Stahlblechcontainer vom Typ V der Fa. Eisenwerk Bassum mbH als störfallfeste und nicht störfallfeste Verpackung der Abfallbehälterklasse I und II. Prüfzeichen: BfS/EWB/01/2005, 01.09.2005.
- [BFS06A] Bundesamt für Strahlenschutz 2006. Prüfzeugnis für den Stahlblechcontainer vom Typ III der Fa. Eisenwerk Bassum mbH als nicht störfallfeste Verpackung der Abfallbehälterklasse I. Prüfzeichen: BfS/EWB/01/2006, 13.06.2006.
- [BFS06B] Bundesamt für Strahlenschutz 2006. Prüfzeugnis für den Stahlblechcontainer vom Typ III der Fa. Eisenwerk Bassum mbH als störfallfeste und nicht störfallfeste Verpackung der Abfallbehälterklasse I und II. Prüfzeichen: BfS/EWB/02/2006, 01.11.2006.
- [BFS10C] Bundesamt für Strahlenschutz 2010. Endlager Konrad – Stoffliste Stand: Oktober 2010, SE-IB-43/10, 2010.
- [BFS10D] Bundesamt für Strahlenschutz 2010. Endlager Konrad – Behälterliste Stand: Oktober 2010. SE-IB-44/10, 2010.

- [BFS10E] Bundesamt für Strahlenschutz 2010. Produktkontrolle radioaktiver Abfälle, radiologische Aspekte – Endlager Konrad – Stand: Oktober 2010. SE-IB-30/08-REV-1, 2010.
- [BFS12] Bundesamt für Strahlenschutz 2012. Prüfzeugnis für den Stahlblechcontainer vom Typ II „ws“ der Fa. Eisenwerk Bassum mbH und der Fa. GNS Gesellschaft für Nuklear-Service mbH als nicht störfallfeste Verpackung der Abfallbehälterklasse I. Prüfzeichen: BfS/EWB-GNS/01/2012, 13.03.2012.
- [BFS14] Bundesamt für Strahlenschutz 2014. Anforderungen an endzulagernde radioaktive Abfälle (Endlagerungsbedingungen, Stand: Dezember 2014) – Endlager Konrad. SE-IB-29/08-REV-2, 18.12.2014.
- [BFS16A] Bundesamt für Strahlenschutz 2016. Umsetzung der stofflichen Produktkontrolle. Fachnotiz, SE 6.2/Ste, 22.02.2016.
- [BFS16B] „Prüfumfang in Abhängigkeit von der radiologischen Relevanz“, Fachnotiz, Bundesamt für Strahlenschutz, SE 6.2/Ste, 24.10.2016.
- [BFS17] Bundesamt für Strahlenschutz 2017. Inhalt von Anträgen zur kampagnenabhängigen Qualifizierung von Konditionierungsverfahren., Fachnotiz, SE 6.2/Ste, 14.03.2017.
- [BFS17A] Bundesamt für Strahlenschutz 2017. Anforderungen an endzulagernde radioaktive Abfälle (Endlagerungsbedingungen, Stand: Februar 2017).
- [BFS18A] Bundesamt für Strahlenschutz 2018. Stoffliche Beschreibung im Rahmen der Produktkontrolle. Fachnotiz, SE 6.2/Ste, 29.01.2018.
- [BFS18B] Bundesamt für Strahlenschutz 2018. Berücksichtigung nicht (abschließend) freigegebener Stofflisteneinträge bei Verfahrensqualifikation und Dokumentationsprüfung. Fachnotiz, SE 6.2/Ste, 30.01.2018.
- [BFS18C] Bundesamt für Strahlenschutz 2018. Deklaration spaltbarer Stoffe. Fachnotiz, SE 6.2/Ste, 21.03.2018.
- [BKE18] Bundesamt für kerntechnische Entsorgungssicherheit 2018. Zulassungsschein für eine Versandstückmuster des Typs B(u) für radioaktive Stoffe nach Antrag der Firma GNS Gesellschaft für Nuklear-Service mbH für den Transport- und Lagerbehälter MOSAIK II-16 EI bzw. MOSAIK II-15 U EI. Nr: D/2090(B(U)-96 (Rev.9), 12.01.2018.
- [BMJV20] Bundesministerium der Justiz und für Verbraucherschutz und Bundesamt für Justiz 2020. Verordnung über Voraussetzungen für die Einrichtung von Anlagen des Bundes zur Sicherstellung und zur Endlagerung radioaktiver Abfälle“, (Endlagervoraussetzungsverordnung - EndlagerVIV), 19.06.2020.
- [BRO16] Brown, P.L., Ekberg, C. 2016. Hydrolysis of metal ions. Wiley-VCH Verlag GmbH.
- [BRU87] Bruno, J., 1987. Beryllium(II) hydrolysis in 3.0 mol·dm⁻³ perchlorate. J. Chem. Soc. Dalton Trans. 2431-2437.
- [BWI] <https://case.edu/ech/articles/b/brush-wellman-inc>
- [CAM10] Cambia G., Cepraga D.G., Di Pace L., Druyts F., Massaut V. 2010. The potential presence and minimisation of plutonium within the irradiated beryllium in fusion power plants. Fusion Engineering and Design 85, 1139-1142.
- [CEV19] Cevirim-Papaioannou, N., Gaona, X., Altmaier, M. 2019. Thermodynamic description of Be(II) solubility and hydrolysis in acidic to hyperalkaline NaCl and KCl solutions. Appl. Geochem. 2019.
- [CEV21] Cevirim-Papaioannou, N., Androniuk, I., Han, S., Ait Mouheb, N., Gaboreau, S., Um, W., Gaona, X., Altmaier, M. 2021. Sorption of beryllium in cementitious systems relevant for nuclear waste disposal: quantitative description and mechanistic understanding. Chemosphere, <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.131094>
- [CHA52] Chatalov, A.Y. 1952. Effet du pH sur le comportement electrochimique des metaux et leur resistance a la corrosion. Dokl. Akad Nauk, SSSR, 86, 775-777.

- [CHA15] Chalkin, V., Roli, R., Vladimirov, P., Moeslang, A. 2015. Tritium release from highly neutron irradiated constrained and unconstrained beryllium pebbles. *Fis. Eng. Des.* 95, 59-66.
- [CHE02] Chen Y., Fischer U., Pereslavtsev P., Wasastjerna F. 2002. The EU Power Plant conceptual Study - Neutronic design analysis for near term and advanced reactor models. Report FZKA 6763, 2002.
- [CHE14] Chekushina, L., Dusambaev, D., Tsuchiya, K., Shaimerdenov, B., Kulsartov, T., Takeuchi, T., Kawamura, 2014. Tritium and helium release properties for different grade of beryllium metals. Proceedings of the 8th Specialist Meeting on Recycling of Irradiated Beryllium October 28, 2013, Bariloche, Río Negro, Argentina, 107-115.
- [CLA04] Clavier, N. 2004. Elaboration de phosphate-diphosphate de thorium et d'uranium (beta-PDTU) et de matériaux composites beta-PDTU/monazite à partir de précurseurs cristallisés. Études du frittage et de la durabilité chimique. *Physique Nucléaire Théorique Université Paris Sud - Paris XI* (2004)
- [CLA05] Clark, R.E.H., Reiter, D. 2005. Nuclear fusion research. Springer.
- [CLA20] Clarke, S., Scales, C., Patel, N., Roe, J., Banford, A.W. 2020. Active demonstration of the thermal treatment of surrogate sludge and surrogate drums using the GeoMelt™ In Container Vitrification (ICV) melter installed in NNL Central Laboratory. *IOP Conf. Ser.: Mater. Sci. Eng.* 818, 012004.
- [CLE06] Clemens, M., Exner, W. 2006. Adsorption an Festkörperoberflächen. Institut für physikalische und theoretische Chemie TU Braunschweig.
- [COC14] Cocco, R.G., Ishida, V., Tsuchiya, K., Dorn, C.K. 2013. Proceedings of the 8th Specialist Meeting on Recycling of Irradiated Beryllium, Oct. 28, 2013, Bariloche, Rio Negro, Argentina.
- [COU14] Cau Dit Coumes, C., Lambertin, D., Lahalle, H., Antonucci, P., Cannes, C., Delpech, S. 2014-Selection of a mineral binder with potentialities for the stabilization/solidification of aluminum metal. *J. Nucl. Mater.* 453, 31-41.
- [CUN04] Cunningham, L.D. 2004. U.S. Geological Survey circular flow studies for recycling metal commodities in the United States - Beryllium recycling in the United States in 2000. Reston, Virginia.
- [DAC 99] Dacheux, N. 1999. Study of $\text{Th}_4(\text{PO}_4)_4\text{P}_2\text{O}_7$ and solid solutions with U(IV), Np(IV) and Pu(IV): synthesis, characterization, sintering and leaching tests. *Materials Research Society Symposium Proceedings* 556, 85-92.
- [DAN19] Daniels, N., Deissmann, G., Modolo, G., Bosbach, D., Kate, S., Wolf, C., Welzel, S. KONEKT: a concept study on the safe management of irradiated beryllium from research reactors. *Proc. Of Kontec-2019*.
- [DAV00] Davis, J.R. 2000. Nickel, cobalt, and their alloys. ASM International.
- [DAV06] Davydov, D.A., Birykov, A.Yu., Kholopova, O.V., Morkovnikov, V.E., Melnikova, S.N., Sorokin, S.I., Kolbasov, B.N. 2006. Some studies of beryllium and development of beryllium elements for fusion applications. *Voprosy Atomnoy Nauki i Tekhniki* 2, 3-20 (in Russian).
- [DEC01] Decreton, M. 2001. Fusion reactor materials. *Reactor safety*, 2001, 69-75.
- [DRU02] Druyts F., Fays J., Sillen X., Van Iseghem P. 2002. Beryllium waste conditioning strategies, 2. Conditioning methods for irradiated beryllium waste. Report R-3625, SCK-CEN, Mol, Belgium.
- [DRU03] Druyts, F., Van Iseghem, P. 2003. Conditioning methods for beryllium waste from fusion reactors. *Fus. Eng. Des.* 69, 607-610.
- [DRU04] Druyts, F., Mallants, D., Sillen, X., Van Iseghem, P. 2004. Belgian research on fusion beryllium waste. *Proc. of JAERI Conference (2004)* paper 006.
- [DRU05] Druyts, F. 2005. Corrosion of Be-based fusion-specific waste materials. *Fusion Engineering and Design* 75-79, 1261-1264.
- [DYL07] Dylst, K., Seghers, J., Druyts, F., Braet, J. 2007. Removing tritium and other impurities during industrial recycling of beryllium from fusion reactor. *Fis. Sci. Techn.* 54, 215-218.

- [EB02] Eisenwerk Bassum mbH 2002. Handhabungsanweisung Konrad Container Typ IV, ABK I, nicht störfallfest. EWB-HA-161199KC4/FL Rev.0., 20.12.2002.
- [EB03A] Eisenwerk Bassum mbH. 2003. Datenblatt: Konrad-Container Typ IV, ABK I, nicht störfallfest. Nr: EWB-DB-16199KC4/FL Rev.0., 23.09.2003.
- [EB03B] Eisenwerk Bassum mbH.2003. Handhabungsanweisung Konrad Container Typ IV, ABK I, störfallfest. EWB-HA-100901KC4-IP-2 Rev.0., 22.04.2003.
- [EB05] Eisenwerk Bassum mbH 2005. Datenblatt: Konrad Container Typ V, ABK I, nicht störfallfest Ausführung A und Konrad Container Typ V, ABK I + II, störfallfest und nicht störfallfest, Ausführung B, Versandstück IP-2. Nr: EWB-DB-170602KC5 Rev.2., 17.05.2005.
- [EB11] Eisenwerk Bassum mbH 2011. Datenblatt: EWB-DB-C02ws-nsf Rev. 04. Stahlblechcontainer Typ II-ws, ABK I, nicht störfallfest, Versandstück IP-2, 26.09.2011.
- [EB12] Eisenwerk Bassum mbH 2012. Datenblatt: WB-DB-011203KC03-Rev.01. Stahlblechcontainer Typ III, ABK I + II, störfallfest, Versandstück IP-2, 23.04.2012.
- [EB13A] Eisenwerk Bassum mbH 2013. Datenblatt: Stahlblechcontainer Typ IV, ABK I + II, störfallfest und nicht störfallfest Nr: EWB-DB-100901KC4-IP-2-BT200 Rev.1, 2013.
- [EB13B] Eisenwerk Bassum mbH 2013. Datenblatt: Stahlblechcontainer Typ IV, ABK I + II, störfallfest und nicht störfallfest, Versandstück IP-2. Nr: EWB-DB-100901-IP-2-Rev.01, 25.06.2013.
- [EB13C] Eisenwerk Bassum mbH 2013. Datenblatt: Stahlblechcontainer Typ IV, ABK I, nicht störfallfest, Versandstück IP-2. Nr: EWB-DB-161199/FL-Rev.01, 27.06.2013.
- [EB13D] Eisenwerk Bassum mbH 2013. Datenblatt: Stahlblechcontainer Typ V, ABK I + II, störfallfest und nicht störfallfest, Versandstück IP-2. Nr: EWB-DB-100901-IP-2-Rev.01, 25.06.2013.
- [EB13E] Eisenwerk Bassum mbH 2013. Bedienungs- und Wartungsanleitung – Handhabungsanweisung – für den Stahlblechcontainer Typ V (C05) nach den Anforderungen der Schachtanlage Konrad und den Anforderungen der TRV 006/ADR für prüfpflichtige Verpackungen. Nr: EWB-HA-170602KC5 Rev.07, 08.03.2013.
- [EB13F] Eisenwerk Bassum mbH 2013. Datenblatt: Stahlblechcontainer Typ VI, ABK I + II, störfallfest und nicht störfallfest, Versandstück IP-2. Nr: EWB-DB-050901KC6-IP-2-Rev.01, 19.06.2013.
- [EB18A] Eisenwerk Bassum mbH 2018. Typenliste Inneneinbauten Typ II, WS-B, Stahlblechcontainer Typ II ws, ABK I, störfallfest und nicht störfallfest, Nr: EWB-TI-C02-Ws-B-sf-Rev-04, 26.07.2018.
- [EB18B] Eisenwerk Bassum mbH 2018. Datenblatt: WB-DB-101203KC3-Rev.02, Stahlblechcontainer Typ III, ABK I, nicht störfallfest, Versandstück IP-2, 26.11.2018.
- [EBA] Eisenwerk Bassum mbH. Datenblatt: Stahlblechcontainer Typ V, ABK I, nicht störfallfest und Versandstück IP-2, Ausführung A. Nr: EWB-DB-17062-A-KC5 Rev.04.
- [EBB] Eisenwerk Bassum mbH. Datenblatt: Stahlblechcontainer Typ V, ABK I + II, störfallfest und nicht störfallfest, Versandstück IP-2, Ausführung B. Nr: EWB-DB-170602-B-KC5 Rev.04.
- [EBC] Überblick der Zulassungen für Behälter der Eisenwerk Bassum mbH
- [ECH13] European Chemicals Agency (ECHA) 2013. Substance evaluation conclusion document as required by REACH Article 48 for beryllium (EC No 231-150-7 CAS No 7440-41-7) EC No 231-150-7 <https://echa.europa.eu/documents/10162/1c4c2079-79b4-4059-875f-d9eb99b91a5c>
- [ECH14] European Chemicals Agency (ECHA) 2014. Substance evaluation report – beryllium (EC:231-150-7). <https://echa.europa.eu/documents/10162/c0a122c6-751e-9ee3-4ac6-971f3a60e444>
- [EME82] Emendörfer, D, Höcker, K.H. 1982. Theorie der Kernreaktoren, Band 1: Der stationäre Reaktor. Bibliographisches Institut AG, Zürich, ISBN 3-411-01599-3.
- [ENE12] Ene, D. 2012. ESS Preliminary waste management plan. ESS Technical Report, ESS, Lund, Sweden.

- [ENG55] English, J.L. 1955. The metal beryllium. White D.W., Burke J.E., editors. Cleveland Ohio: American Society for Metals.
- [EPA03] United States Environmental Protection Agency 2009. National Primary Drinking Water Regulations, https://www.epa.gov/sites/production/files/2016-06/documents/npwdr_complete_table.pdf
- [ESR19] ESRF: Focusing compound refractive beryllium lenses. <http://www.esrf.eu/UsersAndScience/Experiments/DynExtrCond/ID28/BeamlineLayout/OH2/FocusBeCRL>, abgerufen am 28. Juli 2019.
- [EUK11] Europäische Kommission, 2011. Mitteilung der Kommission an das Europäische Parlament, den Rat, den Europäischen Wirtschafts- und Sozialausschuss und den Ausschuss der Regionen: Grundstoffmärkte und Rohstoffe: Herausforderungen und Lösungsansätze, Brüssel 2011.
- [EUK17] Europäische Kommission 2017. Study on the review of the list of Critical Raw Materials. Criticality Assessments, Juni 2017.
- [EUK17B] Europäische Kommission 2017. Study on the review of the list of Critical Raw Materials. Critical Raw Materials Factsheets, Juni 2017.
- [EUR18] <https://igdtp.eu/wp-content/uploads/2018/11/EURAD-Founding-Documents-Issue-1-26-Sept-2018.pdf>
- [FED13] Fedorov, A., van Til, S., Magielsen, L.J., Stijkel, M.P. 2013. Analysis of tritium retention in beryllium pebbles in EXOTIC, PBA and HIDOBE-01 experiments. J. Nucl. Mat. 442, 472-477.
- [FED16] Fedorov, A.V., van Til, S., Stijkel, M.P., Nakamichi, M., Zmitko, M. 2016. Post irradiation characterization of beryllium and beryllides after high temperature irradiation up to 3000 appm helium production in HIDOBE-01. Fusion Engineering and Design 102, 74-80.
- [FIS84] Fischbein, L. 1984. Overview of analysis of carcinogenic and/or mutagenic metals in biological and environmental samples I. Arsenic, Beryllium, Cadmium, Chromium and Selenium. Int. J. Environ. Anal. Chem. 17/2, 113-170.
- [FUJ96] Fujisawa, R., Cho, T., Sugahara, K., Takizawa, Y., Horikawa, Y., Shiomi, T., Hironaga, M. 1996. The corrosion behaviour of iron and aluminum under waste disposal conditions. Mat. Res. Soc. Symp. Proc. 465, 675-682.
- [FUS] <https://www.euro-fusion.org/programme/demo/>
- [FUSA] Imagebank von IAEA - ITER Exhibit (01810402), CC BY-SA 2.0, <https://commons.wikimedia.org/w/index.php?curid=71773681>
- [GAO15] Gaona et al. In: State of the Art Report. D2.03, CEBAMA, p. 22-31, 2015.
- [GAO17] Gaona, X., Böttle, M., Rabung, Th., Altmaier, M. Proceedings of 1st annual workshop of CEBAMA, D4.08, 2017, pp. 167-174.
- [GAO19] Gaona, X., Cevirim-Papaioannou, N., Böttle, M., Altmaier, M. 2019. Solubility and hydrolysis of Be(II) in dilute to concentrated NaCl and KCl solutions. CEBAMA Deliverable n°D4.13 - Draft of the 3rd Annual Project Workshop Proceeding. www.cebama.eu
- [GAR21] Gardner, L.J., Corkhill, C.L., Walling, S.A., Vigor, J.E., Murray, C.A., Tang, C.C., Provis, J.L., Hyatt, N.C. 2021. Early age hydration and application of blended magnesium potassium phosphate cements for reduced corrosion of reactive metals. Cement and Concrete Research 143, 106375.
- [GFB] <http://www.goodfellow.com/G/Beryllium.html>
- [GIF14] Giffaut, E., Grivé, M., Blanc, Ph, Vieillard, Ph, Colas, E., Gailhanou, H., Gaboreau, S., Marty, N., Madé, B., Duro, L. 2014. Andra thermodynamic database for performance assessment: Thermo-Chimie. Appl. Geochem. 49, 225-236.
- [GIL56] Gilbert, R.A., Garrett, A.B. 1956. The equilibria of the metastable crystalline form of beryllium hydroxide Be(OH)₂ in hydrochloric acid, perchloric acid and sodium hydroxide solutions at 25 °C. J. Am. Chem. Soc. 78, 5501-5505.

- [GIL18] Gilles, T. 2018. Automotive engines: Diagnosis, repair, and rebuilding. Cengage Learning.
- [GIN18] Giniyatulin et al., 2018. Preparation for manufacturing of the beryllium armor of the ITER first wall in the Russian Federation. Proceedings of the 13th International Workshop on Be Technology, 2018.
- [GNS15] GNS Gesellschaft für Nuklear-Service mbH 2015. Produktinformation MOSAIK - Transport und Lagerbehälter für MAW, 03.2015.
- [GNS19A] GNS Gesellschaft für Nuklear-Service mbH 2019. Verwenderinformation zur Zulassungsrevision D/2090/B(U)-96, Rev.10. Übergabe des Zulassungsscheins sowie des Unterlagenverzeichnis Teil III., 04.11.2019.
- [GNS19B] Protokoll Telefonkonferenz vom 16.01.2019 zwischen GNS und HZB. Projekt MOSAIK II. Thematik: Behälteranfrage HZB
- [GNS20] GNS Gesellschaft für Nuklear-Service mbH 2020. Verwenderinformation zur Zulassungsrevision D/2090/B(U)-96, Rev.11. Übergabe des Zulassungsscheins sowie des Unterlagenverzeichnis Teil III, 18.08.2020
- [GNS21] <https://www.gns.de/language=de/13498/konditionierung>
- [GRA20] Grambow, B., Lopey-Garcia, M., Olmeda, J., Grive, M., Marty, N.C.M., Grangeon, S., Claret, F., Lange, S., Deissmann, G., Klinkenberg, M., Bosbach, D., Bucur, C., Florea, I., Dobrin, R., Isaacs, M., Read, D., Kittnerova, J., Drtinova, B., Vopalka, D., Cevirim-Papaioannou, N., Ait-Mouheb, N., Gaona, X., Altmaier, M., Nedyalkova, L., Lothenbach, B., Tits, J., Landesman, C., Rasamimanana, S., Ribet, S. 2020. Retention and diffusion of radioactive and toxic species on cementitious systems: Main outcome of the CEBAMA project. Appl. Geochem. 112, 104480.
- [GRE20] Grenthe, I., Gaona, X., Plyasunov, A.V., Rao, L., Runde, W.H., Grambow, B., Konings, R.J.M., Smith, A.L., Moore, E.E. 2020. Second update on the chemical thermodynamics of uranium, neptunium, plutonium, americium and technetium. Chemical Thermodynamics, Vol. 14. OECD Publications.
- [GRI15] Grivé, M., Duro, L., Colas, E., Giffaut, E. 2015. Thermodynamic data selection applied to radionuclides and chemotoxic elements: an overview of the ThermoChimie-TDB. Appl. Geochem. 55, 85-94.
- [GUI03] Guillaumont, R., Fanghänel, T., Fuger, J., Grenthe, I., Neck, V., Palmer, D.A., Rand, M.H. 2003. Update on the chemical thermodynamics of uranium, neptunium, plutonium, americium and technetium. Chemical Thermodynamics, Vol. 5. Elsevier.
- [GUL94] Gulbrandsen, E., Johansen, A.M.J. 1994. A study of the passive behavior of beryllium in aqueous solutions. Corros. Sci. 36, 1523-1536.
- [HAN04] Hanson, D.J., Matthern, G.E., Yancey, N.A., Knudson, D.L. 2004. Evaluation of the durability of WAXFIX for subsurface applications 37-47, (2004) Completion Project Idaho Falls - U.S. Department of Energy Assistant Secretary for Environmental Management Under DOE Idaho Operations Office Contract DE-AC07-99ID13727.
- [HEN19] Hennebach, M., Hilbert, F., Brielmayer, M. 2019. The SD-20K, a large type B(U)F package for Konrad waste containers. KONTEC 2019.
- [HEN84] Henley, R.W., Truesdell, A.H., Barton, P.B., Jr. 1984. Fluid-mineral equilibria in hydrothermal systems. Rev. Econ. Geol., 1, 267.
- [HER95] Hermanutz, D. 1995. Neutroneninduzierte Verlagerungsschädigung von Beryllium im Blanket eines (d,t) Fusionsreaktors. Institut für Neutronenphysik und Reaktortechnik - Projekt Kernfusion, Forschungszentrum Karlsruhe, FZKA 5642.
- [HIE01] Hieronymus, W. 2009. Beiträge zur Geschichte des Rossendorfer Forschungsreaktors RFR.
- [HIL98] Hill, M.A., Butt, D.P., Lillard, R.S. 1998. The passivity and breakdown of beryllium in aqueous solutions, J. Electrochem. Soc. 145, 8, 2799-2806.

- [HIL16A] Hilbert, F., Hennebach, M., Baumann, R. 2016. SD-20K: A B(U)F transport system for final storage containers. PATRAM 2016, 18.-23.09.2016, Kobe, Japan
- [HIL16B] Hilbert, F., Hennebach, M., Baumann, R.. 2016. SD-20K: A B(U)F transport system for final storage containers. PATRAM 2016, 19.09.2016, Kobe, Japan.
- [HIL18] Hilbert, F., Hennebach, M., Baumann, R. 2018. The SD-20K, a large Type B(U)F Package for Waste Containers. Paper 18181, WM2018 Conference, March 18-22, 2018, Phoenix, Arizona, USA.
- [HOL08] Hollemann, A.F., Wiberg, N. 2008. Lehrbuch der anorganischen Chemie. de Gruyter.
- [HÜB17] Hübner, F., Jung, J.J., Schultmann, F., 2017. Gefahren ionisierender Strahlung für Mensch und Umwelt in Bezug auf kerntechnische Anlagen. Karlsruher Institut für Technologie (2017).
- [HZB11] NIS 2011. Ermittlung der Rückbaukosten für die Anlagen BER I und BER II im Helmholtz-Zentrum Berlin. NIS, Alzenau, 31.08.2011
- [HZB18] HZB 2018. Bericht zum Arbeitspaket Aktivitätsbestimmung, Entwurf, Stand Juni 2018, GF-SZ, HZB, Berlin, 12.06.2018.
- [HZB18A] HZB 2018. Preisliste der Landessammelstelle für radioaktive Abfälle Berlin – Zentralstelle für radioaktive Abfälle – (ZRA) Ausgabe 2018. HZB GmbH, ZRA, Berlin, 2018.
- [HZB20A] HZB 2020. Behälterkonzept für die Entsorgung der radioaktiven Abfälle aus dem Rückbau des BER-II. Projekt Rückbau BER-II, Teilprojekt Reststoffe, Entsorgung und Endlagerung (TP R&E). Helmholtz Zentrum Berlin für Materialien und Energie GmbH, 14.01.2020.
- [HZB20B] HZB 2020. Zum „Behälterkonzept für die Entsorgung der radioaktiven Abfälle aus dem Rückbau des BER-II“ beigefügte Tabelle mit den ermittelten Aktivitäten der Konrad-Prüfung. Helmholtz Zentrum Berlin für Materialien und Energie GmbH, 14.01.2020.
- [HZG19] Auskunft zu den Forschungsreaktoren FRG-I und FRG-II, Helmholtz-Zentrum Geesthacht, für das Forschungsprojekt KONEKT zusammengestellte Informationen zum Berylliuminventar.
- [IAEA01] Research Reactor Database (RRDB) der IAEA (International Atomic Energy Agency) <https://www.iaea.org/resources/databases/research-reactor-database-rrdb>
- [IAEA04] International Atomic Energy Agency 2004. Application of the concepts of exclusion, exemption and clearance. Safety Standards Series, No. RS-G-1.7, Vienna, 2004.
- [IAEA06] IAEA 2006. Management of problematic waste and material generated during the decommissioning of Nuclear Facilities. IAEA Technical Reports Series No. 441, IAEA, Vienna, Austria.
- [IKE17] Berechnung der Aktivierung des Beryllium-Reflektors des BER-II Forschungsreaktors des Helmholtz-Zentrum Berlin. Institut für Kernenergie und Energiesysteme (IKE), Stuttgart, 2017. (inklusive zugehörigen Auswertetools (Visit, Excel)).
- [INA08] Inaba et al., JAEA-Conf 2008-010.
- [IPCS90] IPCS (1990) Beryllium. Geneva, World Health Organization, International Programme on Chemical Safety (Environmental Health Criteria 106).
- [KAR18] Karlsruher Nuklidkarte 10. Auflage 2018
- [KAW13] Kawamura, JAEA-Review 2014-012 Proceedings of the 8th specialist meeting on recycling of irradiated Beryllium. Oct. 2013, Argentina.
- [KIE19] Kienzler, B. 2017. Flüssige hochradioaktive Abfälle: Verglasung und andere Optionen..KIT Scientific Reports 7730. DOI: <https://doi.org/10.5445/KSP/1000067006>
- [KOL13] Kolbasov B.N., Khripunov V.I., Biryukov A.Yu. 2013. Some thoughts about beryllium resources, impurities in it and necessity of its detritiation after irradiation. Proc.of the 11th IEA International Workshop on Beryllium technology (BeWS-11), Barcelona, September 2013.

- [KOL13A] Kolbasov et al., Some thoughts about Beryllium resources, impurities in it and necessity of its detritiation after irradiation. ВАНТ. Сер. Термоядерный синтез, 2013, т. 36, вып. 4 (In Russian)
- [KOL70] Kolychev, B.S., Balu, K., Burns, R.H., Chaudri, S.A., Clare, G.W., Daiev, H., Delchev, G., Domsa, F., Emelity, L.A., Fabian, G., Farah, M.Y., Hayashi, T., Hedlund, A.A., Khonikevich, A.A., Kowalew, A., Krause, H., Ksiazak, Z., Kulichenko, V.V., Lefilatre, G., Magyar, M., Minczewski, J., Mozes, G., Van de Voorde, N., Malasek, E. 1970. Bituminization of radioactive wastes. Technical Report Series N°116, International Atomic Energy Agency, Vienna.
- [KOM17] Kommission Lagerung hochradioaktiver Abfallstoffe, Abschlussbericht K-Drs.268, 2017.
- [KUH15] Kuhne L., Rizzato C., Baginski K., Trigubowitsch N., Petrova E., Vulpius D., Nabbi R., Neumann A., Steinmetz H.-J., von Lensa, W. 2015. Disposal of irradiated graphite. BMBF Projekt 02S8790, Abschlussbericht, 2015.
- [KUN08] Tsuchiya, K., Longhurst, G., Chakin, V., Tazhibayeva, I., Druyts, F. Dorn. C.K., Kawamura, H. 2008. Problems and future plans on material development of beryllium in material testing reactors. Proceedings of the International Symposium on Material Testing Reactors, 2008, Japan, JAEA, 55-58.
- [KUP13] Kupriyanov et al., Impact of high transient loads on beryllium damage, in: Proc. 25th IEEE Symposium on Fusion Engineering (SOFE), June 10–14, 2013, San Francisco, USA
- [LAH16] Lahalle, H., Cau Dit Coumes, C., Mesbach, A., Lambertin, D., Cannes, C., Delpech, S., Gauffinet, S. 2016. Investigation of magnesium phosphate cement hydration and its retardation by boric acid. Cem. Concr. Res. 87, 77-86.
- [LAH18] Lahalle, H., Cau Dit Coumes, C., Mercier, C., Lambertin, D., Cannes, C., Delpech, S., Gauffinet, S. 2018. Influence of the w/c ratio on the hydration process of a magnesium phosphate cement and on its retardation by boric acid. Cem. Concr. Res. 109, 159-174.
- [LAW85] Lawrence Livermore National Laboratory. Technical issues for beryllium use in fusion blanket applications. Livermore, California, 1985.
- [LED16] Lederer, G.W., Foley, N.K., Jaskula, B.W., Ayuso, R.A. 2016. Beryllium—A critical mineral commodity—Resources, production, and supply chain. US Geological Survey Fact Sheet 2016–308.
- [LEZ13] Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit 2013. Leitlinie der Entsorgungskommission für die Zwischenlagerung von radioaktiven Abfällen mit vernachlässigbarer Wärmeentwicklung, 22.11.2013.
- [LIE10] Lierse et al. Entsorgung von Beryllium / Berylliumoxid und Cadmium aus Forschungsreaktoren. Abschlussbericht zum BMBF-Vorhaben FKZ 02 S 7951, 2010.
- [LON02] Longhurst, G., Anderson, G.L., Mullen, C.H., West, 2002. Irradiated Beryllium Disposal Workshop Idaho Falls, Idaho, May 29 & 30, 2002. Report INEEL/EXT-02-00785, Idaho National Engineering and Environmental Laboratory, Idaho Falls, Idaho, USA.
- [LON11] Longhurst, G.R., Tsuchiya, K., Dorn, C.H., Folkman, S.L., Fronk, T.H., Isihara, M., Kawamura, H., Tranter, T.N., Rohe, R., Uchida, M., Vidal, E. 2011. Managing beryllium in nuclear facility applications. Nuclear Technology 176, 430-441.
- [MAL15] Mallinson, C.F. 2015. The chloride induced localised corrosion of aluminium and beryllium: a study by electron and X-ray spectroscopies. PhD Thesis. University of Surrey, Guildford, Surrey.
- [MAL17] Mallinson, Ch.F., Harvey, A., Watts, J.F. 2017. Characterization of carbide particles in S-65 beryllium by scanning Kelvin probe force microscopy. J. Electrochem. Soc. 164, C342-C348.
- [MAT13] Matyasova, V.E., Kotsar, M.L., Kochubeeva, S.L., Nikonov, V.I. 2013. Generation of beryllium materials out of beryllium containing wastes for nuclear and thermo-nuclear energetic. Problems of Atomic Science and Technology 2, 110-117.
- [MAT13A] Matyasova, V.E., Kostar, M.L., Alekberov, Z.M. Beryllium fluoride – starting material for the production of metallic beryllium and the salt component for nuclear reactors. Atomic Energy 115, 102-108.

- [MAT18] Matveev, D., Wensing, M., Ferry, L., Virost, F., Barrachin, M., Ferro Y., Linsmeier, Ch. 2018. Reaction-diffusion modelling of hydrogen transport and surface effects in application to single-crystalline Be. Nucl. Inst., Methods Phys. Res. B 430, 23-30.
- [MER08] MERCURAD, Version 1.10, Hersteller Canberra, 2008
- [MES69] Mesmer, R.E, Baes, C.F. 1969. Fluoride complexes of Beryllium(II) in aqueous media. Inorg. Chem., 8, 618-626.
- [MET07] Metcalfe, R., Little, R.H. 2007. Review of the near-field and geosphere behaviour of beryllium. Quintessa Report QRS-1351A-1, Quintessa, Henley-on-Thames, United Kingdom.
- [MIL67] Miller R.A., Myers, J.R., Saxer, R.K. 1967. Stress corrosion of beryllium in synthetic sea water. Corrosion 23, 11-14.
- [MIL67a] Miller, P.D., Boyd, W.K. 1967. Corrosion of beryllium. Defense Metals Information Center (DMIC) Report 242.
- [MINB] <http://www.mining-enc.ru/b/berillij/>
- [MIT78] Mitykevitch, B.F., Samchuk, A.I. 1978. Investigation of solubility and complexation in the system $\text{Be}(\text{OH})_2 - \text{HCO}_3^- - \text{H}_2\text{O}$. Geochimiya. Short communications, 9, 1419-1424 (in Russian).
- [MOT20] Mottram, L.M., Stennett, M.C., Sun, S.K., Hyatt, N.C. 2020. Laboratory based X-ray Absorption Spectroscopy of iron phosphate glasses for radioactive waste immobilisation: A preliminary investigation. IOP Conf. Ser.: Mater. Sci. Eng. 818, 012020.
- [MTI15] Materion Inc. Occurrence and Production of Beryllium (by Stephen Freeman). Mayfield Heights. 2015
- [MUE79] Mueller, J.J., Adolphson, D.R. 1979. Beryllium science and technology, D.R. Floyd and J.N. Lowe, eds., Plenum Press, New York, NY, vol. 2, p. 41.
- [NEU13] „Neufassung der Anlagen A und B des Europäischen Übereinkommens vom 30. September 1957 über die internationale Beförderung gefährlicher Güter auf der Straße (ADR)“, Bundesgesetzblatt, ab dem 01.01.2013 gültige Fassung
- [NSC12] „Kostenstudie über die Beförderung von Endlagergebinden von Ablieferungspflichtigen der Öffentlichen Hand zur Schachanlage Konrad“, NCS, 2012
- [OECD] <http://www.oecd-nea.org/janisweb/book/neutrons/Be9/MT102/renderer/224>
- [OCH16] Ochs, M., Mallants, D., Wang, L. 2016. Radionuclide and metal sorption on cement and concrete. Springer.
- [OLI05] Olin, Å., Noläng, G., Osadchii, E., Öhman, L.-O., Rosén, E. 2005. Chemical thermodynamics of selenium. Chemical Thermodynamics, Vol. 7. Elsevier.
- [PBK02] Planfeststellungsbeschluss für die Errichtung und den Betrieb des Bergwerkes Konrad in Salzgitter als Anlage zur Endlagerung fester oder verfestigter radioaktiver Abfälle mit vernachlässigbarer Wärmeentwicklung“, Az.: 41-403 26/3/10 (2002)
- [PEA63] Pearson, R.G. 1963. Hard and soft acids and bases. J. Am. Chem. Soc., 85, 3533-3539.
- [PET06] Petti, D., Smolik, G., Simpson, M., Sharpe, J., Anderl, R., Fukada, S., Hatano, Y., Hara, M., Oya, Y., Terai, T., Sze, D.-K., Tanaka, S. 2006. JUPITER-II molten salt FLiBe research: An update on tritium, mobilization and redox chemistry experiments. Fusion Engineering and Design. 81, 1439-1449.
- [PHI10] Philipps, V., Mertens, Ph., Mathews, G.F., Maier, H., JET/EFDA contributors. Overview of the JET ITER-like Wall Project. Fis. Eng. Des. 85 (2010) 1581 – 1586.
- [PKEK10] Bundesamt für Strahlenschutz 2010. Produktkontrolle radioaktiver Abfälle, radiologische Aspekte – Endlager Konrad – Stand: Oktober 2010, SE-IB-30/08-REV-1, 2010.
- [POS15] Possevin et al. 2015. Decontamination of irradiated Be from radioactive impurities by precipitation of hydroxides in the presence of a complexone. Radiochemistry 57, 92-97.

- [POS15A] Posevin, A.O. 2017. Удаление радиоактивных примесей из облученного бериллия с целью его повторного использования (рециклинга). Personal communication (In Russian).
- [POU74] Pourbaix, M. 1974. Atlas of electrochemical equilibria in aqueous solutions.
- [PRE20] <https://cordis.europa.eu/project/id/945098/de>
- [PRO66] Prochko, R.J., Myers, J.R., Saxer, R.K. 1966. Corrosion of beryllium by salt water. *Material Protection* 5, 39-42.
- [PRO02] Profumo, A., Spini, G., Cucca, L., Pesavento, M. 2002. Determination of inorganic beryllium species in the particulate matter of emissions and working areas. *Talanta* 57, 929-934.
- [PUC11] Puchta, R. 2011. A brighter beryllium. *Nature Chemistry* 3, 416.
- [PUN10] Punni, J.S., Cox, M.J. 2010. The effect of impurity on the pitting corrosion behavior of beryllium. *Corros. Sci.* 52, 2535-2546.
- [RAB02] Rabaglino, E., Hiernaut, J.P., Ronchi, C., Scaffidi-Argentina, F. 2002. Helium and tritium kinetics in irradiated beryllium pebbles. *Journal of Nuclear Materials* 307-311, 1424-1429.
- [REM60] Remy, H. 1960. *Lehrbuch der anorganischen Chemie. Band I.* Leipzig, 1960.
- [REM20] Remizov, M.B., Kozlov, P.V., Belanova, E.A., Orlova, V.A., Dubrovin, E.N., Zubrilovskii, E.N., Korchenkin, K.K., Smelova, T.V., Volchok, Y.Y., Suntsov, D.Y. 2020. Immobilization of Be-containing HLW in the aluminophosphate glass matrix: The Results of the investigation and experience of its industrial introduction on an EP-500/5 vitrification furnace. *Glass Phys. Chem.* 46/1, 26-34.
- [RIT99] Ritter P.D., McElroy, D.L. 1999. Progress report: Tritium and C-14 sampling at the radioactive waste management complex. INEEL/EXT-90-00669, Idaho National Engineering and Environmental Laboratory.
- [RUD04] Rudnick R.L., Gao, S. 2004. Composition of the continental crust. *Treatise on Geochemistry*, 3, 1-64.
- [RUN52] Rundle, R.E., Lewis, P.H., 1952. Electron deficient compounds. VI. The structure of beryllium chloride. *J. Chem. Phys.* 20, 132-134.
- [SAV07] Savenko, V.S., 2007. Be(OH)₂CO₃ solubility in carbonate and fluoride aqueous solutions. *Russian Journal of Inorganic Chemistry* 52, 465-467.
- [SCA95] Scaffidi-Argentina, F. 1995. Modellierung des Schwellens und der Tritium-Freisetzung von bestrahltem Beryllium. *Forschungszentrum Karlsruhe - Technik und Umwelt, Wissenschaftliche Berichte: FZKA 5632.*
- [SCA01] F. Scaffidi-Argentina, F. 2001. Tritium and helium release from neutron irradiated beryllium pebbles from the EXOTIC-8 irradiation. *Fusion Engineering and Design* 58-59, 641-645.
- [SCH11] Schubauer-Berigan, M.K., Couch, J.R., Petersen, M.R., Carreon, T. et al. 2011. Cohort mortality study of workers at seven beryllium processing plants: update and associations with cumulative and maximum exposure. *Occupational Environmental Medicine* 68, 345-353.
- [SCO08] Scott, B.L., McCleskey, T.M., Chaudhary, A., Hong-Geller, E., Gnanakaran, S. 2008. The bioinorganic chemistry and associated immunology of chronic beryllium disease. *Chem. Commun (Camb)* 7 (25) doi: 10.1039/b718746g.
- [SCO20] Scourfield, S.J., Kent, J.E., Wickham, S.M., Nieminen, M., Clarke, S., Frasca, B. 2020. Thermal treatment for radioactive waste minimisation and hazard reduction: overview and summary of the EC THERAMIN project. *IOP Conf. Ser.: Mater. Sci. Eng.* 818, 012001.
- [SLE14] Bundesamt für Strahlenschutz 2014. Stofflisteneintrag AAE004 – Beryllium.
- [SMI18] Smith, Vidal. United States Beryllium industry update. *Proc. of 13th International Workshop on Be technology*, 2018
- [STO65] Stonehouse, A.J., Beaver W.W., 1965. Beryllium corrosion and how to prevent it. *Material Protection* 4, 24-28.

- [STR62] Straumanis, M.E., Mathis, D.L. 1962. The dissolution reaction and attack of beryllium by HF, HCl, and H₂SO₄. *J. Electrochem. Soc.* 109, 5, 434-436.
- [STR18] Strahlenschutzverordnung-StrlSchV vom 29. November 2018 (BGBl. I S.2034, 2036)
- [STU81] Stunzhas, A.A., Govorov, I.N. 1981. Complex carbonate and fluorocarbonate compounds of beryllium and their role in beryllium migration in natural waters. *Geokhimiya* 4, 517-524 (in Russian).
- [SVE97] Sverjensky, D.A., Shock, E.L., Helgeson, H.C. 1997. Prediction of the thermodynamic properties of aqueous metal complexes to 1000 °C and 5 kb. *Geochim. Cosmochim. Acta* 61, 1359-1412.
- [TAB91] Tabrizi, M.R., Lyon, S.B., Thompson, G.E., Ferguson, J.M. 1991. The long term corrosion of aluminium in alkaline media. *Corros. Sci.* 32, 733-742.
- [TAK83] Takatani, Y., Yamakawa, K., Yoshizawa, S. 1983. Corrosion behaviour of aluminum alloys in saturated calcium hydroxide solution. *J. Soc. Mater. Sci. Jpn.* 32, 1218-1222.
- [TAK99] Takahashi et al. 1999. Comparison of adsorption behavior of multiple inorganic ions on kaolinite and silica in the presence of humic acid using the multitracer technique. *Geochim. Cosmochim. Acta* 63, 815-836.
- [TAY03] Taylor, P., Ding, M., Ehler, D.S., Foreman, T.M., Kaszuba, J.P., Sauer, N.N. 2003. Beryllium in the environment: a review. *Journal of Environmental Science and Health Part A - Toxic/Hazardous Substances & Environmental Engineering*, A38, 439-469.
- [TBS18] The Beryllium Science and Technology Association. Facts & Figures. <http://beryllium.eu/about-beryllium/facts-and-figures/>. abgerufen am 05.12.2018.
- [THO14] Thoenen, T., Hummel, W., Berner, U., Curti, E. 2014. The PSI/Nagra chemical thermodynamic database 12/07. PSI Bericht Nr. 14-04, Paul Scherrer Institut, Villigen, Switzerland.
- [TRA11] Tranter, T.J., Tillotson, R.D., Mann, N.R., Longhurst, G.R. 2011. Separation of transmutation- and fission-produced radioisotopes from irradiated beryllium. *Nuclear Technology* 176/2, 290-295.
- [TSI97] Tsige-Tamirat, H. 1997. Aktivierung von Brutmaterialien im Blanket des (d,t)-Fusionsreaktors. FZKA 5855.
- [TRU14] Trueman, D.L., Sabey, P., 2014. Beryllium. In: Gunn, G. (ed.) *Critical metals handbook*. Wiley and Sons.
- [UHI09] Uhir, J., Marecek, M. 2009. Fluoride volatility methods for reprocessing of LWR and FR fuels. *J. Fluor. Chem.* 130, 89-93.
- [USG20] US Geological Survey, 2020. Mineral commodity summaries – Beryllium. <https://pubs.usgs.gov/periodicals/mcs2020/mcs2020-beryllium.pdf>.
- [VAI98] Vaidya, R.U., Hill, M.A., Hawley, M., Butt, D.P. 1998. Effect of pitting corrosion in NaCl solutions on statistics of fracture of beryllium. *Metall. Mater. Trans. A.* 29, 2753-2760.
- [VAN06] Van Riemsdijk, W.H., Koopal, L.K., Kinnibugh, D.G., Benedetti, M.F., Weng, L. 2006. Modelling the interaction between humics, ions and mineral surfaces. *Envir. Sci. Technol.* 40, 7473-7480.
- [VBG19] „Verordnung über die innerstaatliche und grenzüberschreitende Beförderung gefährlicher Güter auf der Straße, mit Eisenbahnen und auf Binnengewässern“ (Gefahrgutverordnung Straße, Eisenbahn und Binnenschifffahrt - GGVSEB) Bundesministerium der Justiz und für Verbraucherschutz und Bundesamt für Justiz 11.03.2019
- [VLA14] Vladimirov, P., Bachurin, D., Borodin, V., Chakin, V., Ganchenkova, M., Fedorov, A., Klimenkov, M., Kuprizanov, I., Moeslang, A., Makamichi, M., Shibayama, T., Van Til, S., Ymitko, M. 2014. Current status of beryllium materials for fusion blanket applications. *Fiss. Sci. Technol.* 66, 28-37.
- [VEN00] Venugopal, A., Macdonald, D.D., Verma, R. 2000. Electrochemistry and corrosion of beryllium in buffered and unbuffered chloride solutions. *J. Electrochem. Soc.* 147, 3673-3679.

- [VEN11] Veness, R., Simmons, G., Dorn, C. 2011. Development of beryllium vacuum chamber technology for the LHC. Proceedings of IPAC2011, San Sebastián, Spain.
- [VUJ85] Vujičić, V., Lovreček, B. 1985. A study of the influence of pH on the corrosion rate of aluminium. Surf. Technol. 25, 49-57.
- [WAN62] Wanklyn, J.N., Jones, P.J. 1962. The aqueous corrosion of reactor metals. J. Nucl. Mater. 6, 291-329.
- [WAL09] Walsh, K. 2009. Beryllium chemistry and processing. The materials Information Society. 2009.
- [WAL16] Walling, S.A., Provis, J.L. 2016. Magnesia-based cements: A Journey of 150 Years, and cements for the future? Chem. Rev. 116, 4170.
- [WIB1] <https://en.wikipedia.org/wiki/Beryllium>
- [WID16] Widdowson, A., Baron-Wiechec, A., Batistoni, P., Belonohy, E., Coad, J.P., Dinca, P., Flammini, D., Fox, F., Heinoly, K., Jepu, I., Likonen, J., Lilley, S., Lungu, C.P., Matthews, G.F., Naish, J., Pompilian, O., Porosnicu, C., Rubel, M., Villari, JET Contributors 2016. Experience of handling beryllium, tritium and activated components from JET ITER-like wall. Physica Scripta, 2016, 167, 014057.
- [WOO92] Wood, S.A. 1992. Theoretical prediction of speciation and solubility of beryllium in hydrothermal solution to 300°C at saturated vapor pressure: application to betrandite/phenakite deposits. Ore Geology Reviews. 7, 249-278.
- [WRI88] Wright, A.F., Fitch, A.N. 1988. The preparation and structure of the a- and b-quartz polymorphs of beryllium fluoride. J. Sol. State Chem. 73, 298-304.
- [YUR17] Yurkevich, O., Maksimova, K., Goikham, A., Grunin, A., Prokopovich, P., Tyurin, A., Medvedskaya, P., Lyatun, I., Snigirevad, I., Snigirevc, A. 2017. Protective radiolucent aluminium oxide coatings for beryllium X-ray optics. Journal of Synchrotron Radiation 24, 775-780.
- [ZIM20] Zimmer, N., Vladimirov, P., Klimenkov, M., Kuksenko, V. 2020. Investigation of a high-dose irradiated beryllium microstructure. J. Nucl. Mat. 540, 152374.