



## **Gutachten**

### **Standortbezogene Freigabe von Zutrittslösungen aus der Schachtanlage Asse**

#### **Zwischenbericht zur Freigabe von Zutrittslösungen auf der Basis vollständiger Freigabemessungen**

BS-Projekt-Nr. 0807-10

erstellt im Auftrag der

Helmholtz Zentrum München GmbH  
Schachtanlage Asse  
Am Walde 2  
D-38319 Remlingen

durch die

Brenk Systemplanung GmbH  
Heider-Hof-Weg 23  
D-52080 Aachen

Aachen, den 12.10.2008

#### **Anmerkung:**

Dieses Gutachten gibt die Auffassung und Meinung des Auftragnehmers (BS) wieder und muss nicht mit der Meinung des Auftraggebers (Helmholtz Zentrum München GmbH) übereinstimmen.



## AUTOREN UND DANKSAGUNG

Für die Erstellung dieses Gutachtens haben mehrere Mitarbeiter der Brenk Systemplanung GmbH sowie eine Vielzahl von Mitarbeitern in das Projekt einbezogener Institutionen/Labore wesentliche Arbeiten geleistet.

### **Brenk Systemplanung GmbH, Aachen:**

Dr. R. Barthel (Projektleiter),  
Dr. G. Deißmann, G. Hoppe, S. Kistingner, Dr. O. Nitzsche, Dr. F. Schartmann, Dr. S. Wörlen

### **IAF – Radioökologie GmbH, Dresden:**

Dr. habil. H. Schulz, Prof. Dr. L. Funke, R. Baumert, Dr. K. Flesch, Dr. H. Hummrich, Dr. R. Ross

### **Forschungszentrum Jülich GmbH (Geschäftsbereich Sicherheit und Strahlenschutz):**

Dr. R. Lennartz, Dr. P. Hill, Dr. P. Ostapczuk, M. Burow, R. Flucht, A. Hölters

### **Verein für Kernverfahrenstechnik und Analytik Rossendorf e. V.:**

Dr. R. Knappik, B. Gleisberg, Dr. M. Köhler

### **Zentrales Radionuklidlaboratorium UmweltRadioAktivität, Universität Regensburg:**

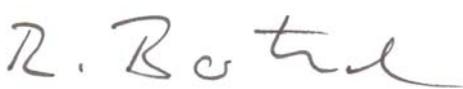
Dr. R. Schupfner, V. Geißler, Dr. G. Haas, R. Kandlbinder

Eine breite Unterstützung durch die Bereitstellung von Unterlagen sowie weiteren Informationen und durch aktive Mitwirkung bei den Probenahmen erhielten wir insbesondere durch die folgenden Mitarbeiter der Schachanlage Asse:

H. Meyer, T. Wanka, H. Dahle, Dr. J. Führböter, H.-H. Gärtner, H. Hegemann, M. Hesse, O. Hinze.

Es wird versichert, dass dieses Gutachten nach bestem Wissen und Gewissen, unparteiisch und ohne Ergebnisweisung angefertigt worden ist.

## PRÜFUNG UND FREIGABE

geprüft und freigegeben	geprüft und freigegeben
	
Unterschrift Projektleiter	Unterschrift Geschäftsleitung



## INHALTSVERZEICHNIS

Seite:

<b>1. EINLEITUNG .....</b>	<b>6</b>
1.1. PROBLEMSTELLUNG .....	7
1.2. ZIELSTELLUNGEN .....	8
1.3. BEARBEITUNGSSTAND.....	9
1.4. ÜBERSICHT ZUM VORLIEGENDEN BERICHT.....	11
<b>2. ÜBERSICHT ZUR SCHACHTANLAGE ASSE UND ANFALLENDER SALZLÖSUNGEN.....</b>	<b>12</b>
2.1. LAGE DER EINLAGERUNGSKAMMERN FÜR RADIOAKTIVE ABFÄLLE .....	12
2.2. STELLEN DES ZUTRITTS VON DECKGEBIRGSLÖSUNG UND DER FASSUNG VON SALZLÖSUNGEN .....	12
2.3. VOLUMENBILANZ DER GEFASSTEN ZUTRITTSLÖSUNGEN.....	14
2.4. VERGLEICH DER RATEN ABGEBEBENER SALZLÖSUNGEN UND GEFASSTER ZUTRITTSLÖSUNGEN .....	15
<b>3. STANDORTDATEN UND ANNAHMEN ZU EXPOSITIONSSZENARIOEN .....</b>	<b>17</b>
3.1. NUTZUNG VON ASSE-SALZLÖSUNGEN ZUR FLUTUNG/VERWAHRUNG EHEMALIGER SALZBERGWERKE .....	17
3.1.1. <i>Flutung des ehemaligen Salzbergwerks Hope</i> .....	17
3.1.2. <i>Flutung des ehemaligen Salzbergwerks Mariagluck</i> .....	18
3.1.3. <i>Schachtverfüllung des ehemaligen Salzbergwerks Salzdetfurth</i> .....	19
3.2. EXPOSITIONSSZENARIOEN ZU POTENTIELLEN STRAHLENEXPOSITIONEN DER BEVÖLKERUNG .....	19
3.3. GENERELLE UND STANDORTBEZOGENE ANSÄTZE UND PARAMETER .....	20
<b>4. FREIGABEWERTE FÜR POTENTIELL RELEVANTE RADIONUKLIDE.....</b>	<b>22</b>
4.1. POTENTIELL RELEVANTE RADIONUKLIDE NACH AKTIVITÄTSINVENTAR .....	22
4.2. BERECHNUNG VON DOSISKONVERSIONSFAKTOREN .....	24
4.2.1. <i>Dosiskonversionsfaktoren zum Szenario 1 (Tankwagenfahrer)</i> .....	25
4.2.2. <i>Dosiskonversionsfaktoren zum Szenario 2 (Grundwassernutzung über Brunnen)</i> .....	25
4.2.3. <i>Dosiskonversionsfaktoren zum Szenario 3 (Oberflächenwassernutzung aus Vorfluter)</i> .....	27
4.3. FREIGABEWERTE .....	29
<b>5. PROBENAHE- UND MESSPROGRAMM.....</b>	<b>31</b>
5.1. PROBENAHMEN .....	31
5.2. MESSPROGRAMM .....	32
5.3. ÜBERSICHT.....	34
<b>6. AUSWERTUNG DER MESSERGEBNISSE.....</b>	<b>39</b>
6.1. ZUR DARSTELLUNG DER RADIOLOGISCHEN MESSWERTE .....	39
6.2. VERGLEICHSMESSUNGEN FÜR FÜNF LAUGEPROBEN .....	40
6.3. ÜBERSICHT ZU RADIOLOGISCHEN MESSWERTEN UND ZU DEN CHEMISCHEN ANALYSE .....	41
6.4. H-3.....	49
6.5. C-14.....	51
6.6. Cs-137 .....	52



6.7.	NATÜRLICHE RADIONUKLIDE.....	54
6.7.1.	<i>Aktivitätskonzentrationen in GW-Proben .....</i>	<i>54</i>
6.7.2.	<i>Aktivitätskonzentrationen in frischen Zutrittslösungen.....</i>	<i>56</i>
6.7.3.	<i>Untergrundwerte.....</i>	<i>58</i>
6.7.4.	<i>Aktivitätsbilanzen für das Speicherbecken 1: U-234, U-238, Ra-226 und Ra-228.....</i>	<i>59</i>
6.7.5.	<i>Diskussion besonderer Messwerte .....</i>	<i>59</i>
<b>7.</b>	<b>FREIGABERECHNUNGEN FÜR GEFASSTE ZUTRITTSLÖSUNGEN.....</b>	<b>61</b>
<b>8.</b>	<b>SCHLUSSFOLGERUNGEN .....</b>	<b>63</b>
<b>9.</b>	<b>LITERATUR.....</b>	<b>64</b>

Anhang A: Risse, Laugenschema, GW-Messstellen

Anhang B: Dosiskonversionsfaktoren  $h_2$

Anhang C: Photodokumentation Probenahme

Anhang D: Radiologische Messwerte

Anhang E: Makrochemie und Spurenelemente

Anhang F: Freigaberechnungen



## Abkürzungen

AAS-F	Flammenatomabsorptionsspektroskopie
AI	Aktivitätsinventar
BfS	Bundesamt für Strahlenschutz
BS	Brenk Systemplanung GmbH
EKG	Erkennungsgrenze
FIA	Fließ-Injektions-Analyse
FZJ	Forschungszentrum Jülich GmbH
GW	Grundwasser
HZM	Helmholtz Zentrum München GmbH
IAF	IAF – Radioökologie GmbH Dresden
IC	Ionenchromatographie
ICP-MS	Inductively-Coupled-Plasma Mass-Spectrometry (deutsch: Massenspektrometrie mit induktiv gekoppeltem Plasma)
LAW	Low Active Waste (deutsch: schwachaktive Abfälle)
LBEG	Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie
LSC	Liquid Scintillation Counting (deutsch: Flüssigkeitsszintillationsmessung)
MP	Messpunkt oder Messprobe
MW	Messwert
NMU	Niedersächsisches Ministerium für Umwelt- und Klimaschutz
NWG	Nachweisgrenze
TW	Trinkwasser
URA	Zentrales Radionuklidlaboratorium UmweltRadioAktivität, Universität Regensburg
VKTA	Verein für Kernverfahrenstechnik und Analytik Rossendorf e. V

## 1. EINLEITUNG

Durch das GSF Forschungszentrum für Umwelt und Gesundheit (Helmholtz Zentrum München, HZM) wird seit 1965 das frühere Salzbergwerk Asse (Remlingen, Niedersachsen, s. Abbildung 1-1) als Forschungsbergwerk betrieben, wo von 1965 bis 1995 Forschungs- und Entwicklungsarbeiten für die Endlagerung radioaktiver Abfälle in Salzformationen durchgeführt wurden. Im Rahmen dieser Arbeiten wurden zwischen 1967 und 1978 schwach- und mittelaktive radioaktive Abfälle eingelagert [1]. Das Forschungsbergwerk Asse stand unter bergrechtlicher Aufsicht, wobei auch die strahlenschutzrechtlichen Belange durch das Niedersächsische Ministerium für Umwelt- und Klimaschutz (NMU) und das Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie (LBEG) beaufsichtigt wurden [2]. Zukünftig gelten die Bestimmungen des Atomrechts; das Bundesamt für Strahlenschutz (BfS) übernimmt die Betreiberverantwortung [3].

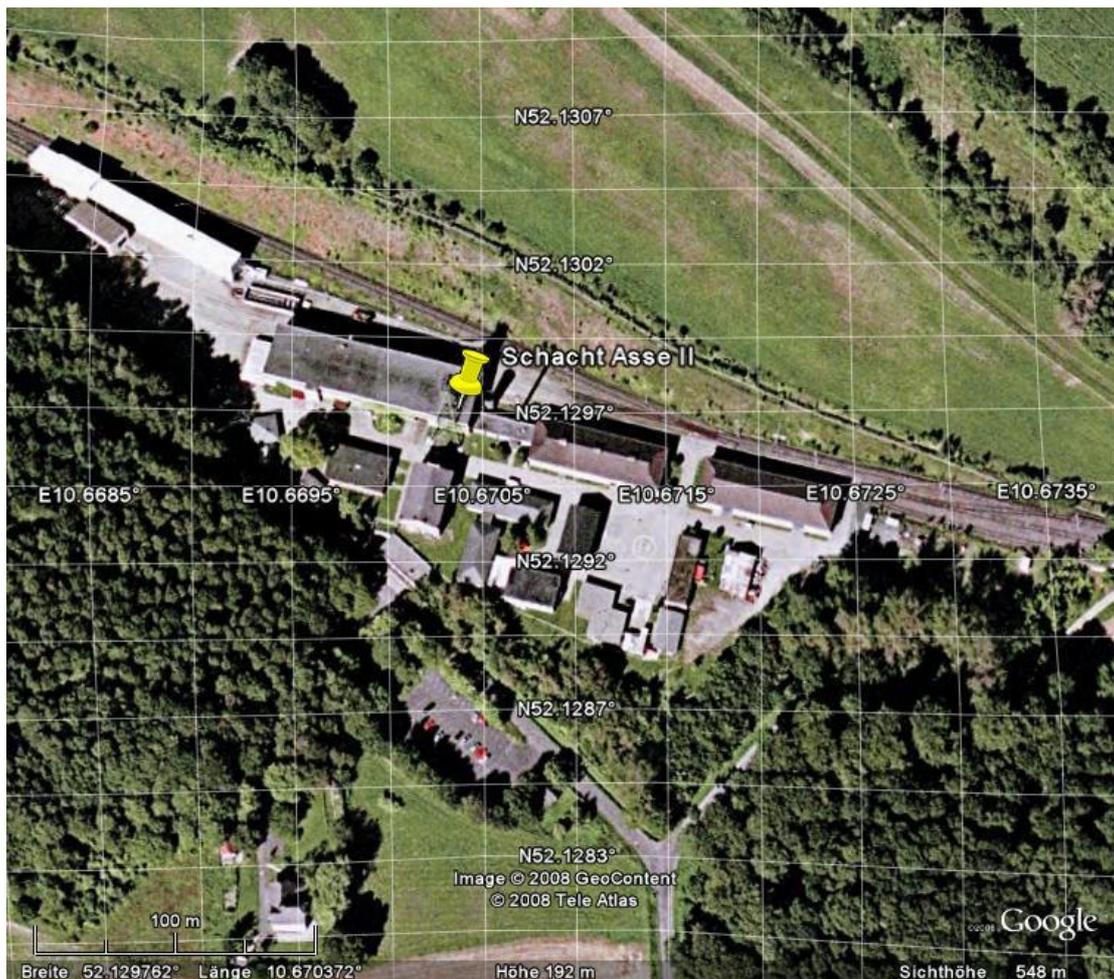


Abbildung 1-1: Schachanlage Asse (aus [www.Google-Earth.com](http://www.Google-Earth.com))

## 1.1. Problemstellung

In der Schachtanlage Asse treten auf verschiedenen Sohlen Salzlösungen auf, zum Teil auch mit radioaktiven Kontaminationen (insbesondere Cs-137; siehe [1], Information vom 23.07.2008 zu "Salzlösungen und Kontaminationen"). Es sind zwei **wesentlich verschiedenartige Salzlösungen** zu unterscheiden:

- (1) **Zutrittslösungen**, die im Umfang von ca. 12 m<sup>3</sup>/d kontinuierlich auf den Sohlen 658 m, 725 m und 750 m gefasst und dort bzw. in Speicherbecken auf der Sohle 490 m gespeichert werden;<sup>1</sup>
- (2) **kontaminierte Laugen**, die auf der 750-m-Sohle vor Einlagerungskammern in Sohlenschlitzen bzw. im Laugesumpf vor der Kammer 12 anzutreffen sind und in der Vergangenheit teilweise in den Tiefenaufschluss verbracht wurden [2]. Bei diesen Laugen handelt es sich hauptsächlich um Lösungsrückstände des früheren (nassen) Versatzes von Abbaukammern; sie könnten aber z. T. auch durch Eindringen von Zutrittslösungen in (LAW-) Einlagerungskammern bedingt sein.<sup>2</sup>

Es ist bekannt, dass die gespeicherten Zutrittslösungen geringe Konzentrationen an Radionukliden enthalten, die durch Freisetzungen aus Einlagerungskammern bedingt sind. Hierbei handelt es sich hauptsächlich um Tritium (H-3), das mit den Grubenwettern zu Sumpfen, Sammelbehältern und Speicherbecken gelangt und sich dort in den gespeicherten Zutrittslösung anreichert. Abfallbedingte Kontaminationen über die Grubenwetter sind auch für weitere Radionuklide (C-14 und Rn-222-Tochternuklide Pb-210, Po-210) möglich. Bei Kontrollmessungen wurden in der Vergangenheit in wenigen Fällen (unregelmäßig) auch sehr geringe Kontaminationen mit Cs-137 festgestellt. Dies kann verschiedene Ursachen haben. Es kann bislang nicht sicher ausgeschlossen werden, dass auf der 750-m-Sohle in Sumpfe zur Fassung von Zutrittslösung durch Migration auch kontaminierte Lauge von nahegelegenen Einlagerungskammern gelangt. Außerdem sind Querkontaminationen über eine Nutzung von Transportbehältern, die zuvor für kontaminierte Lauge verwendet wurden, für den Transport gefasster Zutrittslösungen zu Sammelbehältern bzw. Speicherbecken, nicht sicher auszuschließen. Schließlich könnte Cs-137 auch durch kontaminierte Betriebswässer eingetragen worden sein. Die beiden letztgenannten Ursachen würden auch den sporadischen Charakter der Identifikation von (geringen) Cs-137-Konzentrationen in gespeicherten Zutrittslösungen erklären.

Bis Juni 2008 wurden die gefassten Zutrittslösungen auf Basis von 10 % der Freigabewerte für H-3 und Cs-137 nach Anlage III Tabelle 1 Spalte 5 StrlSchV [4] zur Verwendung bei der Flutung anderer Salzbergwerke (Mariagluck, Hope, Salzdetfurth) freigegeben. Diese vom LBEG genehmigte Vorgehensweise war zu hinterfragen, da sie nicht nach der Vorgabe der StrlSchV zur Beschränkung der Mittelungsmasse für Freigabemessungen ( $\leq 300$  kg) gehandhabt wurde, die Freigabewerte aus Anlage III Tabelle 1 Spalte 5 StrlSchV nicht für die hier zu bewertenden Salzlösungen gelten, und weil andere potentiell relevante Radionuklide nicht im erforderlichen Umfang untersucht worden waren.

---

<sup>1</sup> Mit einem sehr geringen Anteil wurden auch Salzlösungen, die eine andere Herkunft haben, zusammen mit gefasster Zutrittslösung gespeichert und abgegeben (siehe hierzu Abschnitt 2.3).

<sup>2</sup> Dies kann insbesondere die Einlagerungskammern 10, 8 und 4 im südwestlichen Bereich der 750-m-Sohle betreffen.

Daraus resultierte die Aufgabe, für die Entsorgung/Verwertung von gefassten Zutrittslösungen eine den Bestimmungen der StrlSchV entsprechende Vorgehensweise mit ausreichender Datenbasis zu entwickeln.

## **1.2. Zielstellungen**

Für die Entsorgung gefasster Zutrittslösung wurde die Brenk Systemplanung GmbH (BS) durch die Helmholtz Zentrum München GmbH (HZM) zunächst beauftragt, Freigabewerte für die Aktivitätskonzentration von H-3 und Cs-137 in Salzlösungen gemäß § 29(2) StrlSchV i. V. m. Anlage IV Teil A Nr. 2 zu berechnen. Analog zu den hierzu erarbeiteten Entwürfen [5]/[6] sollten danach auf der Grundlage in den vergangenen Jahren durchgeführter radiologischer Messungen für weitere evtl. relevante Radionuklide eingeschätzt werden, ob sie neben H-3 und Cs-137 in der Freigaberegulierung zu berücksichtigen sind. Zunächst sollte eine Freigabe von gefassten Zutrittslösungen aus der Schachanlage Asse zur Verwendung bei der Flutung des stillgelegten Salzbergwerks Mariagluck (bei Höfer) betrachtet werden. Hierzu wurde durch BS ein Gutachten erstellt [7]. Darin war zu wichtigen Radionuklide auf die noch unzureichende Datenbasis hingewiesen worden, wobei zu diesem Zeitpunkt nur eine Auswahl der Radionuklide betrachtet worden war, die gemäß bekanntem Nuklidinventar der LAW [8] für die Anwendung der Summenformel nach StrlSchV § 29(2) i. V. m. Anlage IV Teil A Nr. 2 zu bewerten sind bzw. unter Anwendung der 10%-Regelung zur Summenformel aus dem weiteren Freigabeverfahren ausgeschlossen werden könnten.

Am 19.08.2008 wurde im NMU die weitere Vorgehensweise zur Freigabe von Salzlösungen aus der Schachanlage Asse beraten, wozu auf den Entwurf des Gutachtens [7] Bezug genommen wurde. Im Ergebnis der am gleichen Tage durch BS-Mitarbeiter erfolgten Befahrung der Schachanlage Asse (siehe Photos 1 bis 6 in Anhang C) und der Einsichtnahme in HZM-Unterlagen (Risswerk, Protokolle der Kontrollmessungen, etc.) wurde durch uns während der Beratung eingeschätzt, dass eine Kontamination der Zutrittslösungen durch Lauge bzgl. der auf der 725-m-Sohle gelegenen LAW-Kammer 7 augenscheinlich ausgeschlossen werden kann und dass denkbare Kontaminationen der Sumpfe zur Fassung von Zutrittslösung auf der 750-m-Sohle durch u. U. mobile kontaminierte Lauge aus den im südwestlichen Teil dieser Sohle gelegenen LAW-Kammern 4, 8 und 10 anhand der Cs-137-Aktivitätskonzentration identifizierbar sein sollten. Die Kontrolle von Cs-137 sowie von H-3, dem für Kontaminationen der gespeicherten Zutrittslösungen über den Luftpfad maßgeblichen (Leit-) Nuklid, sollte danach i. W. ausreichend sein. Diese Plausibilitätsüberlegungen gelten jedoch nicht für mögliche Querkontaminationen und eine Bewertung der Relevanz von bislang nicht oder unzureichend gemessenen Radionukliden, die ohne genauere Untersuchungen nicht eingeschätzt werden konnte. Durch TÜV Nord (Fachberater der Genehmigungsbehörde) wurde hervorgehoben, dass die noch offenen Fragestellungen im Freigabeverfahren belastbar zu beantworten sind.

Im Ergebnis dieser Beratung wurde BS durch HZM beauftragt, im erforderlichen Umfang Proben zu nehmen und zu analysieren, um auf dieser Grundlage die auf den Sohle 490 m, 658 m, 725 m und 750 m der Schachanlage Asse gespeicherten Mengen an Zutrittslösung freigeben zu können und das Freigabeverfahren in Übereinstimmung mit den gesetzlichen/behördlichen Anforderungen zu qualifizieren. Ein wesentlicher Aspekt ist dabei auch die Ermittlung der Herkunft natürlicher Radionuklide der U-238- und der Th-232-Zerfallsreihe, da mit den (wenigen, nicht repräsentativen) früheren Messwerten zu langlebigen Tochternukliden dieser Zerfallsreihen auf Basis der in [7]

berechneten Freigabewerte die Einhaltung des 10- $\mu$ Sv/a-Kriteriums nicht gewährleistet wäre, wenn unterstellt werden müsste, dass die Aktivitätskonzentration dieser Nuklide durch Freisetzungen aus Einlagerungskammern resultiert. Demgemäß wurden im Plan für das Probenahme- und Messprogramm die folgenden drei Zielsetzungen definiert:

- (1) Messungen zur **Freigabe** gefasster Zutrittslösungen zur Abgabe an die Grube Mariagluck<sup>3</sup> unter Einbeziehung aller gemäß StrlSchV § 29 (2) potentiell relevanten Radionuklide (**FG**);
- (2) Messungen zur Klärung der Herkunft der maßgeblichen **natürlichen Radionuklide (nat. RN)**;
- (3) Analyse kontaminierter Laugen aus Sohlenschlitzen vor Einlagerungskammern, die nicht zur Freigabe vorgesehen sind, zur Bestimmung eines möglichst vollständigen **Nuklidvektors** für Salzlösungen, mit dem potentielle Kontaminationen der in die Schachanlage Asse eingedrungenen Deckgebirgslösung beurteilt werden können und mit dem auch die unterschiedliche Freisetzung/Mobilität von Radionukliden aus den Einlagerungskammern im Freigabeverfahren für gefasste Zutrittslösungen angemessen berücksichtigt werden kann (**NV**).

### **1.3. Bearbeitungsstand**

Die im vorigen Abschnitt genannten Zielsetzungen "FG" und "nat. RN" wurden erreicht, wogegen die Arbeiten zur Zielsetzung "NV" noch nicht vollständig abgeschlossen sind. Es ist anzumerken, dass sich im Laufe der Projektbearbeitung aus unterschiedlichen Gründen die Notwendigkeit ergab, neben der am 28./29.08.08 durchgeführten repräsentativen Beprobung, weitere Proben zu nehmen und zu analysieren. So erfolgte aus technischen Gründen am 17.09.08 eine zusätzliche Probenahme aus dem Speicherbecken 3 auf der 490-m-Sohle, das zwischenzeitlich mit gefassten Zutrittslösungen von den Sohlen 658 m und 725 m gefüllt worden war. Obwohl an den relevanten Punkten dieser Sohlen bereits am 28./29.08.08 eine repräsentative Beprobung erfolgte, mit deren Analysewerten eine Entscheidung zur Freigabe der in das Speicherbecken 3 gepumpten Zutrittslösungen hätte getroffen werden können, wurde die Durchführung einer vollständigen Radionuklidanalyse auch für das Speicherbecken 3 verlangt. Dies hatte eine Verzögerung des ursprünglich geplanten Projektablaufs zur Folge.

Eine ergänzende Beprobung erfolgte am 26.09.08 zur Klärung der Herkunft und Bilanzierung von natürlichen Radionukliden (Radium- und Uranisotope) sowie von Tritium. Dazu wurden 4 Grundwasserproben entlang der Transportkette des im Brunnen bei Schacht 4 geförderten Betriebswassers, das untertage z. B. für Rohrleitungsspülungen genutzt wird und in Speicherbecken auf der 490-m-Sohle gelangt, sowie 8 Kondensatproben (zur Bestimmung von H-3 in den Grubenwettern) entnommen.

Unter Einbeziehung der Ergebnisse der Laboranalysen dieser in Ergänzung des ursprünglichen Probenahme- und Messprogramm [9] untersuchten Proben kann aus unserer Sicht im vorliegenden Zwischenbericht eine vollständige Beantwortung aller für die Zielstellungen "FG" und "nat. RN" relevanten Fragen erfolgen. Auf dieser Grundlage kann die Freigabe gespeicherter Zutrittslösungen zur Abgabe an die o. g. ehemaligen Salzbergwerke umgehend erfolgen.

---

<sup>3</sup> Nachträglich wurden weitere ehemalige Salzbergwerke, in denen Asse-Zutrittslösung zur Flutung genutzt werden kann, in die Untersuchungen einbezogen (Bergwerk Hope, südlich von Schwarmstedt, und Schacht Salzdetfurth).



Noch nicht vollständig abgeschlossen sind einige Untersuchungen zum Radionuklidgehalt der an bekannten Messpunkten vor bzw. in der Nähe von Einlagerungskammern auf der 750-m-Sohle beprobten kontaminierten Laugen. Es ist festzustellen, dass die mit den Laboranalysen beauftragten vier Institutionen,

- IAF – Radioökologie GmbH, Dresden (IAF),
- Forschungszentrum Jülich GmbH, Geschäftsbereich Sicherheit und Strahlenschutz (FZJ),
- Verein für Kernverfahrenstechnik und Analytik Rossendorf e. V. (VKTA), und
- Zentrales Radionuklidlaboratorium UmweltRadioAktivität der Universität Regensburg (URA)

in den vergangenen Wochen eine sehr umfangreiche Arbeit geleistet haben, um für alle potentiell relevanten Radionuklide Messungen mit sehr geringen Erkennungsgrenzen durchzuführen. Hierzu waren in [9] auf der Grundlage vorläufiger Abschätzungen und der berechneten Freigabewerte für alle Nuklide Vorgaben zu den möglichst zu erreichenden Erkennungsgrenzen abgeleitet worden. Sie zielten darauf ab, nur noch wenige Leitnuklide für das weitere Freigabeverfahren kontrollieren zu müssen. Angesichts der sehr schwierigen Probenmatrix (gesättigte Salzlösungen mit z. T. sehr hohen Magnesiumgehalten, relativ hohen K-40-Konzentrationen, bei den kontaminierten Laugen auch hohe Cs-137-Konzentrationen), wodurch die Messung bestimmter Radionuklide mit den gängigen Verfahren der Gamma- und Alphaspektrometrie bzw. des Beta-LSC erheblich erschwert oder sogar unmöglich wurde, mussten von den beteiligten Labors in kürzester Zeit umfangreiche methodische Weiterentwicklungen dieser Verfahren durchgeführt und verifiziert werden, um die gestellten hohen Anforderungen an die Erkennungsgrenzen zu erreichen.

Für fünf ausgewählte Proben erfolgten zu Beginn der Messkampagne Vergleichsmessungen, in die IAF, FZJ und VKTA eingebunden waren. Im Ergebnis erfolgten methodische Verbesserungen und auch eine möglichst optimale Aufteilung der Messaufgaben unter den Gesichtspunkten der Qualität der Messungen sowie der verfügbaren Laborkapazitäten. Die Messwerte der Vergleichsmessungen ergaben für die meisten Radionuklide eine gute Übereinstimmung. Zu den potentiell relevanten Radionuklide Sr-90 und Tc-99 wurden aber signifikant unterschiedliche Messwerte durch die zwei hiermit beauftragten Labors vorgelegt, deren Ursachen noch nicht zufriedenstellend geklärt werden konnten. Da nur belastbare Messergebnisse für das Freigabeverfahren genutzt werden sollen, wurde in Abstimmung mit dem Auftraggeber entschieden, das Radionuklidlaboratorium der Universität Regensburg (URA) auch in die Messung dieser beiden Sondernuklide (Betastrahler) einzubeziehen, was aber eine terminliche Verschiebung der Erreichung des dritten Zieles (NV) erforderte.

Die von URA durchgeführten C-14-Analysen ergaben für einige Messpunkte relativ hohe Werte der C-14-Konzentration in kontaminierten Laugen. Während die gefassten Zutrittslösungen nur sehr kleine C-14-Konzentrationen aufweisen, für die eindeutig der Kontaminationsweg "Grubenwetter" nachgewiesen wurde (siehe Abschnitt 6.5), könnte in den kontaminierten Laugen C-14 auch mit einem gewissen Anteil in organischer Form vorliegen. In diesem Fall könnten zur Einbeziehung von Zutrittslösungen des südwestlichen Bereichs der 750-m-Sohle in das Freigabeverfahren erhöhte messtechnische Anforderungen resultieren. Zur Klärung dieser Frage sind Nachmessungen einiger Proben zur Bestimmung des Verhältnisses von anorganischem und organischem C-14 erforderlich.

Nach aktueller Planung können die noch offenen methodischen Fragen bis zur 42. KW 2008 geklärt und die danach noch anstehenden Messungen so abgeschlossen werden, dass der Endbericht, mit dem auch das dritte Teilziel (NV) erreicht wird, bis Ende 44. KW 2008 vorgelegt werden kann.

#### **1.4. Übersicht zum vorliegenden Bericht**

Das **Kapitel 2** gibt einen Überblick zu den in der Schachanlage Asse anfallenden Salzlösungen, primär für den aktuellen Zustand auf den Sohlen 490 m, 658 m, 725 m und 750 m. Zur Beurteilung denkbarer und gemessener Kontaminationen der Zutrittslösungen wird auf die Volumenbilanz der gefassten Zutrittslösungen unter Einbeziehung technischer Betriebswässer detailliert eingegangen.

Das **Kapitel 3** enthält Erläuterungen zur Nutzung freigegebener Asse-Salzlösungen zur Flutung bzw. Verwahrung der ehemaligen Salzbergwerke Mariagluck, Hope und Salzdetfurth und zu den betrachteten Szenarien potentieller Strahlenexpositionen der Bevölkerung, die den Berechnungen von Freigabewerten zugrunde liegen.

Im **Kapitel 4** werden die gemäß Aktivitätsinventar der Schachanlage Asse zu berücksichtigenden Radionuklide definiert und die Ergebnisse der hierzu durchgeführten Berechnungen von Dosis-konversionsfaktoren und Freigabewerten zusammengestellt und erläutert. Wie schon erwähnt, sind diese Ergebnisse nicht nur für die unmittelbare Freigabe der gefassten Zutrittslösungen maßgeblich. Aus ihnen wurden auch die Anforderungen an die Erkennungsgrenzen (EKG) der radiologischen Laboranalysen abgeleitet, die sich für die Qualifizierung und Praktikabilität des Freigabeverfahrens als erforderlich gezeigt haben.

Das **Kapitel 5** gibt einen Überblick über das realisierte Probenahme- und Messprogramm.

Die Messergebnisse dieser Untersuchungen werden in **Kapitel 6** ausgewertet, das im Endbericht vervollständigt wird.

Die Resultate der auf den Messungen und Dosisberechnungen basierenden Freigaberechnungen für die gespeicherte Zutrittslösungen werden in **Kapitel 7** zusammengefasst und bewertet.

In **Kapitel 8** werden (im vorliegenden Zwischenbericht noch nicht vollständig/abschließend) unsere Schlussfolgerungen für das Freigabeverfahren sowie aus unserer Sicht zweckmäßige Maßnahmen und notwendige weiterführende Untersuchungen zusammengefasst.

Zur zitierten Literatur sei auf das **Kapitel 9** verwiesen.

Die z. T. sehr umfangreichen Ergebnisse von Berechnungen, Messergebnisse sowie einige weitere ins Detail gehende Informationen sind in Anhängen dargestellt. Der **Anhang A** enthält von HZM (Schacht Asse) bereitgestellte Risse/Zeichnungen zur Schachanlage. Die detaillierten Ergebnisse der Dosisberechnungen enthält **Anhang B**. In **Anhang C** sind die durchgeführten Probenahmen anhand von Photos dokumentiert. Er zeigt alle wichtigen Messpunkte (MP) und sollte auch jenen Lesern des vorliegenden Berichts, die noch keine Gelegenheit zur Befahrung der Schachanlage Asse hatten, einen Eindruck zu den lokalen Gegebenheiten vermitteln. Die Messergebnisse werden vollständig in **Anhang D** (Aktivitätsmessungen) bzw. in **Anhang E** (chemische Analysen; wird im Endgutachten ergänzt) dokumentiert. In **Anhang F** sind die Ergebnisse der Freigaberechnungen für gefasste Zutrittslösungen detailliert zusammengestellt.

## **2. ÜBERSICHT ZUR SCHACHTANLAGE ASSE UND ANFALLENDER SALZLÖSUNGEN**

Eine generelle Übersicht zur Schachtanlage Asse kann [1] entnommen werden. Spezielle Aspekte des Auftretens und des Umgangs mit gefassten Zutrittslösungen bzw. kontaminierter Lauge sind in [2] ausführlich dargestellt. Im vorliegenden Kapitel werden zur Beurteilung möglicher Kontaminationswege zu den gefassten Zutrittslösungen vier relevante Aspekte behandelt:

- (1) Struktur des Grubengebäudes und räumliche Lage der Einlagerungskammern,
- (2) Stellen gefasster Zutrittslösungen und kontaminierter Laugen vor Einlagerungskammern,
- (3) Bilanz der an verschiedenen Stellen gefassten Zutrittslösungen und ihrer Zusammenführung in Sammelbehältern und Speicherbecken, und
- (4) Gegenüberstellung der anfallenden Zutrittslösungen mit den Volumina der in der Vergangenheit abgegebenen Salzlösungen, woraus der Umfang der zusätzlich ins Speicherbecken eingeleiteten technischen Wässer abgeschätzt werden kann.

### **2.1. Lage der Einlagerungskammern für radioaktive Abfälle**

Aus dem S-N-Schnitt des Grubengebäudes der Schachtanlage Asse ([10], siehe 1. Blatt in Anhang A) ist klar zu erkennen, dass in den oberen Abbausohlen die Salzgewinnung bis zum Rand des Salzstocks erfolgte. Dadurch und infolge der fortschreitenden Konvergenz nicht oder unzureichend verfüllter Abbaukammern wurde die natürliche Barriere gegen Lösungszutritte aus dem Deckgebirge erheblich geschwächt. Daraus resultiert der Zutritt von Deckgebirgslösung im südwestlichen Bereich des Grubengebäudes, der als "Zutrittslösung" bezeichnet wird.

Die in Anhang A zusammengestellten Risswerke [11] der Sohlen 511 m, 725 m und 750 m zeigen die Lage der Einlagerungskammer für mittelaktive Abfälle (Kammer 8a auf der 511-m-Sohle), der LAW-Kammer auf der 725-m-Sohle (Kammer 7 im NW-Bereich der Abbaue älteres Steinsalz Na<sub>2</sub>, ca. 100 m nördlich der Richtstrecke nach Westen; siehe Photo 5 in Anhang C ) sowie der diversen LAW-Kammern auf der 750-m-Sohle:

- Kammer 2 im NW-Bereich der Abbaue im älteren Steinsalz Na<sub>2</sub>, ca. 100 m nördlich der Richtstrecke nach Westen, liegt unter Kammer 7 der 725-m-Sohle;
- Kammern 5, 6, 7, 11, 21, 2 und 1 (Reihenfolge von West nach Ost) östlich des Hauptquerschlags von Schacht 2 nach Süden (Abbaue im jüngeren Steinsalz Na<sub>3</sub>);
- Kammern 4, 8 und 10 (Reihenfolge von Ost nach West), westlich des Hauptquerschlags von Schacht 2 nach Süden (Abbaue im jüngeren Steinsalz Na<sub>3</sub>).

### **2.2. Stellen des Zutritts von Deckgebirgslösung und der Fassung von Salzlösungen**

Früher lag die primäre Zutrittstelle von Deckgebirgslösung in der Kammer 3 auf der **574-m-Sohle** (siehe 5. Blatt in Anhang A). Sie ist Anfang der 90-er Jahre versiegt. Der Abbau 3 dieser Sohle ist mittlerweile verfüllt.

Die Zutrittsstelle verlagerte sich in den Abbau 3 der **637-m-Sohle** (siehe 6. Blatt in Anhang A), wo über mehrere Jahre die Zutrittslösung über eine Auffangfolie gefasst wurde (ehemaliger Messpunkt 26). Sie ist mittlerweile ebenfalls versiegt.

Gegenwärtig liegt die Hauptzutrittsstelle im Abbau 3 auf der **658-m-Sohle**. Der Zutritt erfolgt diffus über die Firste (siehe Anhang C, Photo 2). Zur Fassung wurde eine Auffangfolie in den Abbau 3 der 658-Sohle eingebaut. Hierzu wurde der gesamte Abbau geleert, mit Flies, Deponiefolie und Drainage ausgelegt und anschließend mit Kies verfüllt. Der vor Kammer 3 gefasste Zulauf wird in einen Sammelbehälter (40 m<sup>3</sup>) geleitet (siehe Anhang C, Photo 3). Dies ist der Messpunkt 27 der Schachanlage Asse (siehe 7. Blatt in Anhang A), für den im Rahmen unserer Untersuchungen für die vorgefundene Situation eine Unterscheidung in drei Messpunkte vorgenommen wurde: MP\_27-Z für die Zutrittslösung, MP\_27-S für den Sammelbehälter und MP\_27-ZS für den Zwischenspeicher, dessen Füllung infolge der unterbrochenen Abgabe von Zutrittslösung notwendig geworden war. Es sei bereits an dieser Stelle vermerkt, dass die radiologische Analyse der Laugeproben dieser drei Messpunkte zur Bewertung der geogenen Aktivitätskonzentration von natürlichen Radionukliden in den gefassten Zutrittslösungen größte Bedeutung hat. Auf der 658-m-Sohle existiert eine weitere Sammelstelle für Zutrittslösung nordwestlich vor der Kammer (Messpunkt 115). Sie wird in einem Laugesumpf gefasst und in 1-m<sup>3</sup>-Transportbehälter gepumpt (siehe Anhang C, Photos 26 und 27).

Auf der **725-m-Sohle** wird Zutrittslösung hauptsächlich zwischen den Kammern 2 und 3 am Messpunkt 38 gefasst (siehe 8. Blatt in Anhang A). Der Zutritt der Lösung ist relativ großräumig in der Richtstrecke zu beobachten (vor dem Laugesumpf auch als kleines Rinnsal, s. Anhang C, Photo 4). Sie wurde nachträglich durch die versetzten Kammern 1, 2, 3 und 4 aufgefahren. Die Zutritte zum Laugesumpf MP 38 erfolgen flächig aus den verfüllten Abbauen in die Strecke. Früher sammelten sie sich auch in kleinen Pfützen. Mittlerweile wurde ein Schlitz ausgehoben und mit Schotter verfüllt, über den die Lauge nun zum Sumpf abfließt. Es gibt deshalb heute kaum noch Pfützen in diesem Bereich. Weitere Punkte auf dieser Sohle, an denen in geringerem Umfang Zutrittslösung gefasst wird, sind die Rolllöcher 1 und 2 sowie der Laugesumpf östlich des Abbaus 4 am Blindschacht 2. Im südwestlichen Bereich der 725-m-Sohle liegen also über eine Länge von etwa 250 m der Richtstrecke im jüngeren Steinsalz mehr oder weniger ergiebige Stellen mit permanentem Zufluss von Zutrittslösung vor. Auf der trockenen Verbindungsstrecke zur Kammer 7 der 725-m-Sohle stehen Sammelbehälter (zurzeit zwei 40-m<sup>3</sup>-Behälter und ein 27-m<sup>3</sup>-Behälter), in denen die gefassten Zutrittslösungen der Sohlen 725 m und 750 m zwischengelagert werden.

Auf der **750-m-Sohle** existieren (bzw. existierten) geringe Zuläufe über das Rollloch 1 (mittlerweile trocken; ehemaliger Messpunkt 25), das Rollloch 2 (Messpunkt 22; von hier wird zurzeit keine Salzlösung abtransportiert, da der geringe Zulauf dieser Tropfstelle etwa im Gleichgewicht mit der Verdunstungsrate steht), sowie zu den beiden Laugesümpfen östlich (Messpunkt 36) und westlich (Messpunkt 37, siehe Photo 6 in Anhang C) der Kammer 9, in der kein LAW eingelagert ist (siehe 9. Blatt in Anhang A). Die sichtbaren Zutritte zu diesen Laugesümpfen kommen aus der abgemauerten Kammer 9. Es könnten aber auch unkontrolliert Zutritte unter der Sohle existieren.

Vor den LAW-Kammern 4, 8 und 10 wurden Sohlenschlitze mit Kontrollschächten angelegt (Messpunkte L1 bis L7; siehe 9. Blatt in Anhang A), die der radiologischen Überwachung der kontaminierten Lauge dieser Kammern dienen. Die Sohlenschlitze L1 (östlich Kammer 4), L5 (zwischen den Kammern 8 und 9) sowie L7 (östlicher Sohlenschlitz vor Kammer 10) sind zurzeit trocken gefallen. An den Laugemesspunkten L1 bis L7 wurde kein permanenter Zulauf beobachtet.

Es kann u. E. aber nicht ausgeschlossen werden, dass diese Laugen auch durch Eindringen von Zutrittslösungen aus der darüber liegenden 725-m-Sohle verursacht sind.

Eine andere Herkunft hat offenbar die im östlichen Bereich der 750-m-Sohle vor der Kammer 12 (Messpunkt 21) vorliegende kontaminierte Lauge, die aus dem früheren nassen Versatz stammen dürfte, der in abgeworfene Abbaue eingebracht worden war.

Einen ähnlichen Ursprung könnten die Laugen der in der Nähe der Schächte 2 bzw. 4 gelegenen Laugestellen im Querschlag Nord und bei der Sprengstoffkammer sowie des im nordwestlichen Teil der 750-m-Sohle gelegenen Reicheltsumpfes haben. Von diesen drei Laugestellen, die im Risswerk der 750-m-Sohle (noch) nicht eingetragen sind, werden/wurden in geringem Umfang Salzlösungen in die Sammelbehälter der 725-m-Sohle verbracht.

Die auf den Sohlen 658 m, 725 m und 750 m gefassten Zutrittslösungen werden in Speicherbecken auf der **490-m-Sohle** (ehemalige Kammer 3, siehe 3. Blatt in Anhang A) bis zur Frei- und Abgabe gespeichert. Zurzeit sind die Speicherbecken 1 und 3 mit Zutrittslösungen aufgefüllt. Im Speicherbecken 2 befindet sich  $MgCl_2$ -Lösung. Für die Überwachung der Kontamination der gespeicherten Zutrittslösungen existieren an den Speicherbecken Probenahmebehälter (jeweils 2 verbundene  $1\text{-m}^3$ -Behälter; siehe Photo 1 in Anhang C), in die bei Einleitung von Salzlösung in die Speicherbecken kontinuierlich ein proportionaler Anteil abzweigt wird. Die Probenahmebehälter sind dann bei vollständiger Füllung der Becken ebenfalls aufgefüllt.

Aus den obigen Darlegungen zur Lage der Einlagerungskammern für radioaktive Abfälle und zu den Stellen der Fassung von Zutrittslösungen ergibt sich die Schlussfolgerung, dass keine direkten Kontaminationswege für die auf den Sohlen 658 m und 725 m gefassten Zutrittslösungen vorhanden sind - abgesehen von Kontaminationen mit H-3 und C-14 über Grubenwetter.

Diese Aussage gilt auch für die Laugestelle bei der Sprengstoffkammer, den Reicheltsumpf und das Rollloch 2 (MP 22) auf der 750-m-Sohle, wobei an letzterem infolge der Abdichtung dieses Rolllochs auf der 725-m-Sohle zurzeit kein signifikanter Zufluss erfolgt. Unsicherheiten bzgl. einer von LAW-Kammern ausgehenden Kontamination bestanden nach unserer Befahrung am 19.08.08 für die Laugesümpfe westlich und östlich der Kammer 9 auf der 750-m-Sohle (Messpunkte 36 und 37), für die ein Eintrag kontaminierter Lauge unterhalb der Sohle nicht sicher ausgeschlossen werden konnte. Zur Laugestelle Querschlag Nord auf der 750-m-Sohle wurden wir zur Beratung vor der am 28./29.08. durchgeführten Probenahme darüber informiert, dass in diesem Bereich durch eine früher stattgefundene Entsorgung von Probematerial eine Kontamination möglich sei.

### **2.3. Volumenbilanz der gefassten Zutrittslösungen**

Der Anhang A enthält mit Blatt 10 ein Fließschema [12], in dem die Fassung und Speicherung der Zutrittslösungen anschaulich dargestellt ist. Nicht enthalten sind in diesem Schema die im Laugesumpf vor Kammer 4 der 658-m-Sohle (MP 115) sowie die auf der 750-m-Sohle im Sohlenschlitz Querschlag Nord, im Reichelt-Sumpf und im Sumpf vor der Sprengstoffkammer gefassten Laugen, die ebenfalls über Sammelbehälter in der 725-m-Sohle in Speicherbecken auf der 490-m-Sohle gepumpt wurden. Nicht dem aktuellen Stand entsprechend sind Anzahl und Volumina der Sammelbehälter und Speicherbecken, die infolge der Unterbrechung der Frei- und Abgabe von Zutrittslösungen erhöht werden mussten.

In der folgenden Tabelle 2-1 sind die Ergebnisse der aktuellen Messungen bzw. Schätzungen der an den verschiedenen Stellen gefassten Zutrittslösungen und Laugen sowie ihrer Zusammenführung in Sammelbehältern und in Speicherbecken [13] für eine Bilanzierung der mittleren Zuflussraten zusammengestellt. Daraus ist ersichtlich, dass zurzeit mit einer mittleren Rate der zu entsorgenden Salzlösungen von etwa 11,8 m<sup>3</sup>/d zu rechnen ist.

**Tabelle 2-1:** Bilanzierung der gefassten Zutrittslösungen (Q in m<sup>3</sup>/d) und der weiteren für eine Freigabe relevanter Salzlösungen

Messpunkt	Sohle	Beschreibung	Q [m <sup>3</sup> /d]	Transport <sup>*)</sup>	geht zu	zukünftig
MP SB1/3	490 m	Speicherbecken 1 (750 m <sup>3</sup> / 460 m <sup>3</sup> )	<b>11,82</b>		Freigabe	
MP WPB	490 m	Waschplatz (18 m <sup>3</sup> ), Becken	0,1	Pumpleitung	SB1/3	
MP 27-S	658 m	Sammelbehälter (40 m <sup>3</sup> )	<b>9,805</b>	Pumpleitung	SB1/3	
MP 27-Z/ZS	658 m	Zulauf Ka 3/Zwischensp. (500 m <sup>3</sup> )	9,8	Pumpleitung	27-S	
MP 115	658 m	Laugesumpf vor Kammer 4	0,005	TB	27-S	MP SaB1/2
MP SaB1/2	725 m	Sammelbehälter (je 40 m <sup>3</sup> ) (Nr. 1)	<b>1,915</b>	Pumpleitung	SB1/3	
MP RL1	725 m	Zulauf Rolloloch 1 (Auffangb. 1 m <sup>3</sup> )	0,005	Pumpleitung	SaB1/2	
MP RL2	725 m	Zulauf Rolloloch 2 (Auffangb. 2 m <sup>3</sup> )	0,16	Pumpleitung	SaB1/2	SaB3 (27 m <sup>3</sup> )
MP 38	725 m	westl. Laugesumpf Kammer 2&3	1,4	Pumpleitung	SaB1/2	SaB2 (40 m <sup>3</sup> )
MP 39	725 m	Laugesumpf östl. Ka 4, Blindsch. 2	0,04	TB	SaB1/2	SaB2 ?
MP QN	750 m	Sohlenschlitz Querschlag Nord	0,06	TB/Pumpe	SaB1/2	
MP RS	750 m	Reichert Sumpf	0,07	TB/Pumpe	SaB1/2	
MP SK	750 m	Sumpf vor Sprengstoffkammer	0,03	TB/Pumpe	SaB1/2	
MP 22	750 m	Zulauf Rolloloch 2	0,00	TB/Pumpe	SaB1/2	
MP 36	750 m	Laugesumpf östlich Kammer 9	0,08	TB/Pumpe	SaB1/2	
MP 37	750 m	Laugesumpf westlich Kammer 9	0,07	TB/Pumpe	SaB1/2	

<sup>\*)</sup> SB = Speicherbecken, SaB = Sammelbehälter, TB = Transportbehälter (1-m<sup>3</sup>)

Zu den Angaben in Tabelle 2-1 ist anzumerken, dass für die Bilanzierung mittlere Werte angesetzt wurden. An einigen Messpunkten werden zeitlich stark schwankende Zutrittsraten beobachtet. So schwankt z. B. der Zulauf am MP 115 zwischen einem Minimalwert von ca. 0,05 m<sup>3</sup>/Monat und einem Maximalwert von ca. 0,45 m<sup>3</sup>/Monat. Für diesen Messpunkt wurde der geometrischen Mittelwert von 0,15 m<sup>3</sup>/Monat = 0,005 m<sup>3</sup>/d angesetzt. Relativ starken Schwankungen unterliegt auch das im Waschplatzbecken auf der 490-m-Sohle anfallende Lösungsvolumen, da es maßgeblich von der Intensität der Bauarbeiten abhängt.

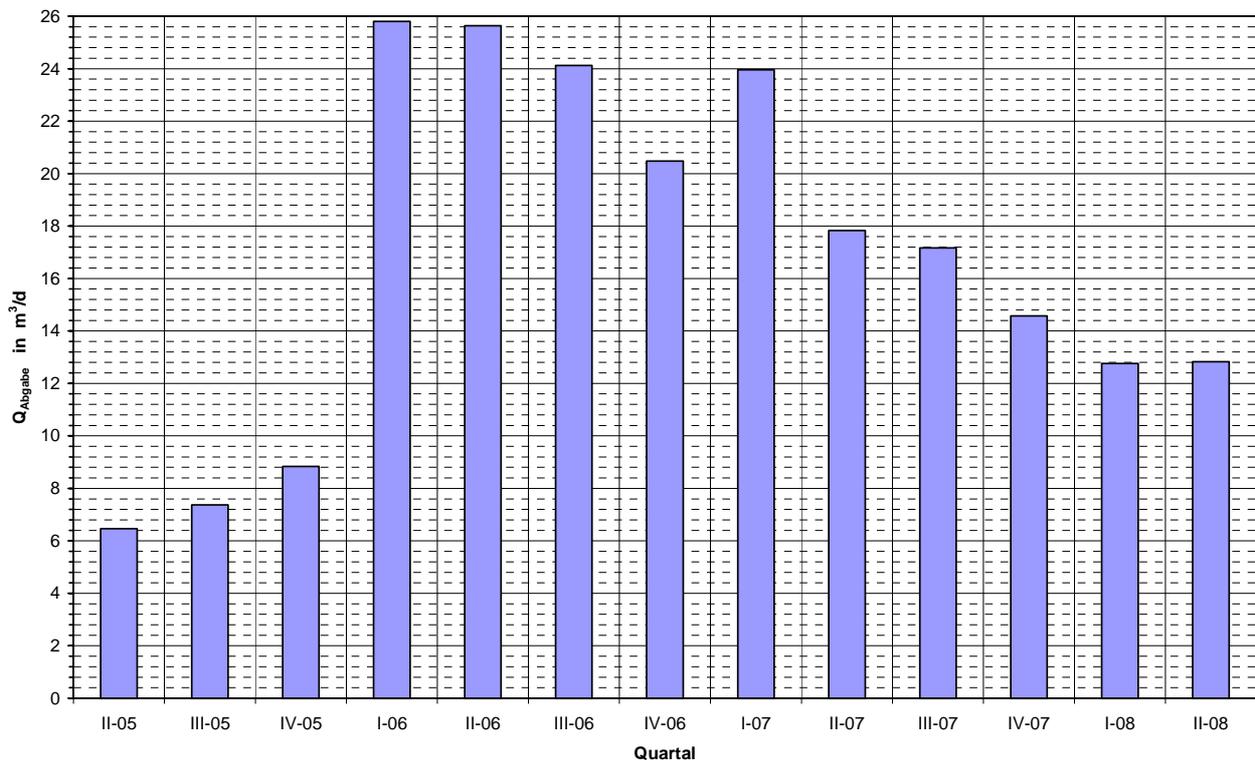
Nicht erfasst sind in Tabelle 2-1 Speicherbecken-Einleitungen des zur Spülung von Leitungen der Sohlen 658 m und 725 m verwendeten Süßwassers (siehe Fließbild im 10. Blatt von Anhang A), das aus einem bei Schacht 4 gelegenen Brunnen gewonnen wird. Diese zusätzliche Einleitung wird im folgenden Abschnitt abgeschätzt. Sie ist zur Beurteilung der natürlichen Herkunft in den Speicherbecken gemessener Aktivitätskonzentrationen natürlicher Radionuklide von Bedeutung.

#### **2.4. Vergleich der Raten abgegebener Salzlösungen und gefasster Zutrittslösungen**

Zu den in der Vergangenheit an ehemalige Salzbergwerke bzw. Baustellen abgegebenen Mengen von Asse-Salzlösungen liegt mit [14] eine detaillierte Bilanz vor. Danach wurden im Zeitraum vom 07.04.2005 bis 23.06.2008 insgesamt 20.248 m<sup>3</sup> Asse-Salzlösungen abgegeben, davon 12.696 m<sup>3</sup>

an die Schachanlage Hope, 5.932 m<sup>3</sup> an die Schachanlage Mariagluck und 1.429 m<sup>3</sup> an die Schachanlage Salzdettfurth. Geringe Volumina wurden auch an die Baustelle Desdemona (64 m<sup>3</sup>) und den Standort Nordstemmen (127 m<sup>3</sup>) abgegeben.

An dieser Stelle ist der zeitliche Verlauf der Gesamtabgaben von Asse-Salzlösungen von Interesse. Er ist auf der Grundlage der detaillierten Daten von [14] in Abbildung 2-1 dargestellt.



**Abbildung 2-1:** Verlauf der mittleren Abgaberrate von Asse-Salzlösungen (nach Daten aus [14])

Aus Abbildung 2-1 ist ersichtlich, dass in den beiden ersten Quartalen dieses Jahres Salzlösungen im Umfang einer mittleren Rate von  $Q_{\text{Abgabe}} = 12,8 \text{ m}^3/\text{d}$  von der Schachanlage Asse abgegeben wurden. Dieser Wert liegt um ca.  $1 \text{ m}^3/\text{d}$  über dem in Tabelle 2-1 angegebenen Bilanzwert für die gefassten Zutrittslösungen und sonstigen für die Freigabe relevanten Salzlösungen. Diese Differenz muss dem mittleren Wert der durch Leitungsspülungen und aus weiteren Quellen (z. B. unter Tage anfallendes Waschwasser) stammenden Einleitungen in die Speicherbecken auf der 490-m-Sohle entsprechen. Die hierfür abgeschätzte mittlere Rate von  $1 \text{ m}^3/\text{d}$  steht in Übereinstimmung mit einer Angaben von der Schachanlage Asse, wonach aus dem Brunnen bei Schacht 4 typisch etwa  $1,5 \text{ m}^3/\text{d}$  Süßwasser gefördert werden, das jedoch zum Teil auch zur Herstellung von Baustoffen verwendet wird. Für überschlägige Abschätzungen kann dementsprechend davon ausgegangen werden, dass die mittlere Einspeisung in die Speicherbecken der 490-m-Sohle insgesamt bei ca.  $12,8 \text{ m}^3/\text{d}$  lag (neben  $11,8 \text{ m}^3/\text{d}$  Zutrittslösungen / sonstigen Salzlösungen,  $1 \text{ m}^3/\text{d}$  Betriebswasser).

### 3. STANDORTDATEN UND ANNAHMEN ZU EXPOSITIONSSZENARIEN

Die freigegebenen Salzlösungen wurden/werden mit Tankwagen zu den Abnehmern transportiert und dort zur Verfüllung/Stabilisierung anderer ehemaliger Salzbergwerke genutzt. Zur Berechnung von Freigabewerten wird von der in Abschnitt 2.4 genannten mittleren Abgaberate von 12,8 m<sup>3</sup>/d ausgegangen, die einer jährlichen Abgabe von 4.670 m<sup>3</sup>/a entspricht. Für Dosisberechnungen wird dieser Wert konservativ um 20 % auf 5.600 m<sup>3</sup>/a erhöht. Damit soll ein denkbarer Anstieg der in den nächsten Jahren zu entsorgenden Volumina an Asse-Salzlösungen berücksichtigt werden.

#### 3.1. Nutzung von Asse-Salzlösungen zur Flutung/Verwahrung ehemaliger Salzbergwerke

Gemäß [14] wurden ab 2005 von der Schachtanlage Asse freigegebene Salzlösungen hauptsächlich an die K+S AG (Inaktive Werke) zur Flutung der ehemaligen Salzbergwerke Hope (ca. 12.696 m<sup>3</sup>), Mariagluck (ca. 5.932 m<sup>3</sup>) und Salzetfurth (ca. 1.429 m<sup>3</sup>) abgegeben. Nachfolgend werden zunächst einige allgemeine Informationen zu diesen drei Standorten zusammengefasst.

##### 3.1.1. Flutung des ehemaligen Salzbergwerks Hope

Die Flutung der Grubengebäudes des ca. 10 km südlich von Schwarmstedt gelegenen ehemaligen Salzbergwerks Hope (Doppelschachtanlage Adolfsglück/Hope) ist weitgehend (bis auf die restliche Verfüllung einer Luftblase im Oberwerksbau; siehe Abbildung 3-1) abgeschlossen.

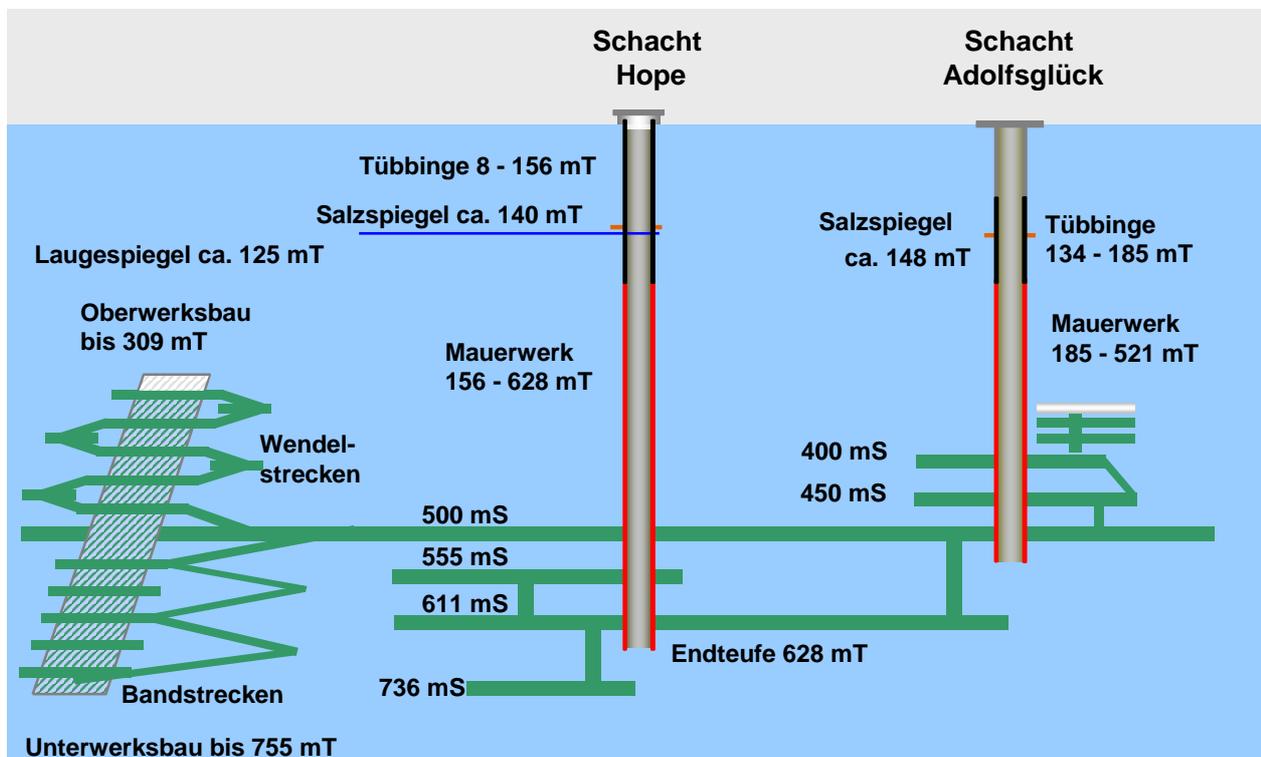


Abbildung 3-1: Flutung des ehemaligen Salzbergwerks Hope (aus [15])

Gemäß Mitteilung der K+S AG [16] hatte die Luftblase in den Oberwerksbauen in 2005 noch ein geschätztes Volumen von 30.000 m<sup>3</sup>. Durch seitdem erfolgte Einleitung von Asse-Salzlösungen und die Zuflüsse an ungesättigten Medien aus dem Tübbingbereich in Höhe von ca. 8 m<sup>3</sup>/d hat sich das Volumen der Luftblase erheblich reduziert. Zum Stand August 2008 wurde ein Restvolumen von ca. 7.400 m<sup>3</sup> abgeschätzt, das weiter geflutet werden soll. In [16] wurde hierzu vermerkt: *"Der Zeitablauf dieser Flutung hängt von mehreren Faktoren ab, so dass sich ein genaues Flutungsende zurzeit nicht abschätzen lässt. Ohne die Lieferung weiterer Asse-Lösung würde sich durch den genannten Zufluss das Restvolumen binnen 2,5 Jahren selber mit ungesättigten Medien fluten, was jedoch durch K+S-IW nicht gewünscht ist."*

### 3.1.2. Flutung des ehemaligen Salzbergwerks Mariagluck

Die Flutung des ca. 12 km nordöstlich von Celle gelegenen ehemaligen Salzbergwerks Mariagluck (Doppelschachtanlage Mariagluck/Habighorst), das einen Flutungshohlraum von ca. 5,4 Mio. m<sup>3</sup> aufweist, soll planmäßig bis 2013 weitgehend abgeschlossen werden. In den zentralen Bereich des Grubengebäudes Mariagluck wird über eine Pumpleitung aus dem nahe gelegenen Bach Aschau entnommenes Wasser eingeleitet. Schachtnahe Grubenbaue werden dagegen über eine separate Leitung mit Salzlösungen gefüllt, wozu bislang hauptsächlich Asse-Salzlösungen verwendet wurden. Dazu wird eine Leitung aus der so genannten Entladehalle genutzt (siehe Abbildung 3-2).

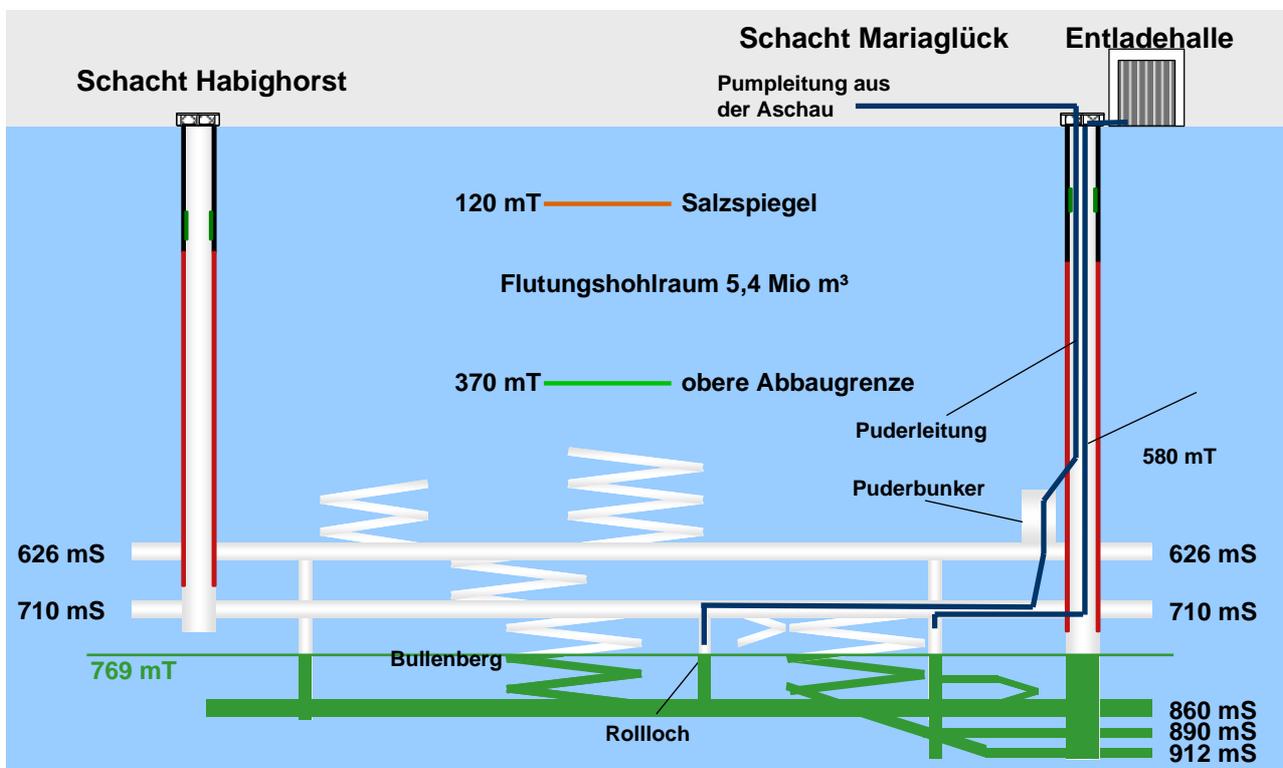


Abbildung 3-2: Flutung des ehemaligen Salzbergwerks Mariagluck (aus [15])



### **3.1.3. Schachtverfüllung des ehemaligen Salzbergwerks Salzdetfurth**

Im ehemaligen Salzbergwerk Salzdetfurth wurden/werden Asse-Salzlösungen nur im Rahmen der Schachtverfüllung/Schachtabdichtung verwendet. Das Bergwerk selber blieb/bleibt ungeflutet. In [16] wurde hierzu ausgeführt, dass die Salzlösungen als "Aktivierungsmedium" in einer Kies-schüttung zwischen dem Salinardichtelement (unten, Bentonit) und dem Deckgebirgsdichte-element (oben, Ton) liegen. Durch die vollständige und geprüfte Verfüllung der Schächte zusammen mit dem vorhanden gebliebenen Schachtausbau ist mit Konvergenz im Bereich dieser Kiesfüllung nicht zu rechnen. Am Standort Salzdetfurth werden 3 Schächte verwahrt, wobei die Verfüllungen von zwei Schächten bereits abgeschlossen sind. In den noch nicht abschließend verwahrten Schacht 3 wurden erst 87 m<sup>3</sup> Asse-Salzlösungen eingefüllt.

Der Schacht 3 hat einen Durchmesser von 5,2 m. Über der unteren, aus Bentonit bestehenden Abdichtung, befindet sich eine 140,3 m hohe Kiesfüllung mit einer Porosität von 38 %, die mit Asse-Salzlösungen gefüllt werden soll. Darüber wird im Deckgebirge eine Dichtung aus Ton eingebaut. Zur Auffüllung der Hohlräume der Kiesfüllung werden nach diesen markscheiderischen Daten unter Beachtung der bereits eingeleiteten 87 m<sup>3</sup> noch 1045 m<sup>3</sup> Salzlösung benötigt.

### **3.2. Expositionsszenarien zu potentiellen Strahlenexpositionen der Bevölkerung**

Zur Berechnung standortbezogener Freigabewerte nach § 29 der StrlSchV [4] i. V. m. StrlSchV Anlage IV Teil A Nr. 2 und Anlage VII und dem "Entwurf der Allgemeinen Verwaltungsvorschrift zu § 47 StrlSchV" [17] werden drei Expositionsszenarien betrachtet.

Zunächst sind Strahlenexpositionen der Arbeitnehmer beim Transport der Salzlösungen zu den betrachteten Nutzungsstandorten abzuschätzen (**Szenario 1**). Zu potentiellen Strahlenexpositionen der Bevölkerung wird hypothetisch eine Freisetzung von Flutungswässern dieser ehemaligen Salzbergwerke in die Biosphäre betrachtet. Hierzu werden die beiden Szenarien einer Nutzung von kontaminiertem Grundwasser über einen Hausbrunnen (**Szenario 2**) sowie der Nutzung von Oberflächenwasser (**Szenario 3**) des im jeweiligen Gebiet potentiell betroffenen Vorfluters betrachtet.

Bei intakter hydraulischer Barriere (Salzgestein) treten keine Wässer aus gefluteten Grubenbauen in die umgebende Geosphäre und die Biosphäre aus. Dies wäre nur in den Fällen schon bestehender oder unter Einfluss von Konvergenz entstehender Wasserwegsamkeiten möglich. Ein Auspressen von Flutungswässern durch Konvergenz der Grubengebäude ist somit rein hypothetisch, kann aber ohne eine genauere Untersuchung nicht ausgeschlossen werden. Um auch diesen Fall hypothetischer Wasserwegsamkeiten abzudecken, werden potentielle Strahlenexpositionen der Bevölkerung in den Szenarien 2 und 3 konservativ mit einem rechnerischen Ansatz zur Freisetzung der Salzlösungen betrachtet. Zur Ableitung von Freigabewerten wird angesetzt, dass 5.600 m<sup>3</sup>/a Flutungswässer ausgepresst werden, was dem konservativen Wert zur Abgabe von Salzlösungen aus der Schachanlage Asse entspricht.

Zur Vermischung der Asse-Salzlösungen mit anderen (nicht kontaminierten) Flutungswässern in den Bergwerken Hope und Mariagluck konnten keine belastbaren Daten bereitgestellt werden, auch wenn qualitativ eine erhebliche Vermischung anzunehmen ist. Bei den folgenden Berechnungen wird deshalb konservativ keine Vermischung der Asse-Salzlösungen mit anderen, entsprechend ihrer Herkunft sicher unkontaminierten Laugen oder Wässern in den Grubengebäude berücksichtigt.

Es wird zudem konservativ angenommen, dass in den ersten Jahren ausschließlich die in schacht-nahe Grubenhohlräume eingebrachten Salzlösungen freigesetzt würden. Da eine Verzögerung der Auspressung und damit der radioaktiven Zerfall relevanter Radionuklide bis zur Freisetzung nicht berücksichtigt wird<sup>4</sup>, entspricht die angesetzte Freisetzungsrates in den Szenarien 2 und 3 einer hypothetischen Direkteinleitung der Asse-Salzlösungen in das Grund- bzw. Oberflächenwasser.

Dieses gedankliche Bild verdeutlicht die sehr große Konservativität, die hier zur Berechnung von Freigabewerten angesetzt wird. Für die Dosisberechnungen implizieren diese Ansätze, dass der Zufluss kontaminierter Salzlösungen in das Grund- bzw. Oberflächenwasser auf einen Zeitraum von 5 Jahren begrenzt ist, da die längste Dauer eine Nutzung von Asse-Salzlösungen (für die Flutung des Grubengebäudes Mariagluck) nur bis zum Jahr 2013 reicht und die für die Expositionsszenarien 2 und 3 hypothetisch angesetzte Freisetzungsrates mit der jährlichen Verbringung übereinstimmt.

Das Teilszenario der landwirtschaftlichen Nutzung eines Überschwemmungsgebiets, wie in [17] bezüglich einer Einleitung kontaminierter Wässer in Fließgewässer beschrieben, ist für die hier betrachten drei Fälle nicht relevant, da die potentiellen Überschwemmungsgebiete für eine landwirtschaftliche Nutzung zu klein sind. Die fünf betrachteten Teilszenarien T (Trinkwasser), V (Viehtränke), B (Beregnung), F (Fischverzehr) und U (Ufersediment) gewährleisten eine konservative Berechnung potentieller Strahlenexpositionen der Bevölkerung.

### **3.3. Generelle und standortbezogene Ansätze und Parameter**

Für die betrachteten 3 Szenarien sind weitere Ansätze zu relevanten Parametern erforderlich.

Szenario 1: Strahlenexposition eines Tankwagenfahrers beim Transport von Asse-Salzlösungen

Strahlenexpositionen der Tankwagenfahrer können nur durch äußere Gammastrahlung resultieren und sind deshalb nicht für alle Radionuklide relevant. Nach [18] erfolgte der Transport von Salzlösungen zur Schachanlage Mariagluck in monatlichen Förderkampagnen mit jeweils 20 Fahrten, wobei über 2 Tage 5 LKW eingesetzt werden, die jeweils 4 Fahrten realisierten. Eine Tour von der Schachanlage Asse nach Mariagluck dauerte etwa 1,5 h. Daraus resultiert eine realistisch abgeschätzte jährliche Expositionszeit der Fahrer von  $t_{exp} = (1,5 \text{ h/Fahrt}) \times (48 \text{ Fahrten/a}) = 72 \text{ h/a}$ .

Zur Berechnung von Freigabewerten werden konservativere Annahmen getroffen. Zu detaillierte Annahmen zur Organisation des Transports könnten für eine Freigabegenehmigung hinderlich sein. Deshalb wird nachfolgend konservativ angesetzt, dass der Transport von Asse-Salzlösungen zu den Nutzungsstandorten nur durch einen Fahrer realisiert wird. Gemäß [14] wurden die Tankwagen mit ca.  $20 \text{ m}^3$  Salzlösung gefüllt (überwiegend sogar mit 21 bis  $23 \text{ m}^3$ ). Bei Ansatz des konservativen Wertes zur jährlichen Abgabemenge von  $5.600 \text{ m}^3/\text{a}$  wären pro Jahr rund 280 Fahrten erforderlich. Die Fahrzeit zu den betrachteten Standorten liegt gemäß [16] und [18] zwischen ca. 1,5 Stunden (Salzdetfurth und Mariagluck) und 2 Stunden (Hope). Zur Vereinfachung der Berechnungen wird konservativ für den Transport von Asse-Salzlösungen zu den drei potentiellen Abnehmern mit einer

---

<sup>4</sup> Die Vernachlässigung des radioaktiven Zerfalls bringt für die wichtigen Leitnuclide H-3 (Halbwertszeit von 12,3 a) und Cs-137 (Halbwertszeit von 30,2 a), aber auch für weitere potentiell relevante Radionuklide wie Co-60 (Halbwertszeit von 5,3 a), Sr-90 (Halbwertszeit von 28,5 a) und Pb-210 (Halbwertszeit von 22,3 a) eine erhebliche Konservativität in die Abschätzungen von potentiellen Strahlenexpositionen der Bevölkerung ein.

einheitlichen Fahrzeit von 2 Stunden gerechnet. Dies entspricht einer (standortunabhängigen) Expositionszeit des Tankwagenfahrers von  $t_{\text{exp}} = 560 \text{ h/a}$ .

**Szenario 2:** Strahlenexposition über den Wasserpfad durch Nutzung von kontaminiertem Grundwasser aus einem Brunnen

Gemäß [17] wird eine Nutzung von Brunnenwasser über die Teilszenarien Trinkwasser (T), Viehtränke (V) und Beregnung (B) betrachtet. Konservativ wird der radioaktive Zerfall im Zeitraum zwischen der Einbringung der Asse-Salzlösungen in ein Grubengebäude und dem Eintritt kontaminierter Lauge in einen durch Brunnen genutzten Grundwasserleiter vernachlässigt. Eine Sorption von Radionukliden während des Transports der Lauge aus dem Grubengebäude in den Grundwasserleiter wird ebenfalls nicht berücksichtigt. Im Grundwasserleiter erfolgt eine Verdünnung der Lauge mit Süßwasser. Da zu Parametern eines potentiell betroffenen Grundwasserleiters keine Daten vorliegen, wird lediglich für eine Nutzbarkeit des Wassers mit einer Mindestverdünnung der in die Biosphäre eingetragenen Salzlösung mit Süßwasser um einen Faktor von  $f_V = 500$  gerechnet. Da dieser Parameter standortunabhängig angesetzt wird, sind die für das Szenario 2 berechneten Dosiskonversionsfaktoren und die daraus resultierenden Freigabewerte auch standortunabhängig.

**Szenario 3:** Strahlenexposition über den Wasserpfad durch Nutzung von kontaminiertem Oberflächenwasser aus dem potentiell betroffenen Vorfluter

Gemäß [17] werden zur Nutzung von Oberflächenwasser neben den drei o. g. Teilszenarien T, V, und B auch potentielle Strahlenexpositionen infolge Fischfang (F) und Aufenthalt auf Ufersediment (U) berücksichtigt.

Die Verdünnung der (hypothetisch) kontaminierten Salzlösung mit dem Süßwasser in Vorflutern kann auf Basis der jeweiligen mittleren Abflussraten abgeschätzt werden. Die hierzu in [16] und [19] zu den jeweiligen Vorflutern durch die K+S AG, Inaktive Werke, übermittelten Angaben und die daraus berechneten Verdünnungsfaktoren  $f_V$  sind in der Tabelle 3-1 zusammengestellt.

**Tabelle 3-1:** Berechnung standortbezogener Verdünnungsfaktoren bei Einleitung von  $5.600 \text{ m}^3/\text{a}$  Salzlösung in hypothetisch betroffene Vorfluter (Angaben zu den mittleren Abflussraten der Vorfluter an den Standorten Hope, Mariagluck und Salzdetfurth aus [16]/[19])

Standort	Hope	Mariagluck	Salzdetfurth
Vorfluter	Grindau	Aschau	Lamme
mittlere Abflussrate Vorfluter [ $\text{m}^3/\text{s}$ ]	0,24	0,71	0,86
Verdünnungsfaktor [-]	1400	4000	4800



#### **4. FREIGABEWERTE FÜR POTENTIELL RELEVANTE RADIONUKLIDE**

Für die Nutzung von Asse-Salzlösungen zur Flutung des ehemaligen Salzbergwerkes Mariagluck waren auf der Grundlage der in Abschnitt 3.2 erläuterten Szenarien und der Ansätze und Parameter für Dosisabschätzungen aus Abschnitt 3.3 Freigabewerte für die beiden Leitnuklide H-3 und Cs-137 bereits in [6] berechnet worden. In [7] waren die Berechnungen von Dosiskonversionsfaktoren und Freigabewerten auf insgesamt 16 potentiell relevante Radionuklide bzw. Zerfallsketten ausgedehnt worden. Im vorliegenden Kapitel werden die für alle potentielle relevanten Radionuklide analog durchgeführten Berechnungen erläutert und die entsprechenden Ergebnisse zusammengestellt. Im Unterschied zu [6] und [7] werden hierzu auch die möglichen Annahmestandorte Hope und Salzdetfurth einbezogen. Nach Abschnitt 3.3 resultieren dadurch Veränderungen zum Szenario 1, für das nun einheitlich mit einer Expositionszeit des Tankwagenfahrers von 560 h/a gerechnet wird (für den Standort Mariagluck wurde in [5] und [6] mit einer Expositionszeit von 360 h/a gerechnet). Für das Szenario 3 werden standortabhängige Verdünnungsfaktoren nach Tabelle 3-1 berücksichtigt.

Mit diesem Bericht liegen nun entsprechend dem in [8] dargestellten LAW-Nuklidinventar der Schachanlage Asse Freigabewerte für alle potentiell relevanten Radionuklide vor.

##### **4.1. Potentiell relevante Radionuklide nach Aktivitätsinventar**

Die Tabelle 5.1 des Berichts [8] enthält für alle Einlagerungskammern eine Aufschlüsselung des Aktivitätsinventars nach langlebigen Radionukliden für das Bezugsdatum 01.01.1980. In Tabelle 5.2 des Berichts [8] ist das daraus berechnete Aktivitätsinventar für den 01.01.2003 aufgeführt. Wir haben analoge Berechnungen für das Bezugsdatum 01.09.2008 durchgeführt, deren Ergebnisse für die weiteren Berechnungen verwendet werden. Die mittelaktiven Abfälle, die in der Kammer 8a auf der 511-m-Sohle eingelagert sind, müssen hier nicht betrachtet werden, da keine potentiellen Pfade einer Kontamination der gefassten Zutrittslösungen durch diese Abfälle vorhanden sind.

In der Tabelle 4-1 sind die Ergebnisse der Inventarberechnungen für die Summe aller LAW und für die im Einzugsbereich der Zutrittslösungen liegenden Kammern 4, 8 und 10 auf der 750-m-Sohle zusammengestellt. Alle Radionuklide, die wegen der Höhe ihrer Aktivität und/oder Mobilität für die Freigabe relevant sein könnten, sind fett hervorgehoben. Nicht weiter betrachtet werden danach: Be-10, Ca-41, Rb-87, Pd-107, Ho-166m, Pu-244, Cm-245, Cm-246 und Cf-249.

Die 5. Spalte von Tabelle 4-1 enthält für einige Radionuklide, die nicht gemessen werden müssen bzw. nicht mit vertretbarem Aufwand oder nicht in der vorgegeben Zeit gemessen werden können, ein Bezugsnuklid. Die Aktivität des Nuklids der entsprechenden Zeile wird dann auf Basis der Relationen der entsprechenden Aktivitätsinventare (Spalten 6 bzw. 7) rechnerisch abgeschätzt. Hierzu wird konservativ der höhere Wert der beiden Relationen (alle LAW bzw. für die im Bereich der Zutrittslösungen liegenden Kammern 4, 8 und 10; fett hervorgehoben) verwendet.

Eine Rückfrage bei HZM ergab, dass ein Inventar an Th-230 wahrscheinlich ist, zurzeit aber noch keine Abschätzungen für dieses Radionuklid vorliegen. Deshalb wird Th-230 zusätzlich in die weiteren Betrachtungen zur Freigabe von gefassten Zutrittslösungen einbezogen.

Tabelle 4-1: LAW-Inventar (Aktivität in Bq) für den 01.09.2008 und Relationen auf Bezugsnuklide

Nuklid	T <sub>1/2</sub> in a	Σ alle LAW	Σ Ka 4, 8, 10	Bezugsnuklid	Relation LAW	Relation Ka4,8,10
H-3	1,23E+01	6,31E+11	1,22E+11			
Be-10	1,60E+06	1,93E+03	4,71E+00			
C-14	5,73E+03	3,63E+12	8,41E+11			
Cl-36	3,01E+05	8,95E+09	1,98E+08			
Ca-41	1,03E+05	2,94E+06	8,97E+04			
Co-60	5,27E+00	6,67E+12	7,91E+10			
Ni-59	7,60E+04	1,22E+11	2,02E+08	Co-60	1,8E-02	2,6E-03
Ni-63	1,01E+02	7,85E+13	1,56E+12	Co-60	1,2E+01	2,0E+01
Se-79	1,10E+06	2,41E+09	2,02E+07	Tc-99	2,5E-02	3,5E-03
Rb-87	4,75E+10	1,25E+05	9,45E+02			
Sr-90	2,88E+01	1,63E+14	1,54E+12			
Zr-93	1,53E+06	9,43E+09	8,04E+07	Nb-94	1,4E-01	4,0E-02
Nb-94	2,00E+04	6,56E+10	2,02E+09			
Mo-93	4,00E+03	1,19E+08	8,15E+05	Tc-99	1,2E-03	1,4E-04
Tc-99	2,14E+05	9,74E+10	5,70E+09			
Pd-107	6,50E+06	5,25E+08	3,83E+06			
Ag-108m	4,18E+02	1,84E+10	4,68E+08			
Cd-113m	1,41E+01	4,66E+10	5,63E+08	Co-60	7,0E-03	7,1E-03
Sn-126	2,30E+05	3,30E+09	3,88E+07	Pb-210	2,5E-02	8,6E-03
Sb-125	2,76E+00	1,09E+10	6,53E+07			
I-129	1,61E+07	1,97E+08	1,82E+06			
Cs-135	2,30E+06	2,32E+09	1,78E+07	Cs-137	7,5E-06	4,2E-06
Cs-137	3,00E+01	3,10E+14	4,24E+12			
Ba-133	1,05E+01	1,06E+11	7,64E+10			
Sm-151	9,00E+01	2,70E+12	3,11E+10	Eu-154	1,2E+00	3,8E+00
Eu-152	1,35E+01	8,04E+09	4,64E+07			
Eu-154	8,59E+00	2,32E+12	8,20E+09			
Ho-166m	1,20E+03	9,06E+05	3,01E+03			
Pb-210	2,22E+01	1,30E+11	4,53E+09			
Ra-226	1,60E+03	1,99E+11	6,72E+09			
Ra-228	5,75E+00	3,43E+11	1,96E+11			
Th-232	1,41E+10	3,54E+11	2,02E+11			
Pa-231	3,28E+04	3,92E+09	3,70E+08	U-235	7,5E-02	1,4E-02
U-232	6,98E+01	5,54E+08	3,68E+07	U-236	4,5E-02	5,6E-02
U-233	1,59E+05	2,13E+09	1,27E+06			
U-234	2,46E+05	1,32E+12	5,93E+11			
U-235	7,04E+08	5,23E+10	2,59E+10			
U-236	2,37E+07	1,24E+10	6,61E+08			
U-238	4,47E+09	1,26E+12	5,70E+11			
Np-237	2,14E+06	2,00E+09	2,85E+07	Pu-238	5,4E-05	3,2E-05
Pu-238	8,77E+01	3,66E+13	9,02E+11			
Pu-239	2,41E+04	1,84E+13	4,87E+11			
Pu-240	6,56E+03	2,14E+13	5,25E+11			
Pu-241	1,43E+01	7,98E+14	1,79E+13	Pu-238	2,2E+01	2,0E+01
Pu-242	3,74E+05	4,45E+10	1,07E+09	Pu-238	1,2E-03	1,2E-03
Pu-244	8,00E+07	5,63E+03	1,40E+02			
Am-241	4,33E+02	1,00E+14	2,32E+12			
Am-242m	1,41E+02	1,59E+10	6,79E+07	Am-241	1,6E-04	2,9E-05
Am-243	7,37E+03	3,83E+10	1,18E+08	Am-241	3,8E-04	5,1E-05
Cm-243	3,00E+01	1,54E+10	3,66E+07	Am-241	1,5E-04	1,6E-05
Cm-244	1,80E+01	6,81E+11	1,94E+09	Am-241	6,8E-03	8,4E-04
Cm-245	8,50E+03	2,09E+08	4,98E+05			
Cm-246	4,73E+03	2,68E+08	5,30E+05			
Cf-249	3,51E+02	3,10E+03	0,00E+00			

#### 4.2. Berechnung von Dosiskonversionsfaktoren

Gemäß Tabelle 4-1 sind unter Berücksichtigung der beiden Thoriumisotope Th-230 und Th-228 insgesamt für 47 Radionuklide bzw. Zerfallsketten Freigabewerte zu bestimmen. Hierzu wurden zunächst für die drei in Kapitel 3 erläuterten Szenarien **Dosiskonversionsfaktoren  $h_S$  (S = 1 bis 3)** berechnet. In der Einheit (Sv/a)/(Bq/l) stellen sie für das jeweilige Szenario die potentielle effektive Dosis der Referenzpersonen bezogen auf eine Aktivitätskonzentration der Asse-Salzlösung von 1 Bq/l des jeweiligen Radionuklids dar. Für Radionuklide mit kurzlebigen Tochternukliden werden diese in Zerfallsketten berücksichtigt, was durch übliche Bezeichnungen für die im radioaktiven Gleichgewicht stehenden Nuklide deutlich gemacht wird (z. B. sind in Dosiskonversionsfaktoren für Cs-137<sub>+</sub> Beiträge des Tochternuklids Ba-137m enthalten). Die Tabelle 4-2 gibt eine Übersicht über potentiell relevante Radionuklide, für deren kurzlebige Töchter radioaktives Gleichgewicht mit den Mutternukliden anzunehmen ist. In einzelnen Fällen enthalten die Zerfallsketten (konservativ) auch langlebige Tochternuklide (z. B. Pa-231<sub>+</sub> und Pb-210<sub>+</sub>).

Eine Besonderheit stellt U-232 dar, dessen Tochter Th-228 mit einer Halbwertszeit von 1,9 a relativ langlebig ist und für das (inkl. kurzlebiger Tochternuklide) eigene Dosiskonversionsfaktoren für Th-228<sub>+</sub> berechnet werden. Der Aufbau von Th-228 durch den Zerfall von U-232 wird aber in den Dosisberechnungen für U-232 berücksichtigt, da er besonders für die Expositionspfade Beregnung (B) und Ufersediment (U) für den Betrachtungszeitraum von 5 Jahren relevante Beiträge liefert.

Tabelle 4-2: Übersicht zu Zerfallsketten mit radioaktivem Gleichgewicht zwischen Mutternuklid und angegebenen Tochternukliden

Zerfallskette	Mutternuklid und Tochternuklid(e) im radioaktivem Gleichgewicht
Sr-90 <sub>+</sub>	Sr-90, Y-90
Zr-93 <sub>+</sub>	Zr-93, Nb-93m
Mo-93 <sub>+</sub>	Mo-93, Nb-93m (0,88)
Ag-108m <sub>+</sub>	Ag-108m, Ag108
Sn-126 <sub>+</sub>	Sn-126, Sb-126m, Sb-126 (0,14)
Sb-125 <sub>+</sub>	Sb-125, Te-125m
Cs-137 <sub>+</sub>	Cs-137, Ba-137m
Pb-210 <sub>+</sub>	Pb-210, Bi-210, Po-210
Ra-226 <sub>+</sub>	Ra-226, Rn-222, Po-218, Pb-214, Bi-214, Po-214
Ra-228 <sub>+</sub>	Ra-228, Ac-228
Th-228 <sub>+</sub>	Th-228, Ra-224, Rn-220, Po-216, Pb-212, Bi-212, Po-212 (0,64), Tl-208 (0,36)
Pa-231 <sub>+</sub>	Pa-231, Ac-227, Th-227, Ra-223, Rn-219, Po-215, Pb-211, Bi-211, Tl-207
U-235 <sub>+</sub>	U-235, Th-231
U-238 <sub>+</sub>	U-238, Th-234, Pa-234m
Np-237 <sub>+</sub>	Np-237, Pa-233
Am-242m <sub>+</sub>	Am-242m, Np-238 (0,0045), Am-242 (0,9955) Cm-242 (0,8233)
Am-243 <sub>+</sub>	Am-243, Np-239

#### 4.2.1. Dosiskonversionsfaktoren zum Szenario 1 (Tankwagenfahrer)

Für das Szenario 1 wurden zur potentiellen Strahlenexposition des Tankwagenfahrers durch äußere Gammastrahlung während des Transports von Salzlösungen von der Schachanlage Asse zu den möglichen Abnehmern mit dem Programm MicroShield V6.02 Dosisleistungskonversionsfaktoren in (Sv/h)/(Bq/l) berechnet. Mit der angesetzten Expositionszeit von  $t_{exp} = 560$  h/a resultieren daraus Dosiskonversionsfaktoren  $h_1$  in (Sv/a)/(Bq/l). Die Ergebnisse dieser Berechnung sind in Tabelle 4-3 für alle betrachtete Radionuklide/Zerfallsketten zusammengefasst. Für einige Radionuklide ist das Szenario 1 nicht relevant (keine Strahlenexposition durch äußere Gammastrahlung).

Tabelle 4-3: Dosiskonversionsfaktoren  $h_1$  in (Sv/a)/Bq/l für das Szenario 1 (Tankwagenfahrer)

Nuklid(e)	$h_1$	Nuklid(e)	$h_1$	Nuklid(e)	$h_1$
H-3	nicht relevant	I-129	1.5E-14	U-234	4.1E-13
C-14	nicht relevant	Cs-135	nicht relevant	U-235 <sub>+</sub>	2.2E-09
Cl-36	nicht relevant	Cs-137 <sub>+</sub>	1.6E-08	U-236	1.0E-13
Co-60	7.9E-08	Ba-133	7.1E-09	U-238 <sub>+</sub>	4.7E-10
Ni-59	nicht relevant	Sm-151	3.9E-30	Np-237 <sub>+</sub>	3.7E-09
Ni-63	nicht relevant	Eu-152	3.2E-08	Pu-238	1.1E-14
Se-79	nicht relevant	Eu-154	3.9E-08	Pu-239	3.8E-13
Sr-90 <sub>+</sub>	9.2E-12	Pb-210 <sub>+</sub>	1.3E-13	Pu-240	1.0E-14
Zr-93 <sub>+</sub>	9.9E-36	Ra-226 <sub>+</sub>	5.2E-08	Pu-241	nicht relevant
Nb-94	4.6E-08	Ra-228 <sub>+</sub>	2.8E-08	Pu-242	1.3E-14
Mo-93 <sub>+</sub>	6.6E-35	Th-228 <sub>+</sub>	5.1E-08	Am-241	1.6E-11
Tc-99	2.2E-15	Th-230	1.8E-12	Am-242m <sub>+</sub>	1.5E-10
Ag-108m <sub>+</sub>	4.4E-08	Th-232	5.2E-13	Am-243 <sub>+</sub>	2.2E-09
Cd-113m	nicht relevant	Pa-231 <sub>+</sub>	7.9E-09	Cm-243	1.6E-09
Sn-126 <sub>+</sub>	4.8E-08	U-232	1.1E-12	Cm-244	8.6E-15
Sb-125 <sub>+</sub>	1.0E-08	U-233	1.5E-12		

#### 4.2.2. Dosiskonversionsfaktoren zum Szenario 2 (Grundwassernutzung über Brunnen)

Die Dosiskonversionsfaktoren zum Szenario S2 wurden mit den in [17] für die drei Teilszenarien Trinkwasser (T), Viehtränke (V) und Beregnung (B) dargelegten Ansätzen berechnet. In Anhang B sind für alle 47 betrachteten Radionuklide/Zerfallsketten die Ergebnisse detailliert (aufgeschlüsselt nach den Beiträgen der einzelnen Teilszenarien und Expositionspfade) aufgeführt.

In Tabelle 4-4 sind die wesentlichen Ergebnisse zusammengefasst (ohne Aufschlüsselung nach den Teilszenarien und Expositionspfaden). Der nach Altersgruppen maximale Dosiskonversionsfaktor ist jeweils fett hervorgehoben.

Tabelle 4-4: Dosiskonversionsfaktoren  $h_2$  zum Szenario 2 (Grundwassernutzung über Brunnen mit den Teilszenarien Trinkwasser (T), Viehtränke (V), Beregnung (B)); in (Sv/a)/(Bq/l)

Nuklid(e)	<1a(mMM)	<1a(oMM)	>1-2a	>2-7a	>7-12a	>12-17a	>17a
H-3	<b>6,97E-11</b>	5,14E-11	6,21E-11	5,03E-11	4,37E-11	3,77E-11	3,99E-11
C-14	1,20E-08	7,53E-09	<b>1,91E-08</b>	1,79E-08	1,67E-08	1,27E-08	1,23E-08
Cl-36	1,20E-07	9,72E-08	<b>1,72E-07</b>	1,47E-07	1,04E-07	7,37E-08	5,68E-08
Co-60	3,75E-08	<b>4,65E-08</b>	2,81E-08	3,08E-08	2,43E-08	1,98E-08	9,55E-09
Ni-59	<b>9,45E-10</b>	7,96E-10	8,19E-10	5,57E-10	3,66E-10	2,57E-10	2,13E-10
Ni-63	<b>2,36E-09</b>	1,99E-09	2,02E-09	1,35E-09	9,30E-10	6,33E-10	5,07E-10
Se-79	2,63E-07	1,79E-07	<b>3,62E-07</b>	2,79E-07	2,27E-07	6,90E-08	4,19E-08
Sr-90 <sub>+</sub>	2,38E-07	<b>2,83E-07</b>	1,43E-07	1,27E-07	1,73E-07	2,38E-07	8,97E-08
Zr-93 <sub>+</sub>	4,18E-09	4,44E-09	5,19E-09	<b>8,04E-09</b>	6,81E-09	6,28E-09	7,11E-09
Nb-94	3,41E-08	3,45E-08	4,74E-08	<b>8,15E-08</b>	6,71E-08	5,03E-08	4,55E-08
Mo-93 <sub>+</sub>	8,55E-09	1,07E-08	1,36E-08	<b>1,70E-08</b>	1,50E-08	1,29E-08	1,23E-08
Tc-99	<b>5,26E-08</b>	1,93E-08	1,56E-08	1,67E-08	1,16E-08	8,46E-09	7,10E-09
Ag-108m <sub>+</sub>	8,67E-08	7,12E-08	<b>1,09E-07</b>	6,84E-08	4,91E-08	3,26E-08	2,22E-08
Cd-113m	1,23E-07	<b>1,25E-07</b>	7,98E-08	8,16E-08	7,11E-08	6,36E-08	6,40E-08
Sn-126 <sub>+</sub>	6,39E-08	7,91E-08	8,74E-08	<b>1,11E-07</b>	8,53E-08	6,09E-08	5,31E-08
Sb-125 <sub>+</sub>	<b>1,88E-08</b>	1,46E-08	1,13E-08	1,13E-08	8,20E-09	5,81E-09	4,99E-09
I-129	3,18E-07	1,80E-07	3,34E-07	3,98E-07	<b>5,28E-07</b>	4,34E-07	3,62E-07
Cs-135	7,10E-09	4,88E-09	4,77E-09	6,11E-09	7,39E-09	9,88E-09	<b>1,05E-08</b>
Cs-137 <sub>+</sub>	3,62E-08	2,49E-08	2,47E-08	3,43E-08	4,32E-08	6,38E-08	<b>6,77E-08</b>
Ba-133	1,19E-08	<b>1,84E-08</b>	6,10E-09	5,63E-09	7,89E-09	1,37E-08	3,12E-09
Sm-151	8,33E-10	<b>1,25E-09</b>	6,18E-10	5,20E-10	3,82E-10	2,57E-10	2,36E-10
Eu-152	8,82E-09	<b>1,33E-08</b>	7,10E-09	6,42E-09	4,94E-09	3,61E-09	3,34E-09
Eu-154	1,37E-08	<b>2,07E-08</b>	1,15E-08	1,01E-08	7,74E-09	5,30E-09	4,76E-09
Pb-210 <sub>+</sub>	<b>4,11E-05</b>	2,91E-05	1,24E-05	1,04E-05	8,37E-06	7,09E-06	4,39E-06
Ra-226 <sub>+</sub>	4,17E-06	<b>4,42E-06</b>	1,30E-06	1,14E-06	1,71E-06	3,47E-06	6,81E-07
Ra-228 <sub>+</sub>	2,61E-05	<b>2,78E-05</b>	7,56E-06	6,10E-06	8,16E-06	1,20E-05	1,65E-06
Th-228 <sub>+</sub>	4,15E-06	<b>5,47E-06</b>	1,22E-06	9,20E-07	7,62E-07	6,11E-07	2,98E-07
Th-230	2,11E-06	<b>3,33E-06</b>	3,72E-07	4,21E-07	3,91E-07	3,95E-07	4,23E-07
Th-232	2,87E-06	<b>4,11E-06</b>	5,57E-07	6,08E-07	6,40E-07	6,88E-07	4,91E-07
Pa-231 <sub>+</sub>	2,83E-05	<b>4,34E-05</b>	5,73E-06	6,12E-06	5,46E-06	5,00E-06	4,43E-06
U-232	1,57E-06	<b>2,27E-06</b>	8,69E-07	8,90E-07	1,02E-06	1,24E-06	7,04E-07
U-233	2,04E-07	<b>3,17E-07</b>	1,38E-07	1,33E-07	1,34E-07	1,47E-07	1,07E-07
U-234	1,99E-07	<b>3,09E-07</b>	1,28E-07	1,27E-07	1,27E-07	1,40E-07	1,02E-07
U-235 <sub>+</sub>	1,90E-07	<b>2,95E-07</b>	1,30E-07	1,24E-07	1,23E-07	1,33E-07	9,91E-08
U-236	1,88E-07	<b>2,92E-07</b>	1,28E-07	1,21E-07	1,20E-07	1,32E-07	9,80E-08
U-238 <sub>+</sub>	2,04E-07	<b>3,17E-07</b>	1,41E-07	1,33E-07	1,29E-07	1,34E-07	1,01E-07
Np-237 <sub>+</sub>	1,01E-06	<b>1,65E-06</b>	2,00E-07	1,99E-07	1,86E-07	2,04E-07	2,27E-07
Pu-238	1,97E-06	<b>3,25E-06</b>	3,63E-07	4,22E-07	3,90E-07	3,97E-07	4,65E-07
Pu-239	2,07E-06	<b>3,42E-06</b>	3,80E-07	4,50E-07	4,40E-07	4,33E-07	5,05E-07
Pu-240	2,07E-06	<b>3,42E-06</b>	3,80E-07	4,50E-07	4,40E-07	4,33E-07	5,05E-07
Pu-241	2,79E-08	<b>4,57E-08</b>	5,22E-09	7,54E-09	8,36E-09	8,68E-09	9,73E-09
Pu-242	1,98E-06	<b>3,25E-06</b>	3,63E-07	4,37E-07	4,24E-07	4,14E-07	4,85E-07
Am-241	1,83E-06	<b>3,01E-06</b>	3,38E-07	3,71E-07	3,62E-07	3,64E-07	4,08E-07
Am-242m <sub>+</sub>	1,79E-06	<b>2,93E-06</b>	3,32E-07	3,61E-07	3,62E-07	3,67E-07	4,08E-07
Am-243 <sub>+</sub>	1,79E-06	<b>2,94E-06</b>	3,43E-07	3,76E-07	3,65E-07	3,65E-07	4,09E-07
Cm-243	1,58E-06	<b>2,60E-06</b>	2,99E-07	2,98E-07	2,60E-07	2,51E-07	3,01E-07
Cm-244	1,42E-06	<b>2,35E-06</b>	2,62E-07	2,56E-07	2,27E-07	2,14E-07	2,40E-07

Anmerkung: In der Tabelle 4-4 stehen für die Altersgruppe "< 1 a" die Abkürzungen mMM für Ernährung mit Muttermilch und oMM für Ernährung ohne Muttermilch.

In den Dosiskonversionsfaktoren zum Szenario 2 ist der Faktor der Verdünnung der Salzlösung mit Süßwasser (im Grundwasserleiter) von  $f_v = 500$  berücksichtigt. Zu den nach [4] und [17] für das Szenario 2 ausgeführten Dosisberechnungen sei vermerkt, dass gemäß Anlage IV Teil A Nr. 2 StrlSchV ohne Konservativitätsfaktoren für Verzehrswerten (d. h. ohne die Faktoren aus Anlage VII Teil B Tabelle 1 Spalte 8 StrlSchV) gerechnet wurde.

#### **4.2.3. Dosiskonversionsfaktoren zum Szenario 3 (Oberflächenwassernutzung aus Vorfluter)**

Die Dosiskonversionsfaktoren zum Szenario 3 wurden mit den in [17] für die fünf Teilszenarien Trinkwasser (T), Fischverzehr (F), Viehtränke (V), Beregnung (B) und Aufenthalt auf Ufersediment (U) dargelegten Ansätzen berechnet. Wie bei den Dosisberechnungen zum Szenario 2 werden die Konservativitätsfaktoren für Verzehrswerten (StrlSchV Anlage VII Teil B Tabelle 1 Spalte 8) nicht berücksichtigt. Für Fisch wurde gemäß [4] und [17] mit 17 % der mittleren Verzehrswerten gerechnet (entspricht dem Anteil von Süßwasserfisch).

Im Szenario 3 wird nach [17] für den Nahbereich eine Fließzeit der in den Vorfluter eingetragenen Kontamination von 10 h für die Ablagerung kontaminierter Schwebstoffe im Ufersediment angesetzt. Dieser Ansatz entspricht auch den Standortgegebenheiten. Eine detaillierte Betrachtung des Fernbereichs (nach Mündung des Vorfluters in das übergeordnete Fließgewässer; am Standort Mariagluck wäre dies z. B. die Mündung der Aschau in die Lachte) ist nicht erforderlich, da hier infolge der weiteren Verdünnung noch geringere potentielle Strahlenexpositionen der Bevölkerung resultieren.

Auf eine detaillierte Darstellung der Ergebnisse mit einer Aufschlüsselung nach den Beiträgen der einzelnen Teilszenarien und Expositionspfade wird hier verzichtet. Die Tabelle 4-5 fasst die Ergebnisse für den Fall des Standortes Mariagluck mit einem Verdünnungsfaktor im Vorfluter von  $f_v = 4000$  (siehe Tabelle 3-1) zusammen. Der nach Altersgruppen maximale Dosiskonversionsfaktor ist wieder jeweils fett hervorgehoben. In der Tabelle 4-5 stehen für die Altersgruppe "< 1 a" die Abkürzungen mMM wieder für Ernährung mit Muttermilch und oMM für Ernährung ohne Muttermilch.

Auf eine analoge Auflistung der Dosiskonversionsfaktoren zum Szenario 3 für die Standorte Hope und Salzdorf kann verzichtet werden, da sich die diesbezüglichen Ergebnisse von den für den Standort Mariagluck in Tabelle 4-5 angegebenen Werten nur durch einen gemeinsamen Faktor unterscheiden, der durch die unterschiedlichen Verdünnungsfaktoren im jeweiligen Vorfluter definiert ist. Entsprechend den in Tabelle 3-1 genannten Verdünnungsfaktoren unterscheiden sich die Dosiskonversionsfaktoren zum Szenario 3 von den Angaben aus Tabelle 4-5

- für den Standort Hope um den Faktor  $4000/1400 = 2,86$  und
- für den Standort Salzdorf um den Faktor  $4000/4800 = 0,833$ .

Es ist ausreichend, diese Umrechnungsfaktoren bei der Gegenüberstellung der Freigabewerte zu berücksichtigen (siehe Abschnitt 4.3).

Tabelle 4-5: Dosiskonversionsfaktoren  $h_3$  zum Szenario 3 (Oberflächenwassernutzung aus dem Vorfluter mit den Teilszenarien T, F, V, B und U) für den Standort Mariaglück; in (Sv/a)/(Bq/l)

Nuklid(e)	<1a(mMM)	<1a(oMM)	>1-2a	>2-7a	>7-12a	>12-17a	>17a
H-3	<b>8,72E-12</b>	6,43E-12	7,77E-12	6,29E-12	5,47E-12	4,72E-12	4,99E-12
C-14	2,32E-09	1,18E-09	<b>4,02E-09</b>	3,25E-09	3,31E-09	2,56E-09	3,02E-09
Cl-36	1,50E-08	1,22E-08	<b>2,16E-08</b>	1,84E-08	1,30E-08	9,23E-09	7,11E-09
Co-60	4,09E-08	<b>4,19E-08</b>	3,76E-08	3,33E-08	3,03E-08	2,74E-08	2,38E-08
Ni-59	<b>1,30E-10</b>	1,08E-10	1,14E-10	7,81E-11	5,34E-11	3,84E-11	3,29E-11
Ni-63	<b>3,07E-10</b>	2,52E-10	2,64E-10	1,75E-10	1,22E-10	8,30E-11	6,81E-11
Se-79	3,35E-08	2,25E-08	<b>4,60E-08</b>	3,54E-08	2,89E-08	8,80E-09	5,43E-09
Sr-90 <sub>+</sub>	3,00E-08	<b>3,56E-08</b>	1,84E-08	1,62E-08	2,21E-08	3,03E-08	1,16E-08
Zr-93 <sub>+</sub>	5,40E-10	5,68E-10	6,93E-10	<b>1,03E-09</b>	8,85E-10	8,29E-10	9,67E-10
Nb-94	5,31E-09	5,35E-09	7,08E-09	<b>1,11E-08</b>	9,24E-09	7,05E-09	6,41E-09
Mo-93 <sub>+</sub>	1,22E-09	1,48E-09	1,99E-09	<b>2,35E-09</b>	2,11E-09	1,82E-09	1,80E-09
Tc-99	<b>6,67E-09</b>	2,43E-09	1,99E-09	2,11E-09	1,48E-09	1,07E-09	9,04E-10
Ag-108m <sub>+</sub>	1,19E-08	9,92E-09	<b>1,45E-08</b>	9,38E-09	6,91E-09	4,78E-09	3,41E-09
Cd-113m	<b>1,67E-08</b>	1,61E-08	1,14E-08	1,12E-08	1,00E-08	8,97E-09	9,47E-09
Sn-126 <sub>+</sub>	5,23E-08	5,41E-08	<b>6,09E-08</b>	5,35E-08	4,71E-08	3,96E-08	3,69E-08
Sb-125 <sub>+</sub>	<b>2,60E-09</b>	2,02E-09	1,68E-09	1,60E-09	1,20E-09	8,73E-10	7,68E-10
I-129	4,11E-08	2,30E-08	4,34E-08	5,10E-08	<b>6,81E-08</b>	5,59E-08	4,72E-08
Cs-135	1,34E-09	7,41E-10	1,03E-09	1,09E-09	1,41E-09	1,87E-09	<b>2,27E-09</b>
Cs-137 <sub>+</sub>	1,27E-08	9,60E-09	1,09E-08	1,09E-08	1,26E-08	1,61E-08	<b>1,83E-08</b>
Ba-133	1,81E-09	<b>2,61E-09</b>	1,12E-09	9,79E-10	1,32E-09	2,18E-09	6,19E-10
Sm-151	1,08E-10	<b>1,60E-10</b>	8,54E-11	6,92E-11	5,16E-11	3,47E-11	3,26E-11
Eu-152	1,20E-08	<b>1,25E-08</b>	1,12E-08	9,68E-09	8,82E-09	7,91E-09	7,21E-09
Eu-154	1,27E-08	<b>1,35E-08</b>	1,18E-08	1,02E-08	9,22E-09	8,17E-09	7,43E-09
Pb-210 <sub>+</sub>	<b>6,15E-06</b>	3,81E-06	1,91E-06	1,48E-06	1,22E-06	1,01E-06	6,77E-07
Ra-226 <sub>+</sub>	5,25E-07	<b>5,54E-07</b>	1,65E-07	1,44E-07	2,16E-07	4,38E-07	8,67E-08
Ra-228 <sub>+</sub>	3,28E-06	<b>3,49E-06</b>	9,53E-07	7,67E-07	1,03E-06	1,52E-06	2,09E-07
Th-228 <sub>+</sub>	5,49E-07	<b>7,12E-07</b>	1,79E-07	1,37E-07	1,16E-07	9,49E-08	5,40E-08
Th-230	2,67E-07	<b>4,19E-07</b>	4,80E-08	5,39E-08	5,03E-08	5,08E-08	5,49E-08
Th-232	3,69E-07	<b>5,24E-07</b>	7,83E-08	8,33E-08	8,72E-08	9,26E-08	6,82E-08
Pa-231 <sub>+</sub>	3,58E-06	<b>5,46E-06</b>	7,42E-07	7,84E-07	7,03E-07	6,44E-07	5,77E-07
U-232	2,10E-07	<b>2,98E-07</b>	1,22E-07	1,23E-07	1,38E-07	1,65E-07	9,67E-08
U-233	2,56E-08	<b>3,97E-08</b>	1,73E-08	1,66E-08	1,68E-08	1,85E-08	1,34E-08
U-234	2,49E-08	<b>3,86E-08</b>	1,60E-08	1,59E-08	1,59E-08	1,75E-08	1,28E-08
U-235 <sub>+</sub>	2,74E-08	<b>4,05E-08</b>	1,96E-08	1,85E-08	1,82E-08	1,90E-08	1,45E-08
U-236	2,36E-08	<b>3,66E-08</b>	1,60E-08	1,52E-08	1,51E-08	1,66E-08	1,23E-08
U-238 <sub>+</sub>	2,59E-08	<b>4,00E-08</b>	1,81E-08	1,71E-08	1,65E-08	1,71E-08	1,29E-08
Np-237 <sub>+</sub>	1,32E-07	<b>2,12E-07</b>	2,97E-08	2,89E-08	2,70E-08	2,89E-08	3,16E-08
Pu-238	2,47E-07	<b>4,07E-07</b>	4,58E-08	5,31E-08	4,92E-08	5,00E-08	5,87E-08
Pu-239	2,60E-07	<b>4,28E-07</b>	4,80E-08	5,66E-08	5,54E-08	5,45E-08	6,38E-08
Pu-240	2,60E-07	<b>4,28E-07</b>	4,80E-08	5,66E-08	5,54E-08	5,45E-08	6,38E-08
Pu-241	3,50E-09	<b>5,73E-09</b>	6,60E-10	9,50E-10	1,05E-09	1,09E-09	1,23E-09
Pu-242	2,48E-07	<b>4,07E-07</b>	4,58E-08	5,50E-08	5,34E-08	5,21E-08	6,13E-08
Am-241	2,31E-07	<b>3,79E-07</b>	4,39E-08	4,77E-08	4,67E-08	4,69E-08	5,29E-08
Am-242m <sub>+</sub>	2,25E-07	<b>3,68E-07</b>	4,31E-08	4,62E-08	4,67E-08	4,72E-08	5,28E-08
Am-243 <sub>+</sub>	2,30E-07	<b>3,74E-07</b>	4,84E-08	5,16E-08	5,01E-08	4,97E-08	5,54E-08
Cm-243	2,01E-07	<b>3,29E-07</b>	4,07E-08	4,00E-08	3,51E-08	3,37E-08	4,03E-08
Cm-244	1,80E-07	<b>2,95E-07</b>	3,37E-08	3,26E-08	2,90E-08	2,74E-08	3,10E-08

### 4.3. Freigabewerte

Unter Zugrundlegung des für die Freigabe relevanten Dosisrichtwerts von  $10 \mu\text{Sv/a}$  werden aus den in den Abschnitten 4.2.1 bis 4.2.3 berechneten Dosiskonversionsfaktoren zunächst separat für jedes Szenario  $S$  für die Freigabe potentiell entscheidungsrelevante Aktivitätskonzentrationen  $C_S$  für die betrachteten Nuklide/Zerfallsketten berechnet,

$$C_S = \frac{10 \mu\text{Sv/a}}{h_S}, \quad (S = 1 \text{ bis } 3). \quad (1)$$

Für die Szenarien 2 und 3 ist hierbei der maximale Dosiskonversionsfaktor nach Altersgruppen zugrunde zu legen (in Tabelle 4-4 bzw. Tabelle 4-5 fett hervorgehobene Werte). Der Freigabewert  $C_F$  zur Aktivitätskonzentration von Asse-Salzlösungen ergibt sich dann als das Minimum der für die drei Szenarien berechneten Aktivitätskonzentrationen  $C_S$  ( $S = 1$  bis  $3$ ). Um das Freigabeverfahren so zu vereinfachen, dass für alle drei betrachteten Standorte von gleichen Freigabewerten ausgegangen wird, sind die zum Szenario 3 resultierenden standortabhängigen Aktivitätskonzentrationen  $C_{3,\text{Hope}}$ ,  $C_{3,\text{Mariagluck}}$  und  $C_{3,\text{Salzdetfurth}}$  gemeinsam in den Vergleich mit den für die Szenarien 1 und 2 berechneten Aktivitätskonzentrationen einzubeziehen. Darüber hinaus sollen die Freigabewerte nicht größer sein als die der Freigrenze zur spezifischen Aktivität (Anlage III Tabelle 1 Spalte 3 StrlSchV) entsprechende Freigrenze zur Aktivitätskonzentration, die hier mit  $C_G$  bezeichnet sei. Sie wurde durch Ansatz einer Dichte von  $1,2 \text{ g/cm}^3$  der freizugebenden Zutrittslösungen berechnet (vgl. Tabelle 6-5). Damit ergibt sich die folgende Beziehung zur Berechnung der Freigabewerte  $C_F$ ,

$$C_F = \min\{C_G; C_1; C_2; C_{3,\text{Hope}}; C_{3,\text{Mariagluck}}; C_{3,\text{Salzdetfurth}}\}. \quad (2)$$

Aus den in Abschnitt 4.2 für die drei Szenarien ( $S = 1, 2, 3$ ) angegebenen Dosiskonversionsfaktoren  $h_S$  wurden entsprechend Gl. (1) die Aktivitätskonzentrationen  $C_S$  für die einzelnen Szenarien  $S$  für alle potentiell relevanten Radionuklide/Zerfallsketten berechnet. Für die Szenarien 2 und 3 wurde dazu jeweils von dem für alle Referenzpersonen (Altersgruppen) bestimmten Maximalwert der Dosiskonversionsfaktoren ausgegangen. Daraus resultieren nach Gl. (2) Freigabewerte  $C_F$ , die einer Abgabe von Asse-Salzlösungen an einen der betrachteten Abnehmer (Hope, Mariagluck, Salzdetfurth) zugrunde gelegt werden können. Die Ergebnisse dieser Berechnungen sind zusammen mit den Freigrenzen zur Aktivitätskonzentration  $C_G$ , die sich aus den Freigrenzen zur spezifischen Aktivität Anlage III Tabelle 1 Spalte 3 der StrlSchV bei einer Dichte der Salzlösungen von ca.  $1,2 \text{ g/cm}^3$  ergeben, in Tabelle 4-6 zusammengestellt.

Aus Tabelle 4-6 ist ersichtlich:

- Die Freigrenzen  $C_G$  sind für alle Radionuklide/Zerfallsketten größer als die für das Szenario 2 bestimmten (standortunabhängigen) freigaberelevanten Aktivitätskonzentrationen  $C_2$ , wogegen die  $C_1$ -Werte für Radionuklide mit sehr geringer Gammastrahlung über den Freigrenzen liegen.
- Die Freigabewerte  $C_F$  werden mit Ausnahme von vier Radionukliden durch die für das Szenario 2 berechneten potentiellen Strahlenexpositionen bzw. den daraus gemäß Gleichung 1 berechneten (standortunabhängigen) freigaberelevanten Aktivitätskonzentrationen  $C_2$  bestimmt.
- Für Co-60, Sn126+, Eu-152 und Eu-154 (mit sehr großem Anteil des Teilszenarios Ufersediment (U) am Dosiskonversionsfaktor des Szenarios 3) wird der Freigabewert durch  $C_{3,\text{Hope}}$  bestimmt.

Tabelle 4-6: Berechnung von Freigabewerten  $C_F$  für Salzlösungen auf Basis konservativ für die Szenarien 1 bis 3 berechneter Dosiskonversionsfaktoren; **in Bq/l** (auf zwei Stellen gerundete Werte)

Nuklid(e)	$C_G$	$C_1$	$C_2$	$C_{3,Hope}$	$C_{3,Mariagluck}$	$C_{3,Salzdetfurth}$	$C_F$
<b>H-3</b>	1,2E+09	irrelevant	<b>1,4E+05</b>	4,0E+05	1,1E+06	1,4E+06	<b>140.000</b>
<b>C-14</b>	1,2E+07	irrelevant	<b>5,2E+02</b>	8,7E+02	2,5E+03	3,0E+03	<b>520</b>
<b>Cl-36</b>	1,2E+07	irrelevant	<b>5,8E+01</b>	1,6E+02	4,6E+02	5,6E+02	<b>58</b>
<b>Co-60</b>	1,2E+04	1,3E+02	2,2E+02	<b>8,4E+01</b>	2,4E+02	2,9E+02	<b>84</b>
<b>Ni-59</b>	1,2E+07	irrelevant	<b>1,1E+04</b>	2,7E+04	7,7E+04	9,2E+04	<b>11.000</b>
<b>Ni-63</b>	1,2E+08	irrelevant	<b>4,2E+03</b>	1,1E+04	3,3E+04	3,9E+04	<b>4.200</b>
<b>Se-79</b>	1,2E+07	irrelevant	<b>2,8E+01</b>	7,6E+01	2,2E+02	2,6E+02	<b>28</b>
<b>Sr-90<sub>+</sub></b>	1,2E+05	1,1E+06	<b>3,5E+01</b>	9,8E+01	2,8E+02	3,4E+02	<b>35</b>
<b>Zr-93<sub>+</sub></b>	1,2E+06	1,0E+30	<b>1,2E+03</b>	3,4E+03	9,7E+03	1,2E+04	<b>1.200</b>
<b>Nb-94</b>	1,2E+04	2,2E+02	<b>1,2E+02</b>	3,2E+02	9,0E+02	1,1E+03	<b>120</b>
<b>Mo-93<sub>+</sub></b>	1,2E+06	1,5E+29	<b>5,9E+02</b>	1,5E+03	4,3E+03	5,1E+03	<b>590</b>
<b>Tc-99</b>	1,2E+07	4,5E+09	<b>1,9E+02</b>	5,2E+02	1,5E+03	1,8E+03	<b>190</b>
<b>Ag-108m<sub>+</sub></b>	1,2E+04	2,3E+02	<b>9,2E+01</b>	2,4E+02	6,9E+02	8,3E+02	<b>92</b>
<b>Cd-113m</b>	1,2E+06	irrelevant	<b>8,0E+01</b>	2,1E+02	6,0E+02	7,2E+02	<b>80</b>
<b>Sn-126<sub>+</sub></b>	1,2E+04	2,1E+02	9,0E+01	<b>5,7E+01</b>	1,6E+02	2,0E+02	<b>57</b>
<b>Sb-125<sub>+</sub></b>	1,2E+05	9,6E+02	<b>5,3E+02</b>	1,3E+03	3,8E+03	4,6E+03	<b>530</b>
<b>I-129</b>	1,2E+05	6,6E+08	<b>1,9E+01</b>	5,1E+01	1,5E+02	1,8E+02	<b>19</b>
<b>Cs-135</b>	1,2E+07	irrelevant	<b>9,5E+02</b>	1,5E+03	4,4E+03	5,3E+03	<b>950</b>
<b>Cs-137<sub>+</sub></b>	1,2E+04	6,4E+02	<b>1,5E+02</b>	1,9E+02	5,5E+02	6,6E+02	<b>150</b>
<b>Ba-133</b>	1,2E+05	1,4E+03	<b>5,4E+02</b>	1,3E+03	3,8E+03	4,6E+03	<b>540</b>
<b>Sm-151</b>	1,2E+07	2,6E+24	<b>8,0E+03</b>	2,2E+04	6,3E+04	7,5E+04	<b>8.000</b>
<b>Eu-152</b>	1,2E+04	3,1E+02	7,5E+02	<b>2,8E+02</b>	8,0E+02	9,6E+02	<b>280</b>
<b>Eu-154</b>	1,2E+04	2,6E+02	4,8E+02	<b>2,6E+02</b>	7,4E+02	8,9E+02	<b>260</b>
<b>Pb-210<sub>+</sub></b>	1,2E+04	7,7E+07	<b>2,4E-01</b>	5,7E-01	1,6E+00	2,0E+00	<b>0,24</b>
<b>Ra-226<sub>+</sub></b>	1,2E+04	1,9E+02	<b>2,3E+00</b>	6,3E+00	1,8E+01	2,2E+01	<b>2,3</b>
<b>Ra-228<sub>+</sub></b>	1,2E+04	3,6E+02	<b>3,6E-01</b>	1,0E+00	2,9E+00	3,4E+00	<b>0,36</b>
<b>Th-228<sub>+</sub></b>	1,2E+03	2,0E+02	<b>1,8E+00</b>	4,9E+00	1,4E+01	1,7E+01	<b>1,8</b>
<b>Th-230</b>	1,2E+03	5,5E+06	<b>3,0E+00</b>	8,4E+00	2,4E+01	2,9E+01	<b>3,0</b>
<b>Th-232</b>	1,2E+04	1,9E+07	<b>2,4E+00</b>	6,7E+00	1,9E+01	2,3E+01	<b>2,4</b>
<b>Pa-231<sub>+</sub></b>	1,2E+03	1,3E+03	<b>2,3E-01</b>	6,4E-01	1,8E+00	2,2E+00	<b>0,23</b>
<b>U-232</b>	1,2E+04	9,0E+06	<b>4,4E+00</b>	1,2E+01	3,4E+01	4,0E+01	<b>4,4</b>
<b>U-233</b>	1,2E+04	6,6E+06	<b>3,2E+01</b>	8,8E+01	2,5E+02	3,0E+02	<b>32</b>
<b>U-234</b>	1,2E+04	2,4E+07	<b>3,2E+01</b>	9,1E+01	2,6E+02	3,1E+02	<b>32</b>
<b>U-235<sub>+</sub></b>	1,2E+04	4,6E+03	<b>3,4E+01</b>	8,6E+01	2,5E+02	3,0E+02	<b>34</b>
<b>U-236</b>	1,2E+04	9,8E+07	<b>3,4E+01</b>	9,6E+01	2,7E+02	3,3E+02	<b>34</b>
<b>U-238<sub>+</sub></b>	1,2E+04	2,1E+04	<b>3,2E+01</b>	8,8E+01	2,5E+02	3,0E+02	<b>32</b>
<b>Np-237<sub>+</sub></b>	1,2E+03	2,7E+03	<b>6,1E+00</b>	1,7E+01	4,7E+01	5,7E+01	<b>6,1</b>
<b>Pu-238</b>	1,2E+03	9,0E+08	<b>3,1E+00</b>	8,6E+00	2,5E+01	2,9E+01	<b>3,1</b>
<b>Pu-239</b>	1,2E+03	2,6E+07	<b>2,9E+00</b>	8,2E+00	2,3E+01	2,8E+01	<b>2,9</b>
<b>Pu-240</b>	1,2E+03	9,6E+08	<b>2,9E+00</b>	8,2E+00	2,3E+01	2,8E+01	<b>2,9</b>
<b>Pu-241</b>	1,2E+05	irrelevant	<b>2,2E+02</b>	6,1E+02	1,7E+03	2,1E+03	<b>220</b>
<b>Pu-242</b>	1,2E+03	8,0E+08	<b>3,1E+00</b>	8,6E+00	2,5E+01	2,9E+01	<b>3,1</b>
<b>Am-241</b>	1,2E+03	6,3E+05	<b>3,3E+00</b>	9,2E+00	2,6E+01	3,2E+01	<b>3,3</b>
<b>Am-242m<sub>+</sub></b>	1,2E+03	6,7E+04	<b>3,4E+00</b>	9,5E+00	2,7E+01	3,3E+01	<b>3,4</b>
<b>Am-243<sub>+</sub></b>	1,2E+03	4,6E+03	<b>3,4E+00</b>	9,4E+00	2,7E+01	3,2E+01	<b>3,4</b>
<b>Cm-243</b>	1,2E+03	6,2E+03	<b>3,8E+00</b>	1,1E+01	3,0E+01	3,6E+01	<b>3,8</b>
<b>Cm-244</b>	1,2E+04	1,2E+09	<b>4,3E+00</b>	1,2E+01	3,4E+01	4,1E+01	<b>4,3</b>

## **5. PROBENAHE- UND MESSPROGRAMM**

Das Mengengerüst der Probenahmen und das Messprogramm zur radiologischen und chemischen Laboranalyse wurde darauf ausgerichtet, die in Abschnitt 1.2 genannten Zielstellungen des Projekts durch ausreichende Repräsentativität der untersuchten Proben und durch abgesicherte Messwerte mit geringen Erkennungsgrenzen und Messunsicherheiten sowie hoher Belastbarkeit der Ergebnisse zu gewährleisten.

### **5.1. Probenahmen**

Der ursprüngliche "Plan Probenahme- und Messprogramm" ([9]; Entwurf vom 27.08.08) wurde vor der am 28./29.08.08 durchgeführten ersten Probenahme mit zuständigen Mitarbeitern der Schachtanlage Asse und Sachverständigen des Behördengutachters TÜV Nord ausführlich beraten. Neben der Zustimmung zu den geplanten Stellen der Probenahme für Zutrittslösungen und kontaminierte Lauge erfolgte eine Ergänzung um den in der Zwischenzeit aufgestellten 2. Sammelbehälter auf der 725-m-Sohle sowie um drei weitere Laugestellen auf der 750-m-Sohle, aus denen in geringem Umfang Lauge in die Sammelbehälter verbracht wird/wurde (Querschlag Nord, Laugesumpf an der Sprengstoffkammer und Reichelt-Sumpf). Zudem wurde festgelegt, dass vor Ort über Entnahmen von Feststoffproben entschieden wird, deren radiologische Analyse eine Einschätzung denkbarer Querkontaminationen durch Transportfahrzeuge, zum Einfluss bestimmter Baustoffe auf den Gehalt natürlicher Radionuklide in Salzlösungen (z. B. Kies in der Kammer 3 der 658-m-Sohle, Schotter in der Richtstrecke im Einzugsbereich des westlichen Laugesumpfes MP 38 der 725-m-Sohle) sowie zur Anreicherung von Radionukliden im Salz/Bodensatz von ausgewählten Laugesümpfen und Sohlenschlitzen ermöglicht. Durch HZM (Schachtanlage Asse) wurden Grundwasserproben aus zwei in der näheren Umgebung der Schachtanlage Asse gelegenen Tiefenbohrungen (R8 und H24b) bereitgestellt, um Anhaltspunkte zum Aktivitätsgehalt natürlicher Radionuklide in den zutretenden Deckgebirgslösungen zu gewinnen.

Die Probenahme vom 28./29.08.08 erfolgte durch erfahrene Mitarbeiter von BS und IAF bei aktiver Mitwirkung von Mitarbeitern der Schachtanlage Asse im Beisein von Sachverständigen des Behördengutachters.

Auf Anregung von HZM (Schachtanlage Asse) wurden am 09.09.08 eine weitere GW-Probe aus der Tiefenbohrung R8 sowie zwei TW-Proben (Leitungswasser bzw. Brunnenwasser) genommen und in das Mengengerüst des Messprogramms eingeordnet. Die beiden TW-Proben haben keinen direkten Bezug zu den Projektzielstellungen; sie dienen nur für vergleichende Bewertungen.

Am 17.09.08 erfolgte durch je einen Mitarbeiter von BS und IAF unter aktiver Mitwirkung von Mitarbeitern der Schachtanlage Asse eine zusätzliche Probenahme aus dem Speicherbecken 3 auf der 490-m-Sohle, das zwischenzeitlich mit gefassten Zutrittslösungen von den Sohlen 658 m und 725 m gefüllt worden war.

Eine ergänzende Beprobung erfolgte am 26.09.08 zur Klärung der Herkunft und Bilanzierung von natürlichen Radionukliden (Radium- und Uranisotope) sowie von Tritium. Dazu wurden 4 GW-Proben entlang der Transportkette des im Brunnen bei Schacht 4 geförderten Betriebswassers, das untertage z. B. für Rohrleitungsspülungen genutzt wird und in Speicherbecken auf der 490-m-Sohle gelangt, sowie 8 Kondensatproben (zur Bestimmung von H-3 in den Grubenwettern) entnommen.

Außerdem wurden aus der Zisterne, in der Betriebswasser gespeichert wird, zwei Feststoffproben (Schlamm und Inkrustierungen) entnommen, um denkbare Kontaminationen mit künstlichen Radionukliden, die aus dem Betriebsgelände stammen könnten, zu überprüfen.

Die durchgeführten Probennahmen sind in Anhang C durch Photos dokumentiert. Eine Übersicht zu allen Proben und den durchgeführten Laboranalysen wird in Abschnitt 5.3 gegeben.

## 5.2. Messprogramm

Für die radiologischen Laboranalysen wurden im Hinblick auf die Freigabe von Zutrittslösungen und die weitere Qualifizierung des Freigabeverfahrens Anforderungen an möglichst zu erreichende Erkennungsgrenzen abgeleitet, die auf den für die potentiell relevanten Radionuklide/Zerfallsketten berechneten Freigabewerten ( $C_F$ ; siehe Tabelle 4-6) und auf Erfahrungswerten zu den erreichbaren Erkennungsgrenzen (EKG) basierten. Diese in [9] enthaltene Zusammenstellung, hier in Tabelle 5-1 wiedergegeben, gab für die an den Laboruntersuchungen beteiligten Institutionen eine Orientierung für die Auswahl von Verfahren der radiochemischen Probenbehandlung und für weitere Parameter (z. B. zur Messzeit). Sie machte zugleich deutlich, welche Radionuklide bereits mit ihrer EKG erhebliche Beiträge zur Summenformel

$$\sum_i \frac{C_i}{C_{F,i}} \leq 1 \quad (3)$$

liefern könnten, die im Freigabeverfahren nach Anlage IV Teil A StrlSchV bei mehreren potentiell relevanten Radionukliden anzuwenden ist. In Gleichung (3) bezeichnet  $C_i$  die tatsächliche Aktivitätskonzentration des Radionuklids  $i$  in der freizugebenden Charge und  $C_{F,i}$  den Freigabewert. Wenn die Messung für ein Radionuklid  $i$  zum Ergebnis " $C_i < EKG_i$ " führt, ist in Gleichung (3)  $C_i$  durch die Erkennungsgrenze  $EKG_i$  zu ersetzen. Nuklide müssen nicht berücksichtigt werden, "wenn der Anteil der unberücksichtigten Nuklide an der Gesamtsumme der zugeordneten Verhältniszahlen ... den relativen Fehler der Gesamtsumme von 10 % nicht überschreitet" [4]. Deshalb können für in den Zutrittslösungen nicht vorhandene/nachgewiesene Radionuklide kleine Erkennungsgrenzen von Bedeutung für die Vereinfachung/Praktikabilität des Freigabeverfahrens sein.

Entsprechend den in Tabelle 5-1 dargestellten Anforderungen, wurden von den beteiligten Labors große Anstrengungen zur Weiterentwicklung gängiger Methoden der Messung von natürlichen Radionuklide (nicht nur für Ra-228 und Pb-210) unternommen, um deren Aktivitätskonzentrationen mit möglichst kleinen EKG und hoher Genauigkeit zu bestimmen. Dies war erforderlich, um ohne größere Unsicherheiten herauszufinden, in welchem Maße wichtige natürliche Radionuklide auch natürlicher Herkunft und nicht durch Freisetzungen aus den LAW-Kammern verursacht sind.

Der Umfang der zu messenden Radionuklide resultiert aus den in Abschnitt 1.2 definierten Zielen, wonach für jede Probe ein spezielles Mengengerüst für die Radionuklidanalyse definiert wurde. Während die Bestimmung der Aktivitätskonzentration natürlicher Radionuklide für alle Proben von großer Bedeutung ist, wurden die Messungen für Proben, die ausschließlich für die Freigabe von gefassten Zutrittslösungen relevant sind bzw. für Laugeproben aus der Nähe von LAW-Kammern, die zur Bestimmung eines Nuklidvektors herangezogen werden sollen, auf den hierzu nötigen Umfang beschränkt.

Tabelle 5-1: Freigabewerte  $C_F$  und geschätzte Erkennungsgrenzen **EKG in Bq/l**; mögliche Beiträge zur Summenformel auf Basis der EKG (AI: Relation LAW-Aktivitätsinventar nach Tabelle 4-1)

Nuklid	$C_F$	EKG <sup>*)</sup>	Messmethode, Bezug	Relation AI	EKG/ $C_F$
<b>H-3</b>	140000	<b>5</b>	<b>Beta-LSC</b>		3,57E-05
<b>C-14</b>	520	<b>0,05</b>	<b>Beta-LSC</b>		9,62E-05
<b>Cl-36</b>	58	<b>2</b>	<b>Beta-LSC</b>		<b>3,45E-02</b>
<b>Co-60</b>	84	<b>0,1</b>	<b>Gamma-Spektr.</b>		1,19E-03
Ni-59	11000	1,8E-03	<b>Co-60</b>	1,8E-02	1,64E-07
Ni-63	4200	2,0	<b>Co-60</b>	2,0E+01	4,76E-04
Se-79	28	7,5E-02	<b>Tc-99</b>	2,5E-02	2,68E-04
<b>Sr-90<sub>+</sub></b>	35	<b>0,02</b>	<b>Beta-LSC</b>		5,71E-04
Zr-93 <sub>+</sub>	1200	7,0E-03	<b>Nb-94</b>	1,4E-01	5,83E-06
<b>Nb-94</b>	120	<b>0,05</b>	<b>Gamma-Spektr.</b>		4,17E-04
Mo-93	590	3,6E-04	<b>Tc-99</b>	1,2E-03	6,10E-07
<b>Tc-99</b>	190	<b>0,3</b>	<b>Beta-LSC</b>		<b>1,58E-03</b>
<b>Ag-108m<sub>+</sub></b>	92	<b>0,05</b>	<b>Gamma-Spektr.</b>		5,43E-04
Cd-113m	80	7,1E-04	<b>Co-60</b>	7,1E-03	8,88E-06
Sn-126 <sub>+</sub>	57	0,001	<b>Pb-210</b>	2,5E-02	2,19E-05
<b>Sb-125<sub>+</sub></b>	530	<b>0,15</b>	<b>Gamma-Spektr.</b>		2,83E-04
<b>I-129</b>	19	<b>0,1</b>	<b>Gamma-Spektr.</b>		<b>5,26E-03</b>
Cs-135	950	7,5E-07	<b>Cs-137</b>	7,5E-06	7,89E-10
<b>Cs-137<sub>+</sub></b>	150	<b>0,1</b>	<b>Gamma-Spektr.</b>		6,67E-04
<b>Ba-133</b>	540	<b>0,1</b>	<b>Gamma-Spektr.</b>		1,85E-04
Sm-151	8000	7,6E-01	<b>Eu-154</b>	3,8E+00	7,13E-05
<b>Eu-152</b>	280	<b>0,2</b>	<b>Gamma-Spektr.</b>		7,69E-04
<b>Eu-154</b>	260	<b>0,2</b>	<b>Gamma-Spektr.</b>		3,13E-04
<b>Pb-210<sub>+</sub></b>	<b>0,24</b>	<b>0,05</b>	<b>Gamma-Spektr.</b>		<b>2,08E-01</b>
<b>Ra-226<sub>+</sub></b>	2,3	<b>0,003</b>	<b>Alpha-Spektr.</b>		<b>1,30E-03</b>
<b>Ra-228<sub>+</sub></b>	<b>0,36</b>	<b>0,3</b>	<b>Gamma-Spektr.</b>		<b>8,33E-01</b>
<b>Th-228<sub>+</sub></b>	1,8	<b>0,001</b>	<b>Alpha-Spektr.</b>		5,56E-04
<b>Th-230</b>	3	<b>0,001</b>	<b>Alpha-Spektr.</b>		3,33E-04
<b>Th-232</b>	2,4	<b>0,001</b>	<b>Alpha-Spek./ICP-MS</b>		4,17E-04
Pa-231 <sub>+</sub>	0,23	7,5E-05	<b>U-235</b>	7,5E-02	3,26E-04
U-232	4,4	5,6E-05	<b>U-236</b>	5,6E-02	1,27E-05
<b>U-233</b>	32	<b>0,001</b>	<b>Alpha-Spektr.</b>		3,13E-05
<b>U-234</b>	32	<b>0,001</b>	<b>Alpha-Spektr.</b>		3,13E-05
<b>U-235<sub>+</sub></b>	34	<b>0,001</b>	<b>Alpha-Spektr.</b>		2,94E-05
<b>U-236</b>	34	<b>0,001</b>	<b>Alpha-Spektr.</b>		2,94E-05
<b>U-238<sub>+</sub></b>	32	<b>0,001</b>	<b>Alpha-Spek./ICP-MS</b>		3,13E-05
Np-237 <sub>+</sub>	6	3,2E-07	<b>Pu-238</b>	5,4E-05	5,40E-08
<b>Pu-238</b>	3,1	<b>0,006</b>	<b>Alpha-Spektr.</b>		<b>1,94E-03</b>
<b>Pu-239</b>	2,9	<b>0,006</b>	<b>Alpha-Spektr.</b>		<b>2,07E-03</b>
<b>Pu-240</b>	2,9	<b>0,006</b>	<b>Alpha-Spektr.</b>		<b>2,07E-03</b>
Pu-241	220	1,3E-01	<b>Pu-238</b>	2,2E+01	6,00E-04
Pu-242	3,1	7,2E-06	<b>Pu-238</b>	1,2E-03	2,32E-06
<b>Am-241</b>	3,3	<b>0,006</b>	<b>Alpha-Spektr.</b>		<b>1,82E-03</b>
Am-242m <sub>+</sub>	3,4	9,6E-07	<b>Am-241</b>	1,6E-04	2,82E-07
Am-243 <sub>+</sub>	3,4	2,3E-06	<b>Am-241</b>	3,8E-04	6,71E-07
Cm-243	3,9	9,0E-07	<b>Am-241</b>	1,5E-04	2,31E-07
Cm-244	4,3	4,1E-05	<b>Am-241</b>	6,8E-03	9,49E-06
				<b>Summe:</b>	<b>1,101</b>
				<b>Summe ohne Pb-210<sub>+</sub> und Ra-228<sub>+</sub>:</b>	<b>0,059</b>

\*) Für nicht zu messende Radionuklide (in Spalte 1 nicht fett) ergibt sich eine "formale EKG" durch Multiplikation der Relation des LAW-Aktivitätsinventars zum Bezugsnuklid (Spalte 5) mit der EKG des Bezugsnuklids (vgl. Spalte 4)



Die mit den Laboranalysen beauftragten vier Institutionen,

- IAF – Radioökologie GmbH, Dresden (IAF),
- Forschungszentrum Jülich GmbH, Geschäftsbereich Sicherheit und Strahlenschutz (FZJ),
- Verein für Kernverfahrenstechnik und Analytik Rossendorf e. V. (VKTA), und
- Zentrales Radionuklidlaboratorium UmweltRadioAktivität der Universität Regensburg (URA)

haben insgesamt große Anstrengungen unternommen, um für alle potentiell relevanten Radionuklide Messungen mit den geforderten sehr geringen Erkennungsgrenzen durchzuführen.

Wegen der schwierig zu analysierenden Probenmatrix (gesättigte Salzlösungen mit z. T. sehr hohen Magnesiumgehalten, relativ hohen K-40-Konzentrationen, bei den kontaminierten Laugen auch mit hoher Cs-137-Konzentration) waren Probleme bei der Anwendung der gängigen Messmethoden absehbar. Deshalb wurden vor den weiteren Laboranalysen zunächst fünf Proben zur Durchführung von Vergleichsmessungen definiert, für die von IAF, FZJ und VKTA mit z. T. verschiedenen Methoden Messungen der Aktivitätskonzentration für ausgewählte Radionuklide erfolgten. Im Ergebnis wurden methodische Verbesserungen/Weiterentwicklungen und eine möglichst optimale Aufteilung der Messaufgaben unter den Gesichtspunkten der Qualität der Messungen sowie der verfügbaren Laborkapazitäten erreicht.

Für wichtige Radionuklide wurden redundante Messverfahren angewandt, um die Belastbarkeit der Messwerte nachzuweisen bzw. Erkennungsgrenzen zu reduzieren (z. B. Messung von Ra-226 durch Gamma- und Alphaspektrometrie; die Gammaspektrometrie ergänzende Betamessung für Pb-210). Dies war von großer Bedeutung für den Nachweis der natürlichen Herkunft von natürlichen Radionukliden (Ableitung der Untergrundwerte), die nach Tabelle 5-1 den Wert der Summenformel maßgeblich bestimmen könnten. In diesem Zusammenhang wurden in Abstimmung mit dem Auftraggeber in Ergänzung zum ursprünglichen Programm auch Messungen von U-238 und Th-232 mittels ICP-MS durchgeführt, die im Vergleich zu den alphaspektrometrischen Messungen, die ihrerseits zugleich auch Messwerte zu den anderen U- und Th-Isotopen liefern, deutlich kleinere Erkennungsgrenzen haben. Die ICP-MS-Messungen untermauern nicht nur die anderen Messwerte zu diesen natürlichen Radionukliden; mit ihnen könnten auch kleinere (denkbare) abfallbedingte Beiträge zur U-238- bzw. Th-232-Konzentration in den Salzlösungen identifiziert werden.

Die Proben von Zutrittslösungen und kontaminierten Laugen sowie GW- und TW-Proben wurden bzgl. der makrochemischen Hauptkomponenten und ausgewählter Spurenelemente analysiert. Diese chemischen Analysen dienen der Anpassung radiochemischer Verfahren der Probenaufbereitung an die jeweilige Probenbeschaffenheit; sie bieten aber auch für das Systemverständnis und damit für die Interpretation der radiologischen Messwerte nützliche Informationen.

### **5.3. Übersicht**

Die nachfolgenden Tabellen 5-2 und 5-3 geben eine Übersicht zum Mengengerüst der Probenahme und der Laboranalysen für Salzlösungen und für die GW-/TW-Proben. In Tabelle 5-4 sind analoge Informationen zu den untersuchten Feststoffproben zusammengestellt. Die Tabelle 5-5 gibt eine Übersicht zur Analyse von H-3 in Kondensatproben.



# Brenk Systemplanung

Ingenieurgesellschaft für wissenschaftlich technischen Umweltschutz

Tabelle 5-2: Mengengerüst der Probenahmen und Laboranalysen für Zutrittslösungen und kontaminierte Lauge

Sohle	Proben-Bezeichng.	Beschreibung Probenahmepunkt	Anmerkungen	Probenahme		Ziel			Gamma-Spektr.	Alphaspektrometrie					Beta (LSC)					Chemie, ICP-MS		
				Datum	Zeit	FG	natRN	NV		Po-210	Ra	Th	U	Pu	Am	H-3	C-14	Cl-36	Sr-90		Tc-99	
490 m		<b>Speicherbecken 1 (750 m<sup>3</sup>)</b>																				
490 m	MP_SB1vo	# vorn-oben		28.08.08	12:00	x	x		IAF	IAF	IAF	IAF	IAF	FZJ	FZJ	IAF	URA		VKTA	VKTA	FZJ	
490 m	MP_SB1vu	# vorn-unten		28.08.08	12:00	x	x		IAF	IAF	IAF	IAF	IAF	FZJ	FZJ	IAF	URA		VKTA	VKTA	FZJ	
490 m	MP_SB1ho	# hinten-oben		28.08.08	12:30	x	x		IAF	IAF	IAF	IAF	IAF	FZJ	FZJ	IAF	URA		VKTA	VKTA	FZJ	
490 m	MP_SB1hu	# hinten-unten		28.08.08	12:20	x	x		IAF	IAF	IAF	IAF	IAF	FZJ	FZJ	IAF	URA		VKTA	VKTA	FZJ	
490 m	MP_SB1-PN	Probenahmebehälter		28.08.08	12:15	x	x		IAF	IAF	IAF	IAF	IAF	FZJ	FZJ	IAF	URA	VKTA	VKTA	VKTA	FZJ	
490 m	MP_WPB	Waschplatz (18-m <sup>3</sup> -Becken)		28.08.08	11:40	x	x		IAF	IAF	IAF	IAF/V	IAF/V	V	V	V	URA	VKTA	V	V	FZJ	
490 m		<b>Speicherbecken 2 (570 m<sup>3</sup>)</b>																				
490 m	MP_SB2o	# oben		28.08.08	12:35	x	x		IAF	IAF	IAF	IAF	IAF	FZJ	FZJ	IAF	URA		VKTA	VKTA	FZJ	
490 m	MP_SB2u	# unten		28.08.08	12:40	x	x		IAF	IAF	IAF	IAF	IAF	FZJ	FZJ	IAF	URA		VKTA	VKTA	FZJ	
490 m		<b>Speicherbecken 3 (450 m<sup>3</sup>)</b>	nachträgliche Probenahme; gemäß Festlegung NMU: Vollanalyse																			
490 m	MP_SB3v	# vorn		17.09.08	9:15	x	x		IAF	IAF	IAF	IAF	IAF	FZJ	FZJ	IAF	URA		VKTA	VKTA	FZJ	
490 m	MP_SB3h	# hinten		17.09.08	9:30	x	x		IAF	IAF	IAF	IAF	IAF	FZJ	FZJ	IAF	URA		VKTA	VKTA	FZJ	
490 m	MP_SB3-PN	Probenahmebehälter		17.09.08	9:00	x	x		IAF	IAF	IAF	IAF	IAF	FZJ	FZJ	IAF	URA	VKTA	VKTA	VKTA	FZJ	
658 m	MP_27-S	Sammelbehälter (40 m <sup>3</sup> )		28.08.08	13:40	x	x		IAF	IAF	IAF	IAF	IAF	FZJ	FZJ	IAF	URA		VKTA	VKTA	FZJ	
658 m	MP_27-Z	Zutrittslösung vor Ka 3		28.08.08	13:40		x		IAF	IAF	IAF	IAF	IAF			IAF	URA				FZJ	
658 m	MP_ZS	Zwischenspeicher (500 m <sup>3</sup> )		28.08.08	13:40	x	x		IAF	IAF	IAF	IAF	IAF	FZJ	FZJ	IAF	URA	VKTA	VKTA	VKTA	FZJ	
658 m	MP_115	Laugesumpf vor Ka 4		28.08.08	13:45		x		IAF	IAF	IAF	IAF	IAF			IAF	URA				FZJ	
725 m	MP_SaB1	1. Sammelbehälter (40 m <sup>3</sup> )	alte Bez.: SB3.1	28.08.08	14:30	x	x		IAF	IAF	IAF	IAF	IAF	FZJ	FZJ	VKTA	URA		VKTA	VKTA	FZJ	
725 m	MP_SaB2	2. Sammelbehälter (40 m <sup>3</sup> )	alte Bez.: SB3.2	28.08.08	14:30	x	x		IAF	IAF	IAF	IAF	IAF	FZJ	FZJ	VKTA	URA		VKTA	VKTA	FZJ	
725 m	MP_RL1	Zulauf Rollloch 1		28.08.08	15:00		x		IAF	IAF	IAF	IAF	IAF			VKTA	URA				FZJ	
725 m	MP_RL2	Zulauf Rollloch 2		28.08.08	15:15		x		IAF	IAF	IAF	IAF	IAF			VKTA	URA				FZJ	
725 m	MP_38	westl. Laugesumpf		28.08.08	14:30		x		IAF	IAF	IAF	IAF	IAF			VKTA	URA				FZJ	
725 m	MP_39	Laugesumpf am Blindsch. 2		28.08.08	14:45		x		IAF	IAF	IAF	IAF	IAF			VKTA	URA				FZJ	
750 m	MP_QN	Querschlag Nord		28.08.08	16:30	x	x	x	IAF	IAF	IAF	IAF	IAF	FZJ	FZJ	VKTA	URA		x	x	FZJ	
750 m	MP_SK	bei Sprengstoffkammer		28.08.08	17:30	x	x		IAF	IAF	IAF	IAF	IAF	FZJ	FZJ	VKTA	URA		x	x	FZJ	
750 m	MP_RS	Reichert-Sumpf		28.08.08	17:35	x	x		IAF	IAF	IAF	IAF/V	IAF/V	V	V	V	URA	VKTA	V	V	FZJ	
750 m	MP_21	Laugestelle vor Ka 12		29.08.08	12:00		x	x	IAF/VKTA	IAF	IAF	IAF/V	IAF/V	V	V	V	URA	VKTA	V	V	FZJ	
750 m	MP_22	Zulauf Rollloch 2		28.08.08	17:00	x	x		IAF	IAF	IAF	IAF/V	IAF/V	V	V	V	URA	VKTA	V	V	FZJ	
750 m	MP_36	Laugesumpf östl. Ka 9		28.08.08	17:00	x	x	x	IAF	IAF	IAF	IAF	IAF	FZJ	FZJ	VKTA	URA	?	x	x	FZJ	
750 m	MP_37	Laugesumpf westl. Ka 9		28.08.08	16:45	x	x	x	IAF	IAF	IAF	IAF	IAF	FZJ	FZJ	VKTA	URA	?	x	x	FZJ	
750 m	(MP_L1)	Sohlenschlitz östl. Ka 4	trocken	29.08.08	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
750 m	MP_L2	Sohlenschlitz westl. Ka 4		29.08.08	10:00		x	x	IAF	IAF	IAF	IAF	IAF	FZJ	FZJ	VKTA	URA	x	x	x	FZJ	
750 m	MP_L3	Sohlenschlitz östl. Ka 8		29.08.08	10:30		x	x	IAF	IAF	IAF	IAF/V	IAF/V	V	V	V	URA	VKTA	V	V	FZJ	
750 m	MP_L4	Sohlenschlitz westl. Ka 8		29.08.08	11:00		x	x	IAF	IAF	IAF	IAF	IAF	FZJ	FZJ	VKTA	URA	x	x	x	FZJ	
750 m	(MP_L5)	Sohlenschlitz zw. Ka 8 & 9	trocken	28.08.08	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
750 m	MP_L6	westl. Sohlenschl. Ka 10		28.08.08	16:45		x	x	IAF	IAF	IAF	IAF	IAF	FZJ	FZJ	VKTA	URA	x	x	x	FZJ	
750 m	(MP_L7)	östl. Sohlenschlitz Ka 10	trocken	28.08.08	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	

**Anmerkungen:**

1. Vergleichsmessungen (V) für MPs WPB, RS, 21, 22 und L3: **H-3** (LSC: FZJ, IAF, VKTA); **Sr-90** (LSC: FZJ, VKTA); **Tc-99** (LSC: FZJ, VKTA); **U-238** (α/γ: IAF; ICP-MS: FZJ); **Th-232** (α: IAF; ICP-MS: FZJ);

**Pu** (α: FZJ, VKTA); **Am-241** (α: FZJ, VKTA; γ: IAF);

2. x in Spalten "Beta(LSC)" bedeutet: Messung noch nicht freigegeben

3. ? in Spalte "Cl-36" bedeutet: noch unklar, ob Messung erforderlich



## Brenk Systemplanung

Ingenieurgesellschaft für wissenschaftlich  
technischen Umweltschutz

Tabelle 5-3: Mengengerüst Probenahmen und Laboranalysen für Grundwasser und Trinkwasser

Sohle	Proben- Bezeichng.	Beschreibung Probenahmepunkt	Anmerkungen	Probenahme		Ziel			Gamma- Spektr.	Alphaspektrometrie						Beta (LSC)					Chemie, ICP-MS
				Datum	Zeit	FG	natRN	NV		Po-210	Ra	Th	U	Pu	Am	H-3	C-14	Cl-36	Sr-90	Tc-99	
-	MP_R8-S	Grundwasser, Bohrung R8	Sumpfrohr 645 m	28.08.08	n.b.		x		IAF	IAF	IAF	IAF	IAF			IAF					FZJ
-	MP_R8-F	Grundwasser, Bohrung R8	Filterrohr 660 m	09.09.08	n.b.		x		IAF	IAF	IAF	IAF	IAF			IAF					FZJ
-	MP_H24b	Grundwasser, Bohrg. H24b	Filterrohr 165 m	28.08.08	n.b.		x		IAF	IAF	IAF	IAF	IAF			IAF					FZJ
-	MP_TW-HW	Trinkwasser (Leitung)	Harz-Wasserwerke	09.09.08	n.b.		x		IAF	IAF	IAF	IAF	IAF			IAF					FZJ
-	MP_TW-BW	Trinkwasser (Brunnen)	Brunnen Wittmar	09.09.08	n.b.		x		IAF	IAF	IAF	IAF	IAF			IAF					n.b.
-	MP_BrS4-B	GW, Brunnen bei Schacht 4		26.09.08	8:45		x		IAF	IAF	IAF	IAF	IAF			IAF					VKTA
-	MP_BrS4-Z	GW, Zisterne, (250 m <sup>3</sup> )		26.09.08	9:45		x		IAF	IAF	IAF	IAF	IAF			IAF					VKTA
-	MP_BrS4-H	GW, Hydrant bei Schacht 2		26.09.08	8:30		x		IAF	IAF	IAF	IAF	IAF			IAF					VKTA
490 m	MP_BrS4-V	GW, Vorratsb. Ka 4 (27 m <sup>3</sup> )		26.09.08	11:15		x		IAF	IAF	IAF	IAF	IAF			IAF					VKTA



## Brenk Systemplanung

Ingenieurgesellschaft für wissenschaftlich  
technischen Umweltschutz

Tabelle 5-4: Mengengerüst Probenahmen und Laboranalysen für Feststoffe

Sohle	Proben- Bezeichng.	Beschreibung Probenahmepunkt	Probenahme		Ziel		Gamma- Spektr.	Alphaspektrometrie						Beta (LSC)					Chemie, ICP-MS
			Datum	Zeit	natRN	NV		Po-210	Ra	Th	U	Pu	Am	H-3	C-14	Cl-36	Sr-90	Tc-99	
490 m	MP SB1vu-s	Speicherbecken 1 vu, Schwebstoff aus 0,8 l Trübe	28.08.08	12:45	x	Cs-137	IAF												
490 m	MP WPF-1	Waschplatz (18m <sup>3</sup> ), Filtermat. linker Sack (west)	28.08.08	12:00	x	Cs-137	IAF												
490 m	MP WPF-2	Waschplatz (18m <sup>3</sup> ), Filtermat. rechter Sack (ost)	28.08.08	12:00	x	Cs-137	IAF												
658 m	K3/658-F1	Kies hinter Zulauf Ka 3, Süd oben (trocken)	28.08.08	13:40	x		IAF												
658 m	K3/658-F2	Kies hinter Zulauf Ka 3, Süd unten	28.08.08	13:40	x		IAF												
658 m	K3/658-F3	Kies hinter Zulauf Ka 3, Süd unten Feinkorn	28.08.08	13:40	x		IAF												
658 m	K3/658-F4	Kies hinter Zulauf Ka 3, Mitte oben	28.08.08	13:40	x		IAF												
658 m	K3/658-F5	Kies hinter Zulauf Ka 3, Mitte unten	28.08.08	13:40	x		IAF												
658 m	K3/658-F6	Kies hinter Zulauf Ka 3, Ost oben	28.08.08	13:40	x		IAF												
658 m	K3/658-F7	Kies hinter Zulauf Ka 3, Ost unten	28.08.08	13:40	x		IAF												
658 m	K3/658-F8	Salz unten am Zulauf Ka 3	28.08.08	13:40	x		IAF												
658 m	MP 115-F1	nahe MP 115, Ronneberger Versatz (unten)	28.08.08	13:30	x		IAF												
658 m	MP 115-F2	nahe MP 115, Ronneberger Versatz (oben)	28.08.08	13:30	x		IAF												
725 m	MP 38-F1	Bodensatz westlicher Laugensumpf	28.08.08	14:30	x	Cs-137	IAF												
725 m	MP 38-F2	Schotter, Strecke vor MP 38	28.08.08	14:30	x	Cs-137	IAF												
725 m	MP 38-F3	Schotter, Strecke vor Kammer 2	28.08.08	14:30	x	Cs-137	IAF												
725 m	MP 38-F4	Schotter, Strecke vor Kammer 3	28.08.08	14:30	x	Cs-137	IAF												
725 m	MP 38-F5	rostige Stalaktiten	28.08.08	14:30	x	Cs-137	IAF												
725 m	MP 38-F6	Rost Ausbaubogen Kammer 3	28.08.08	14:30	x	Cs-137	IAF												
725 m	MP 38-F7	rostig. Blech, Nähe Kammer 3	28.08.08	14:30	x	Cs-137	IAF												
750 m	MP RS-F	Salz/Bodensatz Reichelt-Sumpf	28.08.08	17:45	x	Cs-137	IAF												
750 m	MP 21-F	Salz/Bodensatz MP 21	29.08.08	12:00	x	x	VKTA	IAF	IAF	IAF	IAF	FZJ	FZJ				x	x	FZJ
750 m	MP L3-F	Salz/Bodensatz MP L3	29.08.08	10:30	x	x	VKTA	IAF	IAF	IAF	IAF	FZJ	FZJ				x	x	FZJ
750 m	MP L4-F	Salz/Bodensatz MP L4	29.08.08	11:00	x	x	VKTA	IAF	IAF	IAF	IAF	FZJ	FZJ				x	x	FZJ
750 m	MP L5-F	trockenes Bodenmat. Sohlenschlitz zw. Ka 8 & 9	28.08.08	17:15	x	Cs-137	IAF												
-	MP Sch-LP	trockener Schotter, Lagerplatz (im Freien)	29.08.08	13:30	x		IAF												
800 m	MP Sch-800m	trockener Schotter von 800-m-Sohle	28.08.08	n.b.	x		IAF												
775 m	Pr. 3	Sorel A1/SV-775-4	28.08.08	n.b.	x		IAF												
-	MP BWZ-S	Schlamm aus Betriebswasser-Zisterne (250 m <sup>3</sup> )	26.09.08	10:00	x	Cs-137	IAF												
-	MP BWZ-1	Inkrustation in Betriebswasser-Zisterne (250 m <sup>3</sup> )	26.09.08	10:00	x	Cs-137	IAF												

**Anmerkungen:**

1. Cs-137 in Spalte "NV" bedeutet: Prüfung auf Cs-137-Kontamination im Rahmen der vollständigen gammaspektrometrischen Analyse
2. x in Spalten "Beta(LSC)" bedeutet: Messung noch nicht freigegeben

Tabelle 5-5: Kondensatproben zur Bestimmung von H-3 in Grubenwettern <sup>5</sup>

Sohle	Proben- Bezeichnung	Beschreibung	Probenahme	
			Datum	Zeit
		<b>Kondensat aus Klimaanlage</b>		
<b>490 m</b>	MP_KEW	E-Werkstatt	26.09.08	11:30
<b>490 m</b>	MP_KKfZ	Kfz-Werkstatt	26.09.08	11:30
<b>490 m</b>	MP_KUDO	UDO-Container; Sammelbehälter (1 m <sup>3</sup> )	26.09.08	11:30
<b>700 m</b>	MP_KBA20S	BA 20 Sozial-Container	26.09.08	12:00
<b>725 m</b>	MP_KBA40	BA 40	26.09.08	12:00
<b>750 m</b>	MP_KBA30	BA 30	26.09.08	12:30
		<b>Kondensat aus Kompressoren</b>		
<b>W 679 m</b>	MP_KAC	E-Kompressor Atlas Copco (Wendel), Sammelb. (1 m <sup>3</sup> )	26.09.08	11:45
<b>700 m</b>	MP_KBA20AC	E-Kompressor Atlas Copco (BA 20), Sammelb. (1 m <sup>3</sup> )	26.09.08	12:45

<sup>5</sup> Anmerkung: Im Hinblick auf (spätere) genauere Untersuchungen zum Radionuklidgehalt der Grubenwetter, die von HZM (SchachtanlageASSE) bereits angefordert wurden, werden die Kondensatproben auch zur Messung von Pb-210 und Po-210 in den Grubenwettern genutzt. Die Bestimmung von Pb-210 erfolgt dabei durch eine wiederholte alphaspektrometrische Messung von Po-210, dessen Aufbau aus dem Zerfall von Pb-210 nach einem längeren Zeitabschnitt (mindestens ein Monat, besser nach wenigen Monaten) sehr genau gemessen werden kann, woraus auf die Pb-210-Aktivität geschlossen werden kann.

## **6. AUSWERTUNG DER MESSERGEBNISSE**

Die radiologischen und chemischen Laboranalysen sind für das jeweilige in Abschnitt 5.3 definierte Mengengerüst durchgeführt worden. Die Messwerte sind in Anhang D (radiologische Analysen) bzw. Anhang E (chemische Analysen) dokumentiert. In den Abschnitten 6.2 bis 6.7 werden unter den speziellen Gesichtspunkten wichtige Daten ausgewertet. In Abschnitt 6.1 werden zuvor kurze Erläuterungen zur Darstellung der radiologischen Messwerte gegeben.

### **6.1. Zur Darstellung der radiologischen Messwerte**

Zur vollständigen Darstellung der Ergebnisse von Kernstrahlungsmessungen werden verschiedene Parameterwerte für die Quantifizierung von Messunsicherheiten angegeben, die zunächst kurz erläutert werden (zu den weiterführenden Grundlagen sei auf [20] verwiesen). Die Parameterwerte beziehen sich immer auf ein bestimmtes Radionuklid.

Die **Erkennungsgrenze (EKG)** ist definiert als der kritische Wert eines statistischen Tests der Nullhypothese "Aktivität des analysierten Radionuklids in der Probe ist gleich Null". Wenn der Messwert größer als die EKG ist, wird die Nullhypothese verworfen. Dabei kann ein Fehler 1. Art (Nullhypothese wird fälschlich verworfen) zur vorgegebenen Irrtumswahrscheinlichkeit<sup>6</sup> auftreten.

Die **Nachweisgrenze (NWG)** ist über die Irrtumswahrscheinlichkeit für den Fehler 2. Art definiert, bei dem die Nullhypothese fälschlich angenommen wird (es wird keine Aktivität nachgewiesen, obwohl in Wahrheit eine Aktivität des analysierten Radionuklids vorliegt).

Wenn der Messwert über der NWG liegt, kann mit großer Sicherheit davon ausgegangen werden, dass die Nullhypothese nicht gerechtfertigt ist und eine Aktivität des analysierten Radionuklids vorliegt. In diesem Fall wird durch untere und obere Vertrauensgrenzen ein **Vertrauensbereich** charakterisiert, der den wahren Wert der Messgröße bei vorgegebener Irrtumswahrscheinlichkeit einschließt. Vereinfacht wird angenommen, dass die Messunsicherheit durch eine Normalverteilung mit der Standardunsicherheit  $\sigma$  beschrieben werden kann. Der wahre Wert der Messgröße liegt dann für die mit 0,05 angesetzte Irrtumswahrscheinlichkeit im Vertrauensbereich (Messwert  $\pm 2 \cdot \sigma$ ).

Die Erkennungsgrenze einer Messung charakterisiert somit jene Schwelle, unter der eine eventuell vorhandene geringe Aktivität nicht erkannt wird. Die Nachweisgrenze ist dagegen jene Grenze, über der die Messwerte mit hoher Sicherheit einer real vorhandenen Aktivität entsprechen. Die Unsicherheit der Messung dieser Aktivität wird durch den Vertrauensbereich charakterisiert.

Für die radiologischen Messwerte sind in den Tabellen von Anhang D sowohl EKG als auch NWG angegeben.<sup>7</sup> Fälle mit Messwerten "< EKG" bzw. "< NWG" (aber größer EKG) sind durch ein "x" in der entsprechenden Spalte gekennzeichnet. Im letztgenannten Fall ist informativ der Messwert aufgeführt, der eine Tendenz bzgl. der Nullhypothese oder einer nicht nachgewiesenen Aktivität zum Ausdruck bringt, jedoch nicht in die Freigaberechnungen eingeht (siehe Kapitel 7). Der Vertrauensbereich für Messwerte über der NWG ist durch den Wert von  $2 \cdot \sigma$  charakterisiert.

<sup>6</sup> Für alle statistischen Kenngrößen wurde einheitlich eine Irrtumswahrscheinlichkeit von 0,05 vorgegeben.

<sup>7</sup> Eine Ausnahme gilt für Messwerte der ICP-MS, für die nur die NWG angegeben werden kann.

## 6.2. Vergleichsmessungen für fünf Laugeproben

Zu Beginn der sehr umfangreichen Laboranalysen wurden für die fünf ausgewählten Laugeproben MP\_WPB, MP\_RS, MP\_21, MP\_22 und MP\_L3 Vergleichsmessungen für wichtige Radionuklide durchgeführt, um die Eignung von unterschiedlichen Probebehandlungs- und Messmethoden zu verifizieren und für die weiteren Messungen eine möglichst optimale Aufteilung der Messaufgaben unter den Gesichtspunkten der Qualität der Messwerte sowie der verfügbaren Kapazitäten der beteiligten Labors zu erreichen. Zum Umfang dieser Vergleichsmessungen sei auf die Anmerkung 1 unter Tabelle 5-2 verwiesen. Abgesehen von den schon erwähnten Problemen bei der Messung von Sr-90 und Tc-99 für die kontaminierten Laugeproben MP\_21 und MP\_L3 ergaben die Vergleiche relativ gute Übereinstimmungen der Messwerte; z. T. zeigten sich aber auch gewisse Unterschiede. Dies ist in Tabelle 6-1 für H-3 und in Tabelle 6-2 für U-238 verdeutlicht.

Tabelle 6-1: Ergebnisse der Vergleichsmessungen zu H-3, Angaben in Bq/l

Probe	FZJ		IAF		VKTA	
	Messwert	2·σ	Messwert	2·σ	Messwert	2·σ
MP_WPB	455	40	449	48	425	120
MP_RS	253	24	297	42	295	90
MP_21	3,1E+06	2,5E+05	1,9E+06	2,1E+05	2,1E+06	3,0E+05
MP_22	4290	86	3640	590	3800	1100
MP_L3	2,2E+06	7,9E+04	1,3E+06	1,5E+05	1,5E+06	2,0E+05

Tabelle 6-2: Ergebnisse der Vergleichsmessungen zu U-238, Angaben in Bq/l

Probe	FZJ (ICP-MS)		IAF (α-Spektrometrie)		VKTA (α-Spektrometrie)	
	Messwert	2·σ	Messwert	2·σ	Messwert	2·σ
MP_WPB	0,038	0,001	0,030	0,010	0,040	0,010
MP_RS	0,022	0,001	0,006	0,003	0,010	0,006
MP_21	0,022	0,001	0,007	0,003	0,015	0,008
MP_22	0,321	0,005	0,24	0,04	0,22	0,02
MP_L3	0,125	0,005	0,08	0,02	0,08	0,01

Die Messung der Tritiumkonzentration erfolgte einheitlich mittels Beta-LSC. Die H-3-Messwerte von IAF und VKTA stimmen unter Beachtung der Messunsicherheiten für alle fünf Proben sehr gut überein. Dies trifft überwiegend auch auf die Messwerte von FZJ zu, die bei hohen Aktivitätskonzentration von H-3 jedoch statistisch signifikant nach oben abweichen. Die H-3-Messung der weiteren Proben wurde durch IAF bzw. VKTA durchgeführt.

Die Messung von U-238 erfolgte, wie aus Tabelle 6-2 ersichtlich, mittels Alphaspektrometrie bzw. ICP-MS. Die Messwerte stimmen für die Vergleichsproben relativ gut überein, wobei für Proben mit hohem U-238-Gehalt eine statistisch signifikante Abweichung der ICP-MS-Messwerte nach oben festzustellen ist.

Aus methodischer Sicht ist anzumerken, dass die ICP-MS wegen ihrer kleinen Nachweisgrenze gut zur Identifikation sehr kleiner Konzentrationen von U-238 und Th-232 geeignet ist. Der wesentliche Vorteil der Alphaspektrometrie ist die Messung mehrerer relevanter U- und Th-Isotope. Außerdem

können bei der radiochemischen Probenaufbereitung größere Teilproben verwendet werden. Damit werden geringe Inhomogenitäten in der Probe besser ausgeglichen.

Für Pu-238, Pu-239/240 und Am-241 lagen die in den Vergleichsmessungen von FZJ und VKTA ermittelten Werte durchgehend unter den Erkennungsgrenzen, die in Tabelle 6-3 zusammengefasst sind. Die weiteren Messungen für diese Radionuklide wurden durch FZJ durchgeführt.

Tabelle 6-3: Ergebnisse der Vergleichsmessungen zu Pu-238, Pu-239/240 und Am-241; es ist durchgehend " $C_i < EKG_i$ " bestimmt worden; **EKG in Bq/l**

Probe	FZJ			VKTA		
	Pu-238	Pu-239/240	Am-241	Pu-238	Pu-239/240	Am-241
MP_WPB	0,0039	0,0032	0,0036	0,002	0,002	0,004
MP_RS	0,0033	0,0055	0,0055	0,002	0,002	0,012
MP_21	0,0048	0,0022	0,0061	0,004	0,002	0,003
MP_22	0,0070	0,0039	0,0086	0,002	0,002	n.b.
MP_L3	0,0057	0,0040	0,0038	n.b.	n.b.	0,005

### 6.3. Übersicht zu radiologischen Messwerten und zu den chemischen Analyse

Die Tabelle 6-4 gibt eine Übersicht zu wichtigen Messergebnissen der radiologischen Analyse. Eine Vielzahl künstlicher Radionuklide, deren Messung in allen untersuchten Salzlösungen zur Aussage "Aktivitätskonzentration  $C_i < EKG_i$ " führte, ist in der Tabelle 6-4 nicht aufgeführt. Es sind folgende künstliche Radionuklide, die **sowohl in den gefassten Zutrittslösungen als auch in den Laugeproben aus der Nähe von LAW-Kammern nicht vorgefunden** wurden:

**Cl-36, Nb-94, Ag-108m, Sb-125, I-129, Ba-133, Eu-152, Eu-154,  
U-236, Pu-238, Pu-239/240, Am-241.**

Drei weitere künstliche Radionuklide wurden ausschließlich **in Laugeproben aus der Nähe von LAW-Kammern vorgefunden**:

**Co-60, Sr-90, Tc-99.**

Auf diese drei Radionuklide wird im Endbericht eingegangen; sie sind in Tabelle 6-4 ebenfalls nicht aufgeführt.

Für die **Thoriumisotope** Th-227, Th-228, Th-230 und Th-232 ergaben die alphaspektrometrischen Messungen keine Werte über der EKG von 1 mBq/l. Mittels ICP-MS wurden für Th-232 Werte unter 1 mBq/l bestimmt (siehe Anhang D). Für das Freigabeverfahren sind sie aber ohne Belang. Sie wurden deshalb in Tabelle 6-4 ebenfalls nicht angegeben.

Für **U-238** sind die aus der vollständigen Gammaspktrometrie resultierenden Werte (EKG) nicht aussagekräftig und deshalb in Tabelle 6-4 nicht aufgeführt. Für U-238 sind alphaspektrometrisch bzw. mit ICP-MS bestimmte Werte relevant. Abweichungen zwischen den mit diesen Methoden bestimmten Aktivitätskonzentrationen sind für einige Proben erheblich (siehe Tabelle 6-4). Dies betrifft insbesondere Salzlösungen mit geringem Urangehalt. Zu dieser Problematik wären u. E. weitere methodische Untersuchungen zur Erarbeitung spezieller Anleitungen für die Probenbehandlung

und Aktivitätsanalyse sinnvoll. Für die Freigabe der gefassten Zutrittslösungen ergeben sich daraus jedoch keine Einschränkungen, da der Gehalt an Uranisotopen im Vergleich zu den Freigabewerten sehr gering ist. Wegen der noch bestehenden methodischen Fragen wird aber für die Uranisotope auf die Bestimmung des natürlichen Untergrundwertes, der in den Freigaberechnungen abgezogen werden könnte, verzichtet.

Bzgl. **U-233** ist anzumerken, dass die alphaspektrometrischen Messungen keine Unterscheidung von der Aktivität des natürlichen Uranisotops **U-234** ermöglichen. Dies ist ein zusätzlicher Grund dafür, in den Freigaberechnungen für die Uranisotope (konservativ) keinen Abzug des natürlichen Untergrundwertes vorzunehmen.

Die Bestimmung von Ra-226 erfolgte sowohl mittels Gamma- als auch durch Alphaspektrometrie. Die Messergebnisse zeigen, dass beide Methoden überwiegend gleichwertig sind. In Laugeproben mit hohem Cs-137- oder K-40-Gehalt wird die gammaspektrometrische Messung von Ra-226 aber durch die COMPTON-Strahlung erschwert. In Wässern mit relativ hohen Urangelhalten kann die Erkennungsgrenze für Ra-226, wenn dessen 186-keV-Linie durch Beiträge von U-235 stark überlagert ist, ebenfalls relativ groß sein. Die Abbildung 6-1 zeigt einen Vergleich der Messwerte aller Salzlösungs- und Wasserproben (27 aus 41 Proben), für die mit beiden Methoden Messwerte über der jeweiligen NWG resultierten.

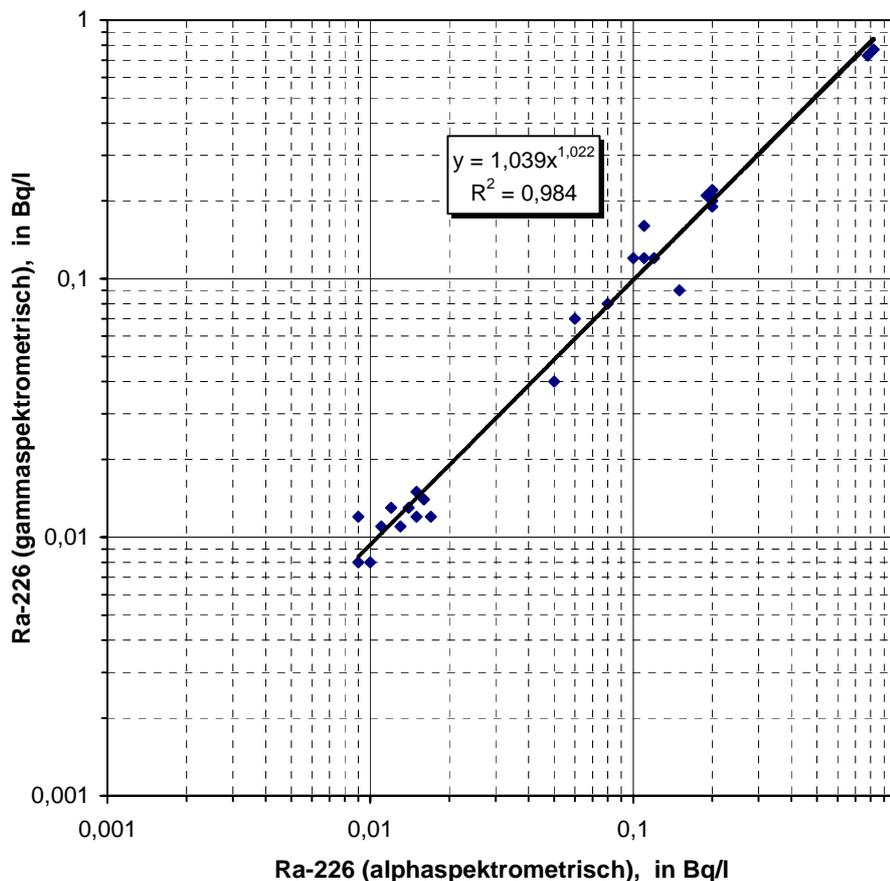


Abbildung 6-1: Vergleich von  $\alpha$ - und  $\gamma$ -spektrometrisch bestimmten Ra-226-Aktivitätskonzentrationen

Unter Beachtung der sehr guten Übereinstimmung der durch Alpha- und Gammaskpektrometrie für Ra-226 bestimmten Aktivitätskonzentrationen wurde für die Freigaberechnungen die nachfolgende Vorgehensweise für die Nutzung der Ra-226-Messwerte gewählt:

- Wenn beide Methoden Messwerte über der NWG liefern, wird der höhere Wert genutzt (gemäß Abbildung 6-1 kann dies mit einer geringfügigen Konservativität verbunden sein).
- Wenn nur eine der beiden Methoden einen Messwert über der NWG liefert, wird dieser Wert in den Freigaberechnungen genutzt.
- Wenn beide Methoden nur zu einem Ergebnis " $C_{\text{Ra-226}} < \text{EKG}_{\text{Ra-226}}$ " oder " $C_{\text{Ra-226}} < \text{NWG}_{\text{Ra-226}}$ " führen, wird der kleinste dieser Werte genutzt.

In der Tabelle 6-4 sind die nach dieser Vorgehensweise bestimmten Ra-226-Messwerte angegeben. Eine vollständige Dokumentation der Ra-226 Messwerte enthält Anhang D.

In Tabelle 6-4 sind Messwerte zu den folgenden natürlichen Radionukliden Rn-222, Ra-224 ( $\alpha$ -Spektrometrie) und U-235 nicht aufgeführt (siehe diesbezüglich Anhang D).

Eine Übersicht zu den Ergebnissen der gammaspektrometrischen Analyse der Feststoffproben gibt die Tabelle 6-5. Die hier nicht genannten Salz-/Bodensatzproben MP 21-F, MP L-3-F und MP L4-F sind Gegenstand des Endberichts.

Eine Übersicht zu den Ergebnissen der chemischen Laboranalysen gibt die Tabelle 6-6. Die chemischen Analysen dienen der generellen Charakterisierung der untersuchten Salzlösungen, die auch für die radiochemische Probenaufbereitung im Rahmen der radiologischen Analysen benötigt wird, insbesondere jedoch dem Systemverständnis (Herkunft der Lösungen und Veränderungen in den Sohlen). Zur Zusammenstellung der Analysenwerte für Zutrittslösungen, Laugen und Wässer, die durch FZJ bestimmt wurden<sup>8</sup>, ist anzumerken:

- Die Plausibilitäts- und Konsistenzprüfung ist noch nicht abgeschlossen, weshalb die Angaben insgesamt noch als vorläufig zu verstehen sind. Einige Messungen liegen uns noch nicht vor, z. B. für die Spurenelemente in den Proben aus dem Speicherbecken 3). Es könnten ggf. noch Korrekturen erforderlich sein. Eine abschließende Darstellung und Diskussion der chemischen Analysen wird deshalb erst im Endbericht erfolgen.
- Unter Vorbehalt stehen insbesondere die Kationen-/Anionen-Werte zu den Proben MP\_SK, MP\_36 und MP\_L6, für welche die derzeit vorliegenden Daten sehr große Ionenbilanzfehler aufweisen (von ca. 28 %, 17 % bzw. 74 %).
- Für die Proben MP\_RL1, MP\_39 (725-m-Sohle) sowie MP\_QN, MP\_L2, und MP\_L4 (750-m-Sohle) weisen die zurzeit vorliegenden chemischen Analysen der Spurenelemente extrem hohe Gehalte an Zn bzw. Pb aus. Diese Daten werden durch zusätzliche QS-Maßnahmen überprüft.

Die in Tabelle 6-6 angegebenen Dichten sind durch FZJ bestimmte Werte. Sie stimmen relativ gut mit den durch IAF bestimmten Dichten überein, die in Anhang D zusammen mit den radiologischen Messwerten angegeben sind. Die relativen Abweichungen liegen unter 4 %.

---

<sup>8</sup> Eine Ausnahme stellen diesbezüglich die chemischen Analysenwerte für die Betriebswasserproben MP\_BrS4-B, MP\_BrS4-Z, MP\_BrS4-H, und MP\_BrS4-V dar, die durch VKTA ermittelt wurden.

**Tabelle 6-4: Übersicht zu Messergebnissen<sup>\*)</sup> der Aktivitätskonzentration in Salzlösungen, Grundwasser, und Trinkwasser, in Bq/l**

Messpunkt	Lage	H-3		C-14		K-40		Cs-137	
MP_SB1vo	490-mS	254	MW	0,16	MW	113	MW	< 0,02	EKG
MP_SB1vu	490-mS	168	MW	0,24	MW	110	MW	< 0,06	EKG
MP_SB1ho	490-mS	189	MW	0,12	MW	115	MW	< 0,08	EKG
MP_SB1hu	490-mS	185	MW	0,11	MW	102	MW	< 0,08	EKG
MP_SB1-PN	490-mS	144	MW	0,24	MW	112	MW	< 0,06	EKG
MP_WPB	490-mS	449	MW	0,34	MW	55	MW	0,22	MW
MP_SB2o	490-mS	142	MW	0,16	MW	29	MW	< 0,05	EKG
MP_SB2u	490-mS	128	MW	0,17	MW	29	MW	< 0,14	EKG
MP_SB3v	490-mS	103	MW	0,18	MW	104	MW	< 0,08	EKG
MP_SB3h	490-mS	92	MW	0,11	MW	109	MW	< 0,08	EKG
MP_SB3-PN	490-mS	103	MW	0,10	MW	99	MW	< 0,08	EKG
MP_27-Z	658-mS	< 3	EKG	0,10	MW	88	MW	< 0,07	EKG
MP_27-S	658-mS	14	MW	0,06	MW	91	MW	< 0,09	EKG
MP_27-ZS	658-mS	63	MW	0,18	MW	88	MW	< 0,05	EKG
MP_115	658-mS	795	MW	0,08	MW	318	MW	< 0,07	EKG
MP_SaB1	725-mS	260	MW	0,18	MW	250	MW	0,58	MW
MP_SaB1	725-mS	260	MW	0,10	MW	250	MW	< 0,1	EKG
MP_RL1	725-mS	1770	MW	0,24	MW	184	MW	< 0,07	EKG
MP_RL2	725-mS	143	MW	0,11	MW	168	MW	< 0,08	EKG
MP_38	725-mS	160	MW	0,17	MW	256	MW	< 0,06	EKG
MP_39	725-mS	1900	MW	0,68	MW	850	MW	< 0,13	EKG
MP_QN	750-mS	131	MW	0,12	MW	420	MW	4,9	MW
MP_SK	750-mS	432	MW	0,15	MW	94	MW	< 0,07	EKG
MP_RS	750-mS	295	MW	0,13	MW	96	MW	< 0,07	EKG
MP_21	750-mS	1,9E+6	MW	4,9	MW	176	MW	54000	MW
MP_22	750-mS	3640	MW	0,17	MW	34	MW	< 0,07	EKG
MP_36	750-mS	2220	MW	0,23	MW	470	MW	< 0,12	EKG
MP_37	750-mS	3290	MW	1,4	MW	415	MW	< 0,13	EKG
MP_L2	750-mS	3,3E+6	MW	1070	MW	395	MW	620	MW
MP_L3	750-mS	1,3E+6	MW	11,8	MW	295	MW	58	MW
MP_L4	750-mS	3,5E+6	MW	6,3	MW	560	MW	1130	MW
MP_L6	750-mS	5,6E+4	MW	0,34	MW	520	MW	< 0,11	EKG
MP_R8-S	Asse-S	< 2	EKG		n.b.	7	MW	< 0,08	EKG
MP_R8-F	Asse-S	< 2	EKG		n.b.	9,4	MW	< 0,015	EKG
MP_H24b	Asse-W	< 2	EKG		n.b.	12	MW	< 0,01	EKG
MP_TW-HW	Asse	< 2	EKG		n.b.	< 0,04	EKG	< 0,005	EKG
MP_TW-BW	Wittmar	< 2	EKG		n.b.	< 0,05	EKG	< 0,005	EKG
MP_BrS4-B	Asse	< 3	EKG		n.b.	< 0,06	EKG	< 0,004	EKG
MP_BrS4-Z	Asse	< 3	EKG		n.b.	0,09	MW	< 0,004	EKG
MP_BrS4-H	Asse	< 3	EKG		n.b.	< 0,06	EKG	< 0,004	EKG
MP_BrS4-V	490-mS	33	MW		n.b.	0,08	MW	< 0,004	EKG

<sup>\*)</sup> MW = Messwert oberhalb Nachweisgrenze; NWG = Nachweisgrenze, EKG = Erkennungsgrenze

**Tabelle 6-4: (Fortsetzung) Übersicht zu Messwerten<sup>\*)</sup> der Aktivitätskonzentration in Salzlösungen, Grundwasser, und Trinkwasser; in Bq/l**

Messpunkt	Lage	Po-210		Pb-210		Ra-224		Ra-226 <sup>**)</sup>	
MP_SB1vo	490-mS	0,01	MW	0,017	MW	0,1	MW	0,12	MW(g)
MP_SB1vu	490-mS	< 0,002	NWG	< 0,014	EKG	< 0,04	NWG	0,12	MW(a)
MP_SB1ho	490-mS	0,009	MW	0,012	MW	0,06	MW	0,16	MW(g)
MP_SB1hu	490-mS	< 0,002	NWG	< 0,01	EKG	0,03	MW	0,12	MW(g)
MP_SB1-PN	490-mS	0,04	MW	< 0,01	NWG	0,13	MW	0,15	MW(a)
MP_WPB	490-mS	0,006	MW	0,012	MW	< 0,005	EKG	0,05	MW(a)
MP_SB2o	490-mS	0,017	MW	< 0,02	EKG	< 0,01	EKG	0,026	MW(g)
MP_SB2u	490-mS	0,021	MW	< 0,03	EKG	< 0,02	NWG	0,03	MW(g)
MP_SB3v	490-mS	0,004	MW	< 0,008	EKG	0,08	MW	0,22	MW(g)
MP_SB3h	490-mS	< 0,002	EKG	< 0,008	EKG	0,08	MW	0,21	MW(g)
MP_SB3-PN	490-mS	< 0,002	NWG	< 0,008	EKG	0,09	MW	0,22	MW(g)
MP_27-Z	658-mS	0,004	MW	< 0,017	EKG	1,6	MW	0,2	MW(a)
MP_27-S	658-mS	< 0,002	NWG	< 0,014	EKG	1,3	MW	0,21	MW(g)
MP_27-ZS	658-mS	0,002	MW	< 0,02	EKG	0,12	MW	0,2	MW(a)
MP_115	658-mS	0,005	MW	< 0,02	EKG	< 0,01	EKG	< 0,004	EKG(a)
MP_SaB1	725-mS	0,004	MW	< 0,02	EKG	< 0,1	EKG	0,011	MW(a)
MP_SaB1	725-mS	0,003	MW	< 0,02	EKG	< 0,06	EKG	0,014	MW(a)
MP_RL1	725-mS	0,008	MW	0,02	MW	< 0,05	EKG	0,013	MW(g)
MP_RL2	725-mS	< 0,002	NWG	< 0,014	NWG	< 0,08	EKG	< 0,01	EKG(g)
MP_38	725-mS	< 0,001	EKG	< 0,02	EKG	< 0,06	EKG	0,012	MW(g)
MP_39	725-mS	0,004	MW	< 0,01	EKG	< 1	EKG	< 0,002	NWG(a)
MP_QN	750-mS	0,018	MW	< 0,13	EKG	< 0,4	EKG	0,013	MW(a)
MP_SK	750-mS	0,14	MW	< 0,3	EKG	< 0,05	EKG	0,015	MW(a)
MP_RS	750-mS	0,08	MW	< 0,2	EKG	< 0,08	EKG	0,016	MW(a)
MP_21	750-mS	2,8	MW	5,5	MW	< 0,7	EKG	0,028	MW(a)
MP_22	750-mS	0,006	MW	< 0,014	NWG	< 0,01	EKG	0,004	MW(a)
MP_36	750-mS	< 0,002	NWG	< 0,03	EKG	< 0,07	EKG	0,01	MW(a)
MP_37	750-mS	0,032	MW	< 0,1	EKG	< 0,07	EKG	0,003	MW(g)
MP_L2	750-mS	0,009	MW	< 0,1	EKG	< 0,4	EKG	0,017	MW(a)
MP_L3	750-mS	5	MW	11	MW	< 0,03	EKG	0,008	MW(a)
MP_L4	750-mS	2,6	MW	12	MW	< 0,03	EKG	< 0,01	EKG(g)
MP_L6	750-mS	0,018	MW	< 0,1	EKG	< 0,13	EKG	0,07	MW(g)
MP_R8-S	Asse-S	< 0,001	EKG	< 0,01	EKG	0,07	MW	0,78	MW(a)
MP_R8-F	Asse-S	< 0,002	NWG	< 0,07	EKG	< 0,05	EKG	0,82	MW(a)
MP_H24b	Asse-W	< 0,002	NWG	< 0,02	EKG	0,2	MW	0,08	MW(a)
MP_TW-HW	Asse	< 0,002	EKG	< 0,02	EKG	< 0,02	EKG	0,003	MW(a)
MP_TW-BW	Wittmar	< 0,002	EKG	< 0,02	EKG	< 0,03	EKG	0,015	MW(a)
MP_BrS4-B	Asse	< 0,004	NWG	< 0,03	EKG	< 0,04	EKG	0,009	MW(a)
MP_BrS4-Z	Asse	0,02	MW	< 0,06	NWG	< 0,03	EKG	0,008	MW(a)
MP_BrS4-H	Asse	0,005	MW	< 0,03	EKG	< 0,03	EKG	0,003	MW(a)
MP_BrS4-V	490-mS	0,029	MW	< 0,03	EKG	< 0,03	EKG	< 0,002	NWG(a)

<sup>\*)</sup> MW = Messwert oberhalb Nachweisgrenze; NWG = Nachweisgrenze, EKG = Erkennungsgrenze

<sup>\*\*)</sup> für Ra-226: (a) = Alphaspektrometrie; (g) = Gammaskpektrometrie

**Tabelle 6-4:** (Fortsetzung) Übersicht zu Messwerten<sup>\*)</sup> der Aktivitätskonzentration in Salzlösungen, Grundwasser, und Trinkwasser; in Bq/l

Messpunkt	Lage	Ra-228		U-233/234		U-238 (α-Spekt.)		U-238 (ICP-MS)	
MP_SB1vo	490-mS	0,33	MW	0,007	MW	< 0,002	NWG	0,0088	MW
MP_SB1vu	490-mS	0,34	MW	0,009	MW	0,004	MW	0,0059	MW
MP_SB1ho	490-mS	0,26	MW	0,012	MW	0,005	MW	0,0064	MW
MP_SB1hu	490-mS	0,29	MW	0,011	MW	0,003	MW	0,0058	MW
MP_SB1-PN	490-mS	0,39	MW	0,007	MW	< 0,002	NWG	0,0054	MW
MP_WPB	490-mS	0,012	MW	0,06	MW	0,03	MW	0,038	MW
MP_SB2o	490-mS	< 0,006	EKG	0,005	MW	< 0,002	NWG	0,0086	MW
MP_SB2u	490-mS	< 0,016	NWG	0,003	MW	< 0,001	NWG	0,0101	MW
MP_SB3v	490-mS	0,41	MW	0,011	MW	0,003	MW	0,0056	MW
MP_SB3h	490-mS	0,44	MW	0,007	MW	0,004	MW	0,0056	MW
MP_SB3-PN	490-mS	0,45	MW	0,007	MW	0,003	MW	0,0035	MW
MP_27-Z	658-mS	0,48	MW	0,004	MW	< 0,002	NWG	0,0015	MW
MP_27-S	658-mS	0,52	MW	0,007	MW	< 0,002	NWG	0,0012	MW
MP_27-ZS	658-mS	0,48	MW	0,007	MW	< 0,002	NWG	0,0048	MW
MP_115	658-mS	< 0,005	EKG	0,028	MW	0,006	MW	0,0167	MW
MP_SaB1	725-mS	< 0,01	NWG	0,049	MW	0,025	MW	0,018	MW
MP_SaB1	725-mS	< 0,008	NWG	0,03	MW	0,017	MW	0,0082	MW
MP_RL1	725-mS	0,028	MW	0,014	MW	0,005	MW	0,0104	MW
MP_RL2	725-mS	< 0,4	EKG	0,011	MW	0,005	MW	0,0104	MW
MP_38	725-mS	< 0,02	NWG	0,019	MW	0,024	MW	0,0138	MW
MP_39	725-mS	< 0,008	EKG	0,04	MW	0,03	MW	0,0319	MW
MP_QN	750-mS	0,016	MW	0,031	MW	0,014	MW	0,012	MW
MP_SK	750-mS	< 0,01	EKG	0,052	MW	0,025	MW	0,0125	MW
MP_RS	750-mS	0,015	MW	0,006	MW	0,006	MW	0,022	MW
MP_21	750-mS	< 0,22	EKG	0,012	MW	0,007	MW	0,022	MW
MP_22	750-mS	< 0,009	EKG	0,34	MW	0,24	MW	0,321	MW
MP_36	750-mS	0,011	MW	0,11	MW	0,07	MW	0,054	MW
MP_37	750-mS	< 0,01	NWG	0,025	MW	0,012	MW	0,0104	MW
MP_L2	750-mS	< 0,01	NWG	0,028	MW	0,013	MW	0,059	MW
MP_L3	750-mS	0,013	MW	0,035	MW	0,08	MW	0,125	MW
MP_L4	750-mS	< 0,014	NWG	0,13	MW	0,1	MW	0,0658	MW
MP_L6	750-mS	0,06	MW	0,01	MW	0,024	MW	0,0057	MW
MP_R8-S	Asse-S	0,027	MW	< 0,001	EKG	< 0,002	NWG	1,0E-4	MW
MP_R8-F	Asse-S	0,025	MW	0,004	MW	0,004	MW	4,8E-4	MW
MP_H24b	Asse-W	0,32	MW	0,004	MW	0,003	MW	0,0064	MW
MP_TW-HW	Asse	< 0,009	EKG	< 0,001	EKG	< 0,001	EKG	3,8E-4	MW
MP_TW-BW	Wittmar	0,018	MW	0,022	MW	0,012	MW		n.b.
MP_BrS4-B	Asse	0,012	MW	0,19	MW	0,075	MW	0,099	MW
MP_BrS4-Z	Asse	0,015	MW	0,2	MW	0,071	MW	0,100	MW
MP_BrS4-H	Asse	0,016	MW	0,21	MW	0,082	MW	0,095	MW
MP_BrS4-V	490-mS	0,016	MW	0,16	MW	0,062	MW	0,065	MW

<sup>\*)</sup> MW = Messwert oberhalb Nachweisgrenze; NWG = Nachweisgrenze, EKG = Erkennungsgrenze

Tabelle 6-5: Übersicht zu gammaspektrometrischen Messwerten \*) zur spezifischen Aktivität von Feststoffproben , in Bq/kg

Proben- bezeichnung	Sohle	Beschreibung Probenahmepunkt	U-238	Ra-226	Pb-210	U-235	Ac-227	Ra-223	Ra-228	Th-228	Cs-137	K-40
			Bq/kg	Bq/kg	Bq/kg	Bq/kg	Bq/kg	Bq/kg	Bq/kg	Bq/kg	Bq/kg	Bq/kg
SB1vu-s	490 m	Bodensatz aus Speicherbecken SB1 (vorne, unten)	< 1000	200 ± 100	< 900	< 50	< 50	< 50	< 300	< 300	< 50	3600 ± 300
MP WPF-1	490 m	linker Sack (west)	< 2	< 10	< 3	< 1	< 1	< 1	< 2	< 1	< 0,2	< 3
MP WPF-2	490 m	rechter Sack (ost)	< 3	< 4	< 4	< 1	< 1	< 1	< 1	< 0,3	< 0,2	< 5
K3/658-F1	658 m	Kies hinter Zulauf Ka-3, Süd oben (trocken)	28 ± 4	34 ± 6	31 ± 5	1,5 ± 0,5	< 2	< 2	33 ± 3	33 ± 2	< 1	590 ± 40
K3/658-F2	658 m	Kies hinter Zulauf Ka-3, Süd unten	26 ± 3	28 ± 4	21 ± 3	1,5 ± 0,5	< 2	< 2	26 ± 2	27 ± 2	< 1	450 ± 30
K3/658-F3	658 m	Kies hinter Zulauf Ka-3, Süd unten Feinkorn	18 ± 4	27 ± 5	33 ± 6	1,0 ± 0,4	< 2	< 2	28 ± 3	30 ± 3	< 0,5	510 ± 40
K3/658-F4	658 m	Kies hinter Zulauf Ka-3, mitte oben	25 ± 6	25 ± 6	20 ± 6	1,0 ± 0,4	< 2	< 2	30 ± 3	31 ± 3	< 0,5	520 ± 40
K3/658-F5	658 m	Kies hinter Zulauf Ka-3, mitte unten	25 ± 5	27 ± 6	24 ± 8	1,0 ± 0,4	< 2	< 2	29 ± 3	28 ± 3	< 0,5	450 ± 40
K3/658-F6	658 m	Kies hinter Zulauf Ka-3, Ost oben	24 ± 4	25 ± 5	20 ± 5	1,0 ± 0,4	< 2	< 2	30 ± 3	31 ± 3	< 1	490 ± 40
K3/658-F7	658 m	Kies hinter Zulauf Ka-3, Ost unten	21 ± 3	23 ± 4	19 ± 3	1,0 ± 0,4	< 2	< 2	27 ± 3	27 ± 2	< 1	470 ± 40
K3/658-F8	658 m	Salz unten am Zulauf Ka-3	< 2	< 2	< 2	< 1	< 1	< 1	< 1	< 0,4	< 0,3	8 ± 4
MP 115-F1	658 m	Ronneberger Versatz (unten)	< 4	< 4	< 4	< 1	< 1	< 1	< 2	< 2	< 1	1600 ± 100
MP 115-F2	658 m	Ronneberger Versatz (oben)	< 3	< 4	< 4	< 1	< 1	< 1	< 2	< 1	< 1	185 ± 15
MP 38-F1	725 m	Bodensatz, westl. Laugensumpf	< 2	< 3	< 3	< 1	< 1	< 1	< 2	< 1	< 1	18 ± 5
MP 38-F2	725 m	Schotter	4 ± 2	6 ± 3	5 ± 3	< 1	< 1	< 1	6 ± 2	6 ± 2	< 0,2	210 ± 20
MP 38-F3	725 m	Schotter, 725 m - Sohle, Strecke vor Kammer 2	10 ± 4	15 ± 7	11 ± 5	< 1	< 1	< 1	9 ± 2	9 ± 2	< 0,4	810 ± 60
MP 38-F4	725 m	Schotter, 725 m - Sohle, Strecke vor Kammer 3	11 ± 3	19 ± 5	19 ± 4	< 1	< 2	< 2	8 ± 2	8 ± 2	< 0,1	395 ± 25
MP 38-F5	725 m	rostige Stalaktiten	< 2	< 2	< 2	< 1	< 1	< 1	< 1	< 0,5	< 0,2	880 ± 60
MP 38-F6	725 m	Rost Ausbaubogen, Kammer 3	< 16	< 20	30 ± 15	< 2	< 2	< 2	< 8	< 3	< 2	470 ± 60
MP 38-F7	725 m	rostiges Blech aus der Nähe von Kammer 3	< 10	< 8	14 ± 7	< 1	< 1	< 1	< 2	< 0,2	< 0,3	50 ± 15
MP RS-F	750 m	Salz/Bodensatz Reicheltsümpfe	< 10	20 ± 10	< 50	< 1	< 1	< 1	< 10	< 3	< 1	1740 ± 120
MP L5-F	750 m	Feststoffprobe trockene Laugestelle L5	10 ± 3	10 ± 4	20 ± 12	< 1	< 1	< 1	8 ± 4	7 ± 3	8 ± 3	380 ± 40
MP Sch-LP	-	trockener Schotter, gelagert im Freien	4 ± 3	13 ± 5	9 ± 5	< 1	< 1	< 1	12 ± 2	13 ± 2	< 1	200 ± 15
MP-Sch-800m	800 m	trockener Schotter, gelagert auf der 800m-Sohle	14 ± 3	16 ± 5	20 ± 5	< 1	< 1	< 1	12 ± 2	12 ± 2	< 1	420 ± 30
Pr.3	-	Sorel A1/SV-775-4 (Kernbohrung vom Versatzmaterial)	< 3	< 5	< 4	< 1	< 1	< 1	< 0,4	< 0,2	< 0,4	18 ± 6
MP BWZ-S	-	Schlamm aus Betriebswasser-Zisterne (250 m <sup>3</sup> )	80 ± 8	42 ± 8	700 ± 60	4 ± 2	< 6	< 4	22 ± 4	24 ± 4	28 ± 4	142 ± 8
MP BWZ-I	-	Inkrustation in Betriebswasser-Zisterne (250 m <sup>3</sup> )	125 ± 11	12 ± 6	144 ± 11	6 ± 1	< 2	< 2	16 ± 2	19 ± 2	< 0,6	84 ± 7

\*) In dieser Tabelle sind Messwerte über der Nachweisgrenze in der Form "Messwert ± 2·σ" angegeben. Die anderen Angaben stehen für "< EKG".



Eine abschließende Auswertung der Ergebnisse der radiologischen und chemischen Analysen wird im Endbericht vorgenommen werden. In den nachfolgenden Abschnitten dieses Zwischenberichts wird auf jene Radionuklide eingegangen, die für die Freigabe der gespeicherten Zutrittslösungen relevant sind.

#### **6.4. H-3**

Bezüglich H-3 können anhand der Daten von Tabelle 6-4 folgende Aussagen getroffen werden:

1. Durch Freisetzungen aus LAW weisen kontaminierte Laugen der Sohlenschlitze im westlichen Teil der 750-m-Sohle vor den Kammern 4, 8 und 10 sowie an der Laugestelle vor Kammer 12 hohe Aktivitätskonzentrationen von H-3 auf. Freigesetztes Tritium breitet sich als HTO mit den Grubenwettern aus, wodurch auch die gespeicherten Zutrittslösungen kontaminiert werden.
2. Mit Ausnahme von MP BrS4-V (Vorratsbehälter für Betriebswasser in Kammer 4 der 490-mS für aus dem Brunnen bei Schacht 4 gefördertes Grundwasser) liegt die H-3-Aktivität in allen anderen GW- und TW-Proben unter der EKG von 2 bis 3 Bq/l. Diese Aussage trifft auch auf die vor Kammer 3 der 658-m-Sohle gefasste, frische Zutrittslösung zu. Diese aus dem Deckgebirge zutretende Salzlösung hatte offensichtlich noch keinen längeren Kontakt mit Grubenwettern.
3. Der Anstieg der H-3-Aktivitätskonzentration von MP\_27-Z ( $< 3$  Bq/l) über MP\_27-S (14 Bq/l) bis zum Zwischenspeicher MP\_27-ZS (63 Bq/l), in dem sich Zutrittslösung bereits über einen längeren Zeitraum befand, verdeutlicht die fortschreitende Kontamination von offen lagernden Zutrittslösungen durch H-3 über die Grubenwetter. Lokale Unterschiede in der Höhe der H-3-Aktivität können sicher diverse Ursachen haben, maßgeblich ist aber die Dauer des Kontaktes mit den Grubenwettern. Dies zeigt sich deutlich auch in den unterschiedlichen Messwerten zur H-3-Aktivitätskonzentration in den Speicherbecken SB1 und SB3 auf der 490-m-Sohle.

Die Probenahme für SB3 erfolgte am 17.09.08 nur wenige Tage nach dessen Flutung, wobei hauptsächlich auf der 658-m-Sohle gefasste Zutrittslösungen eingeleitet worden waren. Die für das Speicherbecken 3 gemessene H-3-Aktivitätskonzentration liegt mit etwa 100 Bq/l um rund 40 Bq/l über dem Messwert für den Zwischenspeicher MP\_27-ZS zum Tag der Probenahme 28.08.08. Daraus folgt grob gerechnet, dass die H-3 Konzentration von Zutrittslösungen in offenen Sammelbehältern bzw. Becken ungefähr um 2 Bq/l pro Tag ansteigt.

Für das Speicherbecken 1, in dem gefasste Zutrittslösung etwa seit dem letzten Abgabetermin von Salzlösungen (23.06.08; siehe [14]) lagert, wurde für die vier Proben aus dem Becken im Mittel eine H-3-Aktivitätskonzentration von 200 Bq/l gemessen, wobei die Probe MP\_SB1vo (vorn, oben) mit 254 Bq/l die größte H-3-Konzentration hatte. Die Differenz zum o. g. Wert für das Speicherbecken 3 liegt für das Mittel von Speicherbecken 1 bei ca. 100 Bq/l und für den vorderen Bereich bei 150 Bq/l. Bei einer Dauer der offenen Lagerung dieser Zutrittslösung von bis zu zwei Monaten ist dies unter Beachtung des o. g. Anstiegs von etwa 2 (Bq/l)/d plausibel.

Die Probe MP\_SB1-PN (aus dem Probenahmebehälter entnommen) weist mit 144 Bq/l deutlich weniger H-3 auf, als im Speicherbecken 1 vorgefunden. Dies dürfte durch den viel schwächeren Kontakt der im Container befindlichen Salzlösung mit den Grubenwettern bedingt sein.

4. Relativ hohe H-3-Aktivitätskonzentrationen sind für einige kleinere Laugestellen festzustellen, wie z. B. für das Waschplatzbecken auf der 490-m-Sohle (MP-WPB mit ca. 450 Bq/l), oder den Laugesumpf vor Kammer 4 auf der 658-m-Sohle (MP\_115 mit ca. 800 Bq/l). Noch höhere Werte von rund 2000 Bq/l wurden für Auffangstellen von Zutrittslösungen auf der 725-m-Sohle festgestellt (MP\_RL1 und MP\_39). Hierzu könnte geprüft werden, ob durch Veränderungen der Geometrie (Verminderung der spezifischen Oberfläche) eine Minderung des Kontaktes der gefassten Zutrittslösungen mit den Grubenwettern erreicht werden sollte.

Auch wenn festzustellen ist, dass die **H-3-Konzentration der gespeicherten Zutrittslösungen weit unter dem konservativ berechneten Freigabewert von 140.000 Bq/l** liegt, sollten u. E. die folgenden Aspekte in Betracht gezogen werden:

1. **Eine schnellere Verlagerung der auf der 658-m-Sohle (Ka 3) gefassten Zutrittslösungen an die Tagesoberfläche würde deren mögliche Kontamination mit H-3 wesentlich begrenzen.**
2. **Die verzögerte Freigabe der gespeicherten Zutrittslösungen erhöht die H-3-Konzentration und dürfte deshalb nicht im Sinne von § 6 StrlSchV sein.**
3. **Die Probenahmebehälter sollten mit luftdurchlässiger Abdeckung so betrieben werden, dass bezüglich des Kontakts mit den Grubenwettern ähnliche Bedingungen wie für das zugeordnete Speicherbecken vorliegen.**
4. **Zur Reduzierung des H-3-Eintrags könnte die Geometrie der Auffangstellen von Zutrittslösungen durch Minimierung ihrer spezifischen Oberfläche verbessert werden.**

Die in Tabelle 6-7 zusammengefassten Messwerte zur H-3-Aktivitätskonzentration in Kondensatproben, die von verschiedenen Sohlen stammen, belegen einen relativ gleichmäßigen Tritiumgehalt in den Grubenwettern. Bei einer absoluten Feuchte der Grubenwetter von rund  $10 \text{ g/m}^3$  (siehe [21]), entsprechen die Messwerte für Kondensat aus Tabelle 6-7 von ca.  $(2000 \pm 1000) \text{ Bq/l}$  einer H-3-Aktivitätskonzentration der Wetter von etwa  $(20 \pm 10) \text{ Bq/m}^3$ . Diese Abschätzung stimmt mit den Ergebnissen der Abwettermessungen aus 2007 gut überein (siehe Abbildung 6-2).

Tabelle 6-7: H-3-Aktivitätskonzentration in Kondensatproben; **in Bq/l**

Sohle	Probe	EKG	NWG	Messwert	2-σ
	<b>Klimaanlagen</b>				
490 m	MP_KEW	35	70	<b>1070</b>	150
490 m	MP_KKfZ	35	70	<b>880</b>	130
490 m	MP_KUDO	35	70	<b>3600</b>	400
700 m	MP_KBA20S	35	70	<b>1830</b>	230
725 m	MP_KBA40	35	70	<b>2100</b>	300
750 m	MP_KBA30	500	1000	<b>3000</b>	900
	<b>Kompressoren</b>				
W 679 m	MP_KAC	35	70	<b>3500</b>	400
700 m	MP_KBA20AC	35	70	<b>1250</b>	170

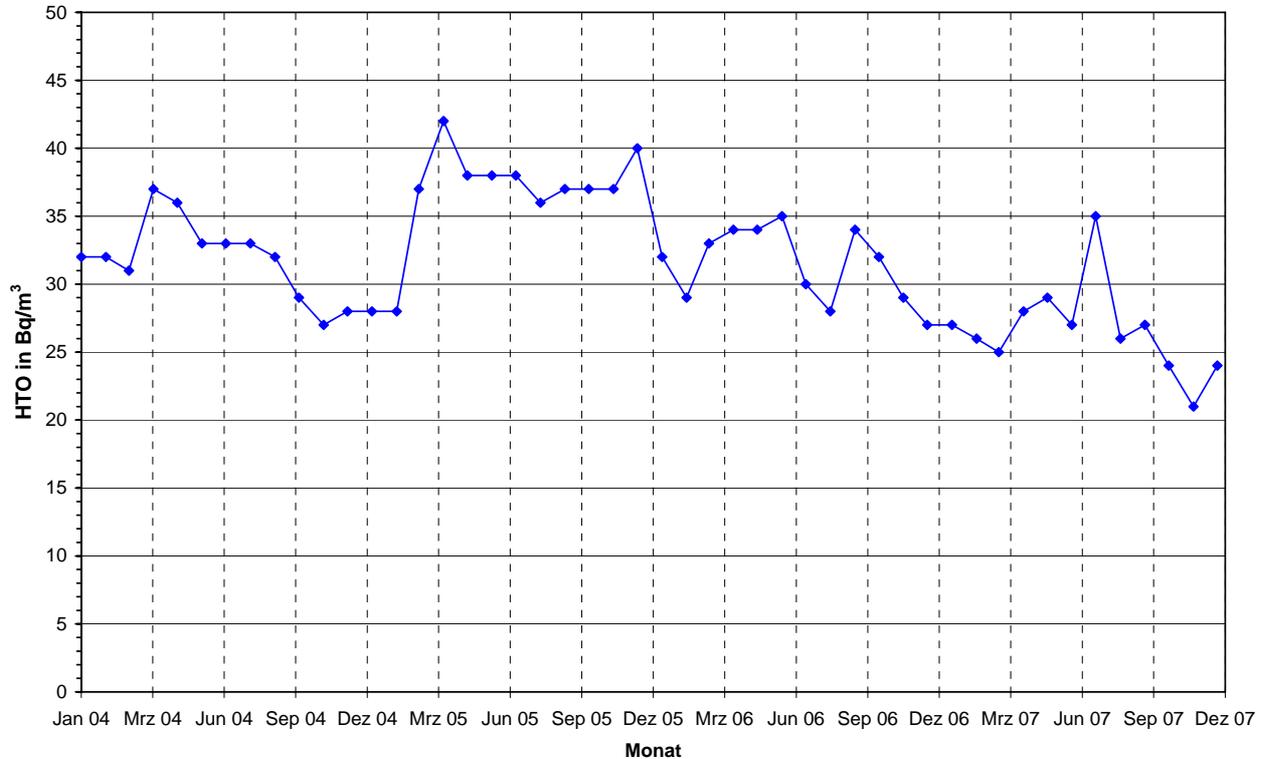


Abbildung 6-2: H-3-Aktivitätskonzentration im Abwetter der Schachtanlage Asse; Daten aus [22]

## 6.5. C-14

Die C-14-Kontamination von gespeicherten Zutrittslösungen über den Luftpfad durch Eintrag von  $^{14}\text{CO}_2$  aus den Grubenwettern kann anhand der vorliegenden Messergebnisse grob interpretiert werden. Gemäß Abbildung 6-3 kann für die letzten Jahre ungefähr mit  $0,5 \text{ Bq/m}^3$  ( $^{14}\text{CO}_2$ ) in den Abwettern gerechnet werden. Unter Normalbedingungen enthält die atmosphärische Luft ca.  $0,05 \text{ Bq/m}^3$   $^{14}\text{CO}_2$ . Soweit von einem Gleichgewicht mit  $^{12}\text{CO}_2$  ausgegangen werden kann, resultiert daraus eine auf die Masse von Kohlenstoff bezogene C-14-Aktivität von  $0,25 \text{ Bq/g(C)}$ . Geht man davon aus, dass das  $^{14}\text{CO}_2$  der Abwetter mit der Lauge im Gleichgewicht steht, wäre eine C-14-Aktivität von  $2,5 \text{ Bq/g}$  (des in der Lauge gelösten Kohlenstoffs) anzusetzen. Nach den Messwerten aus Tabelle 6-6 liegt der Gehalt der Salzlösungen an Hydrogencarbonat etwa bei  $5 \cdot 10^{-3} \text{ mol/l}$ , was einem Kohlenstoffgehalt von ca.  $0,06 \text{ g/l}$  entspricht. Folglich wäre infolge indirekter Kontamination über die Grubenwetter mit einer  $^{14}\text{CO}_2$ -Aktivitätskonzentration der Lauge von  $0,15 \text{ Bq/l}$  zu rechnen. Dieser Wert stimmt mit den für gespeicherte Zutrittslösungen gemessenen Werten gut überein (vgl. Angaben in Tabelle 6-4). In Salzlösungen mit deutlich höherem Gehalt an Hydrogencarbonat, wie in der Probe MP\_WPB (Becken des Waschplatzes auf der 490-m-Sohle,  $11,5 \cdot 10^{-3} \text{ mol/l}$ ), wurden auch entsprechend höhere C-14-Aktivitätskonzentrationen gemessen (hier:  $0,34 \text{ Bq/l}$ ).

Auf der 750-m-Sohle wurde die LAW-Kammer 4 wurde als signifikante Quelle der Freisetzung von C-14 identifiziert (mit  $1070 \text{ Bq/l}$  C-14 in der Laugeprobe MP\_L2). Relativ hohe Werte im Bereich von ca. 5 bis  $12 \text{ Bq/l}$  wurden auch in den Proben MP\_21, MP\_L3 und MP\_L4 gemessen. Zurzeit laufen noch Untersuchungen zur Bestimmung der organischen/anorganischen Anteile.

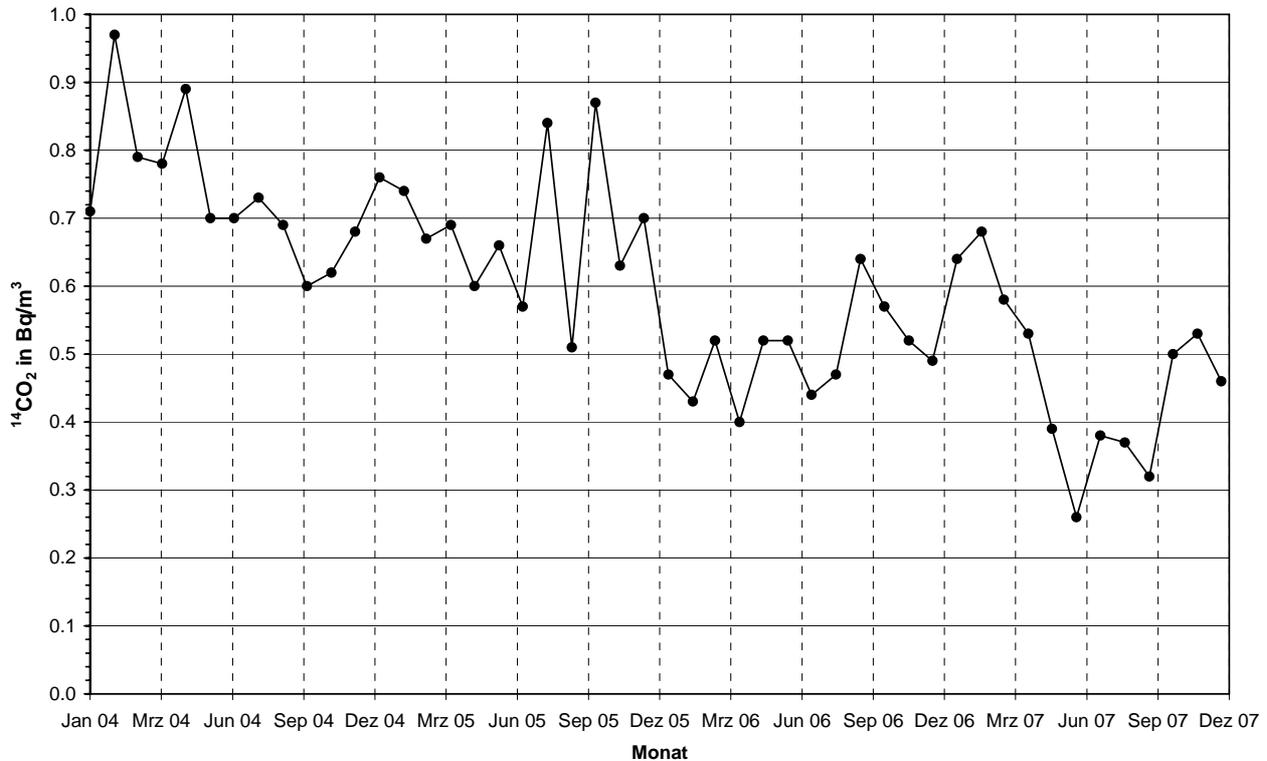


Abbildung 6-2: C-14-Aktivitätskonzentration im Abwetter der SchachanlageASSE; Daten aus [22]

## 6.6. Cs-137

Aus Tabelle 6-4 ist ersichtlich, dass Cs-137 in den Proben von der 490-m- und der 658-m-Sohle mit Ausnahme des Waschplatzbeckens (**MP\_WPBB; 0,22 Bq/l**) nicht vorgefunden wurde. Auf der Sohle 725 m wurde im 1. Sammelbehälter (**MP\_SaB1; 0,58 Bq/l**) ein geringer Cs-137-Wert gemessen. In allen weiteren Proben der 725-m-Sohle wurde kein Cs-137 vorgefunden. In den Laugeproben von der 750-m-Sohle wurde Cs-137-Kontamination für die Laugestellen MP\_21, MP\_L2, MP\_L3 und MP\_L4, die den LAW-Kammern 12, 4 und 8 zuzuordnen sind, sowie für den Querschlag Nord (**MP\_QN; 4,9 Bq/l**) nachgewiesen. An den weiteren Messpunkten der 750-m-Sohle, die auch für die Freigabe von Zutrittslösungen relevant sind bzw. sein könnten (siehe Tabelle 2-1), wurde kein Cs-137 vorgefunden.

Im **Schlamm aus der Zisterne für Betriebswasser** wurde eine signifikante Cs-137-Aktivität von ca. **30 Bq/kg** gemessen, die um ca. eine Größenordnung über den für Klärschlämme üblichen Werten liegt. Dieser Schlamm könnte die Ursache der (geringen) Cs-137-Kontamination sein, die für das **Waschplatzbecken** festgestellt wurde (s. o.). Das aus dem Brunnen bei Schacht 4 geförderte Grundwasser hat dagegen keine erhöhte Cs-137-Aktivität. Deshalb dürfte das Cs-137 im Schlamm der Zisterne einen älteren Ursprung haben. Mit dem in der Zisterne gespeicherten Grundwasser könnte bei geringem Wasserstand sporadisch Cs-137 in das unter Tage genutzte Betriebswasser eingetragen werden. Eine **Reinigung der Zisterne** wird empfohlen. Hierbei sollten einige weitere Proben des dort vorhandenen Dünnschlammes für Laboranalysen genommen werden, um die obige

mögliche Erklärung für in der Vergangenheit in abgegebenen Salzlösungen sporadisch aufgetretene geringfügig erhöhte Cs-137-Aktivitätskonzentrationen zu überprüfen/untermauern.

Die im **1. Sammelbehälter** identifizierte Cs-137-Kontamination ist ein signifikanter Unterschied zum 2. Sammelbehälter (MP\_SaB2), in dem bei einer EKG von 0,1 Bq/l kein Cs-137 vorgefunden wurde. Die in der Proben MP\_SaB1 gemessene Cs-137-Kontamination könnte durch Einbringen von Lauge aus dem **Querschlag Nord** verursacht sein.<sup>9</sup> Auch unter Beachtung der jeweiligen Messunsicherheiten (siehe Tabellen D-16 und D-22 in Anhang D) stimmen die Messwerte quantitativ nicht genau mit der Annahme einer homogenen Vermischung von Lauge aus dem Querschlag Nord mit anderen gefassten Salzlösungen, die in den 1. Sammelbehälter eingeleitet worden sind, überein, wenn man ein Mischungsverhältnis von 1 : 40 bis 2 : 40 ansetzt. Somit dürfte die Annahme einer homogenen Mischung nicht berechtigt sein. Die mittlere Cs-137-Aktivitätskonzentration im 1. Sammelbehälter liegt wahrscheinlich unter dem gemessenen Wert von 0,58 Bq/l, von dem jedoch (konservativ) in den nachfolgenden Freigaberechnungen (siehe Kapitel 7) ausgegangen wird.

Die für **kontaminierte Lauge** aus Sohlenschlitzen vor den LAW-Kammern 4 und 8 bzw. aus der Laugestelle vor Kammer 21 gemessenen Cs-137-Aktivitätskonzentration stimmen überwiegend gut mit den Messwerten früherer Untersuchungen gut überein (siehe Tabelle 6-8). Die weitere Diskussion dieser Messwerte erfolgt im Endbericht im Rahmen der Untersuchungen zu Nuklidvektoren.

**Tabelle 6-8:** Gegenüberstellung der aktuellen Messwerte zur **Cs-137**-Aktivitätskonzentration in kontaminierten Laugen mit früheren Messwerten; Angaben in **Bq/l**

Probenahmepunkt	aktuelle Untersuchung <sup>1)</sup>	NLWKN, [23]	Bericht [24]
MP_21	54.000 ± 4.000	21.000	59.400 <sup>2)</sup>
MP_L2	620 ± 40	560	660
MP_L3	58 ± 5	44	300
MP_L4	1.130 ± 80	720	2.600

<sup>1)</sup> Angabe des Vertrauensbereiches in ± 2·σ (entspricht Irrtumswahrscheinlichkeit von 0,05)

<sup>2)</sup> Messwert der Probe P-50 (entnommen aus ca. 0,5 m Tiefe)

Die gammaspektrometrische Analyse von Schotterproben der 725-m-Sohle ergab keine Hinweise auf denkbare Querkontaminationen durch Grubenfahrzeuge. Bezüglich Cs-137 wurden hierzu durchgehend Werte unter den als sehr klein einzustufenden Erkennungsgrenzen von 0,2 bis 1 Bq/kg gemessen. Die Gültigkeit der Nullhypothese "Aktivität des analysierten Radionuklids in der Probe ist gleich Null" (siehe Abschnitt 6.1) steht somit für diese Stichproben außer Zweifel.

Bei sehr kleiner Erkennungsgrenze von 0,2 Bq/kg wurde auch in dem am Waschplatz der 490-m-Sohle beprobten Filterrückstand (Proben MP\_WPF-1 und MP\_WPF\_2) keine Kontamination mit Cs-137 vorgefunden.

<sup>9</sup> Die Vermutung, dass in den 1. Sammelbehälter (MP\_SaB1, 725-m-Sohle) auch Lauge aus dem Querschlag Nord (MP\_QN, 750-m-Sohle) eingeleitet wurde, wird durch die vorläufigen Daten der chemischen Analyse unteretzt, auch wenn dazu noch Korrekturen erforderlich sein könnten (siehe Abschnitt 6.3). Der erhebliche Unterschied der zu den zwei Sammelbehältern ermittelten Pb-Konzentration kann sicherlich nur erklärt werden, wenn man die hohe Pb-Konzentration der Lauge von Querschlag Nord und deren Einleitung in den 1. Sammelbehälter berücksichtigt.

## **6.7. Natürliche Radionuklide**

Für in Zutrittslösungen gemessene Aktivitätskonzentrationen langlebiger Radionuklide der beiden natürlichen Zerfallsreihen von Th-232 und U-238<sup>10</sup> ist gemäß Abschnitt 2.2 zu erwarten, dass diese natürlicher Herkunft sind. Sie können mit der eingedrungenen Deckgebirgslösung oder mit dem im Brunnen bei Schacht 4 geförderten Betriebswasser in gespeicherte Zutrittslösungen gelangen. Es war aber ohne genauere Untersuchungen nicht sicher auszuschließen, dass durch Zutrittslösungen und andere Laugen, die auf der 750-m-Sohle gefasst werden und über die Sammelbehälter auf der 725-m-Sohle in die Speicherbecken auf der 490-m-Sohle gelangen (siehe Tabelle 2-1), natürliche Radionuklide, die aus LAW-Kammern freigesetzt sein könnten, in abzugebenden Zutrittslösungen vorhanden sind. Eine denkbare indirekte Kontamination der Salzlösungen mit Pb-210/Po-210 über die Grubenwetter, die durch Freisetzung von Rn-222 aus LAW-Kammern resultieren kann, wurde bislang ebenfalls noch nicht untersucht/quantifiziert. Die Klärung der Herkunft der natürlichen Radionuklide stellt deshalb ein wichtiges Ziel unserer Untersuchungen dar (siehe Abschnitt 1.2).

Entsprechend Tabelle 4-6 gelten insbesondere für Pb-210<sub>+</sub> und Ra-228<sub>+</sub> kleine Freigabewerte. Im Prinzip könnten aber auch weitere natürliche Radionuklide/Teilketten wie Ra-226<sub>+</sub> oder Th-228<sub>+</sub> nennenswert zur Summenformel Gl. (3) beitragen, sofern sie aus LAW-Kammern in erkennbarem Maße freigesetzt würden und entsprechend zu berücksichtigen wären.

### **6.7.1. Aktivitätskonzentrationen in GW-Proben**

Zur Einschätzung der Aktivitätskonzentration der natürlichen Radionuklide in Deckgebirgslösungen wurden im Rahmen des Untersuchungsprogramms auch Grundwasserproben aus Tiefenbohrungen der näheren Umgebung der Schachanlage Asse analysiert. Durch HZM (Schachanlage Asse) wurden hierzu GW-Proben aus den Bohrungen R8 und H24b (siehe Tabelle 5-3) für die Analyse bereitgestellt. Aus dem Blatt 11 von Anhang A ist ersichtlich, dass beide Bohrungen relativ weit vom Schacht 2 bzw. von der oberhalb von Kammer 3 der 658-m-Sohle vermuteten Stelle des Eindringens von Deckgebirgslösung entfernt sind. Ein Vergleich der geografischen Koordinaten zeigt, dass die Bohrung P13 (siehe 11. Blatt von Anhang A, ca. 210 m WSW von Schacht 2) über der Kammer 3 liegt. Sie ist nach aktuellen Informationen von der Schachanlage Asse [25] aber bei einer Bohrlochtiefe von ca. 95 m nur noch bis ca. 55 m hydraulisch zugänglich, weshalb eine Analyse von GW aus dieser Bohrung nicht mehr sinnvoll erschien. Die nicht weit von P13 entfernte Tiefenbohrung R6 (Abstand von ca. 210 m; siehe auch 1. Blatt von Anhang A) konnte ebenfalls nicht genutzt werden, weil sie inzwischen abgeschert/unzugänglich ist.

Die Proben aus der ca. 590 m WNW von P13 gelegenen Bohrung H24b bzw. der ca. 500 m SE von P13 gelegenen Bohrung R8 müssen nicht repräsentativ für die über der Kammer 3 eindringende Deckgebirgslösung sein. Sie geben aber einen Anhaltspunkt zur Größenordnung der Aktivität der natürlichen Radionuklide im GW in der Umgebung des Salzstocks.

---

<sup>10</sup> Zur U-235-Zerfallsreihe liegen mittels ICP-MS gemessene Aktivitätskonzentrationen des Mutternuklids U-235 vor, für das im Rahmen der bestehenden Messunsicherheiten keine Abweichungen vom natürlichen Aktivitätsverhältnis zu U-238,  $C_{U-235} : C_{U-238} \sim 1 : 20$ , festgestellt wurden (siehe [23], [24]). Der vorliegende Zwischenbericht beschränkt sich bzgl. der Uranisotope auf U-238 und U-234.

Zur Einschätzung der Aktivität natürlicher Radionuklide, die mit dem aus dem Brunnen bei Schacht 4 geförderten Betriebswasser in die gespeicherte Zutrittslösung eingetragen wird, wurden Proben aus dem Brunnen, der Zisterne, dem Hydrant und dem Vorratsbehälter, der in Kammer 4 der 490-m-Sohle steht, analysiert (siehe Beschreibung in Tabelle 5-3 sowie Blätter 2 und 3 von Anhang A).

Alle Messwerte für die o. g. GW-Proben sind in den Tabellen D-33 bis D-35 bzw. D-38 bis D-41 aufgeführt. Für die nachfolgende Diskussion zu den natürlichen Radionukliden herangezogene Messwerte sind hier noch einmal in den Tabellen 6-8 und 6-9 zusammengestellt.

Tabelle 6-8: Messwerte zu Radionukliden der **Th-232-Zerfallsreihe** in Grundwasserproben; in Bq/l

MP	Th-232	Ra-228	Th-228	Ra-224
<b>GW aus Tiefenbohrungen</b>				
<b>R8-S</b>	< 0,001	0,027	< 0,001	0,07
<b>R8-F</b>	< 0,001	0,025	< 0,001	< 0,05
<b>H24b</b>	< 0,001	0,32	< 0,001	0,20
<b>GW aus Brunnen bei Schacht 4 (Betriebswasser)</b>				
<b>BrS4-B</b>	< 0,001	0,012	< 0,001	< 0,04
<b>BrS4-Z</b>	< 0,001	0,015	< 0,001	< 0,03
<b>BrS4-H</b>	< 0,001	0,016	< 0,001	< 0,03
<b>BrS4-V</b>	< 0,001	0,016	< 0,001	< 0,03

Tabelle 6-9: Messwerte zu Radionukliden der **U-238-Zerfallsreihe** in Grundwasserproben; in Bq/l

MP	U-238	U-234	Th-230	Ra-226	Rn-222	Pb-210	Po-210
<b>GW aus Tiefenbohrungen</b>							
<b>R8-S</b>	< 0,001	< 0,001	< 0,001	0,75	0,5	< 0,001	< 0,001
<b>R8-F</b>	0,004	0,004	< 0,001	0,80	0,7	< 0,07	< 0,002
<b>H24b</b>	0,006	0,004	< 0,001	0,08	< 0,2	< 0,02	< 0,002
<b>GW aus Brunnen bei Schacht 4 (Betriebswasser)</b>							
<b>BrS4-B</b>	0,075	0,19	< 0,001	0,008	25	< 0,03	< 0,004
<b>BrS4-Z</b>	0,071	0,20	< 0,001	0,008	6,8	< 0,06	0,02
<b>BrS4-H</b>	0,082	0,21	< 0,001	0,009	5,2	< 0,03	0,005
<b>BrS4-V</b>	0,062	0,16	< 0,001	< 0,005	< 0,2	< 0,03	0,029

Aus diesen Daten können folgende Schlussfolgerungen gezogen werden:

1. **Thorium** ist bekanntlich ein sehr immobiles Element, was mit den untersuchten GW-Proben auch für die im Bereich der SchachanlageASSE vorliegenden geochemischen Bedingungen bestätigt wird. Wenn für Thoriumisotope in den Zutrittslösungen bzw. sonstigen Laugen eine über der EKG/NWG der alphaspektrometrischen Messungen (0,001 Bq/l / 0,002 Bq/l) liegende Aktivitätskonzentration festgestellt würde (trifft nach den vorliegenden Messwerten nicht zu), so wäre dies ein klares Indiz für eine Freisetzung aus LAW-Kammern.
2. Die U-238-Konzentration in den GW-Proben aus Tiefenbohrungen liegt im Bereich weniger mBq/l; ein signifikanter Eintrag von **U-238/U-234** mit den Zutrittslösungen ist deshalb nicht zu

erwarten. Das aus dem Brunnen bei Schacht 4 geförderte oberflächennahe Grundwasser weist dagegen U-238-Konzentrationen von ca.  $0,07 \pm 0,01$  Bq/l auf. Wie häufig in Grundwässern zu beobachten ist, liegt die U-234-Konzentration deutlich über dem U-238-Wert.<sup>11</sup> Folglich ist ein Eintrag von U-238/U-234 in gespeicherte Zutrittslösungen durch unter Tage verwendete Betriebswässer zu beachten.

3. Für die beiden langlebigen Radiumisotope **Ra-226** und **Ra-228** wurden in den GW-Proben aus Tiefenbohrungen unterschiedliche Aktivitätskonzentrationen gemessen. In den beiden Proben der Bohrung R8 wurden relativ geringe Werte für Ra-228 (ca. 0,03 Bq/l), jedoch hohe Werte für Ra-226 gemessen (ca. 0,8 Bq/l). Die Probe der Bohrung H24b weist mit ca. 0,3 Bq/l Ra-228 und ca. 0,1 Bq/l Ra-226 eine völlig andere Relation zwischen den langlebigen Radiumisotopen auf. Dies verdeutlicht, dass die geochemischen Gegebenheiten in den tieferen Grundwässern in der Umgebung des Salzstocks (Salzlösungen mit ca. 50 bzw. 80 g/l Chlorid) eine gute Mobilität von Radium ermöglichen. Andererseits können diese Messwerte nicht als Untergrundwerte für die gefassten Zutrittslösungen verwendet werden, da die Radiumgehalte im Grundwasser bzw. in der eindringenden Deckgebirgslösung maßgeblich von den lokalen Gegebenheiten abhängen.

Im Süßwasser aus dem Brunnen bei Schacht 4, das auch unter Tage als Betriebswasser genutzt wird, sind ca. 0,008 Bq/l Ra-226 und ca. 0,015 Bq/l Ra-228 enthalten.

4. **Rn-222** steht im Tiefengrundwasser annähernd im radioaktiven Gleichgewicht mit Ra-226. Für **Pb-210** und **Po-210** konnten für die GW-Proben aus den Bohrungen R8 und H24b allerdings nur Erkennungsgrenzen bestimmt werden. Damit kann keine Abschätzung eines natürlichen Untergrundwertes für Pb-210 vorgenommen werden.

In dem aus dem Brunnen bei Schacht 4 geförderten Süßwasser ist die Löslichkeit von **Rn-222** wesentlich größer als die von Ra-226. Entsprechend der geringen Halbwertszeit von Rn-222 (3,8 Tage) entstehen die Tochternuklide **Pb-210** und (bei längerer Standzeit) auch **Po-210**, die in gelöster Form vorliegen können oder sich im Sedimenten ablagern. In Dünnschlamm aus der Zisterne wurden eine entsprechend hohe Pb-210-Aktivität gemessen (700 Bq/kg, bezogen auf Trockenmasse; siehe Tabelle 6-5). Die Po-210-Aktivität wurde hierfür zwar nicht gemessen, sie muss jedoch entsprechend der Halbwertszeit von Po-210 (138 Tage) näherungsweise mit dem für Pb-210 bestimmten Wert übereinstimmen.

### 6.7.2. Aktivitätskonzentrationen in frischen Zutrittslösungen

In der Tabelle 6-10 sind die Messwerte zur Aktivitätskonzentration natürlicher Radionuklide in den drei Proben frischer (relativ frischer) Zutrittslösung zusammengestellt, die bei der Kammer 3 der 658-m-Sohle gefasst (MP\_27-Z), gesammelt (MP\_27-S) bzw. zwischengespeichert (MP\_27-ZS) wird. Auf die Angabe der Messwerte zu Thoriumisotopen kann hier verzichtet werden. Die alphaspektrometrischen Messungen führten bei kleiner EKG von 0,001 Bq/l nicht zur Identifikation von Thoriumisotopen.

---

<sup>11</sup> Dies resultiert aus einer durch den  $\alpha$ -Zerfall von U-238 erhöhten Mobilisierbarkeit von U-234 (Recoil-Effekt).

Tabelle 6-10: Messwerte zu natürlichen Radionukliden in Proben frischer Zutrittslösungen; in Bq/l

Probe	Th-232-Zerfallsreihe		U-238-Zerfallsreihe					
	Ra-228	Ra-224	U-238	U-234	Ra-226	Rn-222	Pb-210	Po-210
MP_27-Z	0,48	1,6	< 0,002	0,004	0,20	0,5	< 0,017	0,004
MP_27-S	0,52	1,3	< 0,002	0,007	0,21	0,5	< 0,014	< 0,002
MP_27-ZS	0,48	0,12	< 0,002	0,007	0,20	< 0,2	< 0,020	0,002

Aus diesen Daten können folgende Schlussfolgerungen gezogen werden:

1. Die Messwerte für U-234 liegen im Bereich weniger mBq/l. Für U-238 wurden Werte unter der NWG von 0,002 Bq/l bestimmt. Die etwas höhere Aktivitätskonzentration von U-234 entspricht dem Recoil-Effekt (siehe Fußnote 11). Die reale U-238-Konzentration der bei Kammer 3 der 658-m-Sohle gefassten Zutrittslösung dürfte zwischen 0,001 und 0,002 Bq/l liegen.
2. Die **Ra-228**-Aktivitätskonzentration der (frischen) Zutrittslösung beträgt ca. **0,5 Bq/l**. Sie liegt nach den Werten von Tabelle 6-8 für GW aus Tiefenbohrungen in einer plausiblen Größe. Für **Ra-224** wurde im Zufluss (MP\_27-Z) eine um einen Faktor von etwa 3 höhere Aktivitätskonzentration gemessen. Diese Relation resultiert aus dem Recoil-Effekt, wonach Ra-224 infolge des  $\alpha$ -Zerfalls von Th-228 aus dem Wirtsgestein leichter mobilisiert wird als Ra-228. Die Aktivitätsrelation von Ra-224 zu Ra-228 in der Probe MP\_27-Z lässt darauf schließen, dass die Zutrittslösung mit einer großen Fließgeschwindigkeit aus dem Deckgebirge in den Salzstock eindringt. Andernfalls müsste wegen der kleinen Halbwertszeit von Ra-224 (3,7 Tage) die Aktivitätskonzentration dieses Isotops deutlich kleiner sein. Diese Beobachtung untermauert die schon in Abschnitt 6-4 getroffene Feststellung, wonach die Zutrittslösung am Messpunkt MP\_27-Z noch weitgehend die Eigenschaften des originären Grundwassers hat. Mit der Zeit fällt die Ra-224-Aktivitätskonzentration durch radioaktiven Zerfall stark ab, was an den Messwerten für die Proben MP\_27S und MP\_27-ZS klar zu erkennen ist.
3. Die **Ra-226**-Aktivitätskonzentration der (frischen) Zutrittslösung beträgt ca. **0,2 Bq/l**. Sie liegt nach den Werten von Tabelle 6-9 (GW aus Tiefenbohrungen) in einer plausiblen Größe.
4. Die Löslichkeit von Rn-222 ist im Deckgebirge offensichtlich etwas größer als die von Ra-226. Nach dem Eintritt in die Grube gleicht sich die Rn-222-Aktivitätskonzentration in der gefassten Zutrittslösung zunächst an den Ra-226-Wert an. Eine weitere Abnahme infolge Exhalation hängt vom Gleichgewichtsverhältnis zwischen Rn-222 der Umgebungsluft und in der Lösung, das etwa bei 4:1 liegt, sowie von der Rn-222-Konzentration in den Grubenwettern ab.
5. Für **Pb-210** konnten in den Proben frischer Zutrittslösung nur Erkennungsgrenzen bestimmt werden, die zwischen 0,014 und 0,020 Bq/l liegen. Bezüglich **Po-210** wurden sehr kleine Werte der Aktivitätskonzentration in der frischen Zutrittslösung gemessen (0,002 bis 0,004 Bq/l). Bei langer Lagerungszeit erfolgt eine Angleichung an die Pb-210-Aktivitätskonzentration, wenn von einer zu Pb-210 ähnlichen Löslichkeit in den Laugen ausgegangen werden kann.

### 6.7.3. Untergrundwerte

Für **Thoriumisotope** können keine Untergrundwerte bestimmt werden, da hierzu nur Werte unter der Erkennungsgrenze bestimmt wurden. Diese ist mit 0,001 Bq/l aber so klein, dass keine größeren Beiträge zur Summenformel Gl. (3) resultieren.

Für **U-238** und **U-234** können natürliche Untergrundwerte abgeleitet werden, indem für U-234 unter Berücksichtigung der Messunsicherheiten für die frische Zutrittslösung der mittlere Messwert von 0,006 Bq/l zugrunde gelegt wird und unter Beachtung des Anteils von Betriebswässern in den abzugebenden Salzlösungen ein entsprechender Anteil der hierzu gemessenen Werte angesetzt wird. Gemäß Abschnitt 2.4 liegt dieser Anteil bei ca. 8 %. Auf dieser Grundlage könnte für **U-238 und U-234** mit natürlichen Untergrundwerten von **0,007 Bq/l bzw. 0,021 Bq/l** gerechnet werden, die in den Freigaberechnungen in Abzug gebracht werden könnten. Mit den in Tabelle 4-6 für U-238<sub>+</sub> und U-234 angegebenen Freigabewerten (jeweils 32 Bq/l) würde dies jedoch höchstens zu einer Reduzierung der Summenformel von  $8,8 \cdot 10^{-4}$  führen (dies auch nur dann, wenn die o. g. Untergrundwerte nicht unterschritten würden). Angesichts dieses relativ geringen Effekts wurden in den Freigaberechnungen für U-234 und U-238 keine Untergrundwerte abgezogen. Für die Interpretation von Messwerten zur U-238- bzw. U-234-Aktivitätskonzentration in den gefassten Zutrittslösungen sind die Untergrundwerte für Uranisotope allerdings zu beachten, um falsche Schlussfolgerungen zu denkbaren Kontaminationen durch Freisetzungen aus LAW zu vermeiden.

Für Ra-226 und Ra-228 werden natürliche Untergrundwerte entsprechend der in Abschnitt 6.7.2 für frische Zutrittslösungen genannten Aktivitätskonzentrationen berücksichtigt:

**Ra-226: 0,2 Bq/l, und**

**Ra-228: 0,5 Bq/l.**

Aus Tabelle 6-4 ist ersichtlich, dass in anderen Proben der untersuchten Zutrittslösungen kleinere Werte für Ra-226 und Ra-228 gemessen wurden (abgesehen von geringfügig höheren Ra-226-Werten in den drei Proben zum Speicherbecken 3 auf der 490-m-Sohle, die jedoch im Rahmen der Messunsicherheiten liegen und nur belegen, dass für Ra-226 kein zu großer Untergrundwert für die Freigaberechnungen in Abzug gebracht wird).

Wie in Abschnitt 6.7.2 vermerkt, konnten bezüglich **Pb-210** in den zur Bestimmung von natürlichen Untergrundwerten relevanten Proben nur EKG (von 0,014 bis 0,020 Bq/l) bestimmt werden. Für die Messung von Pb-210 wurden erhebliche Anstrengungen zur Reduzierung der EKG unternommen, die im Vergleich zur ursprünglichen Schätzung der erreichbaren EKG von 0,05 Bq/l (s. Tabelle 5-1) für die meisten Proben auch erfolgreich waren. Die aus unserer Sicht beste Methode zur weiteren Reduzierung der EKG für Pb-210 verlangt etwas Zeit. Sie basiert auf der Messung des Anstiegs bzw. Abklingens der Po-210-Aktivität über einen Zeitraum, der etwa im Bereich der Halbwertszeit von Po-210 (138 Tage) liegen müsste. Es wird empfohlen, noch im Laufe dieses Jahres solche Messungen für wichtige Proben durchzuführen, um auch für Pb-210 kleinere Erkennungsgrenzen bzw. über der Nachweisgrenze liegende Messwerte zu erhalten, die dann auch eine Bestimmung des natürlichen Untergrundwertes für dieses radiologisch maßgebliche Radionuklid ermöglichen.

#### 6.7.4. Aktivitätsbilanzen für das Speicherbecken 1: U-234, U-238, Ra-226 und Ra-228

Zur weiteren Bewertung von Messwerten zur Aktivitätskonzentration der langlebigen natürlichen Radionuklide in den Zutrittslösungen wurde eine grobe Aktivitätsbilanz für das Speicherbecken 1 auf der 490-m-Sohle erstellt, die in der Tabelle 6-11 dargestellt ist. Die Bilanz wurde für U-234 und U-238 sowie für Ra-226 und Ra-228 durchgeführt. Die Wichtung der Quellerterme wurde mit der Gesamtrate von Zutrittslösungen und dem mittleren Eintrag von Betriebswasser nach Abschnitt 2-4 vorgenommen.

Tabelle 6-11: Aktivitätsbilanz für U-234, U-238, Ra-226 und Ra-228 für das Speicherbecken 1

Zutrittslösung	U-234 [Bq/l]	U-238 [Bq/l]	Ra-226 [Bq/l]	Ra-228 [Bq/l]	Zufluss [m <sup>3</sup> /d]
MP_27	0,006	0,002	0,2	0,5	11,8
Betriebswasser BrS4	0,2	0,062	0,008	0,015	1,0
<b>gewichtetes Mittel</b>	<b>0,021</b>	<b>0,007</b>	<b>0,185</b>	<b>0,462</b>	12,8
SB1vo	0,007	0,002	0,12	0,33	
SB1vu	0,009	0,004	0,12	0,34	
SB1ho	0,012	0,005	0,16	0,26	
SB1hu	0,011	0,003	0,12	0,29	
SB1-PN	0,007	0,002	0,15	0,39	
<b>Mittelwert für SB1</b>	<b>0,0092</b>	<b>0,0032</b>	<b>0,134</b>	<b>0,322</b>	
<b>Aktivitätsanteil in SB1</b>	43 %	48 %	72 %	70 %	

Aus Tabelle 6-11 wird deutlich dass für die natürlichen Radionuklide in den betroffenen Sohlen der SchachanlageASSE erhebliche Senken existieren. Von der insgesamt eingetragenen Aktivität der Uranisotope finden sich nur etwa 40 bis 50 % in den abzugebenden Salzlösungen wieder. Für die beiden langlebigen Radiumisotope liegt dieser Anteil bei rund 70 %.

Es ist anzunehmen, dass sich der größte Teil dieses Aktivitätsdefizits in Sedimenten/Schlammern der verschiedenen Sammelbehälter sowie der Speicherbecken befindet. Dies wird zumindest qualitativ durch den Messwert zur Ra-226-Aktivität im Bodensatz des Speicherbeckens 1 unteretzt (siehe Tabelle 6-5; Probe SB1vu-s mit ca. 200 Bq/kg Ra-226).

Zur obigen Aktivitätsbilanz sei ergänzend vermerkt, dass Freisetzungen natürlicher Radionuklide aus Baumaterial gemäß Tabelle 6-5 weitgehend ausgeschlossen werden können. Es liegen keine hohen Radium- oder Urangelhalte im Kies der Kammer 3 oder im Schotter auf den Strecken vor.

#### 6.7.5. Diskussion besonderer Messwerte

Zur Interpretation einiger nicht unmittelbar plausibler Messwerte ist die im vorigen Abschnitt zur Ablagerung von Radionukliden in Sedimenten/Schlammern getroffene Feststellung ebenfalls wichtig.

Ein interessantes Beispiel sind hierzu die Po-210-Messwerte für das Speicherbecken 1 auf der 490-m-Sohle (siehe Tabelle 6-4). Während für die Proben MP\_SB1vo (vorn, oben) und MP\_SB1ho (hinten, oben) Po-210-Aktivitätskonzentrationen von ca. 0,01 Bq/l gemessen wurden, ergaben sich für die Proben MP\_SB1vu (vorn, unten) und MP\_SB1hu (hinten, unten) Werte unter der NWG von 0,002 Bq/l. Für den Probenahmebehälter (MP\_SB1-PN) wurde ein Wert von 0,04 Bq/l gemessen.

Diese Unterschiede betreffen zwar ein Radionuklid, das wegen seiner relativ kleinen Halbwertszeit für die Freigaberechnungen nicht relevant ist (Po-210 wird nur über Pb-210<sub>+</sub> berücksichtigt), aus methodischer Sicht sind sie jedoch beachtenswert.

Bei Nachmessungen zur Pb-210-/Po-210-Aktivität der Probe MP\_RS (Reichelt-Sumpf) wurde festgestellt, dass die Lauge Flocken enthält, in denen sich Po-210 aufkonzentriert hat. Dieser Effekt könnte auch die Abweichungen der Po-210-Messwerte zwischen den Proben aus dem Speicherbecken 1 erklären. Ergänzend sei vermerkt, dass die Probe MP\_SB1-PN aus dem unteren Teil der Behälter über den Schlauch der Verbindungsleitung zwischen den beiden Behältern entnommen wurde (siehe Photos 14 und 15 in Anhang C). Hierbei könnte sich durch die Ablösung von Ablagerungen ein zusätzlicher Beitrag zur Po-210-Aktivität dieser Probe ergeben haben.

Dieses Beispiel unterstreicht die Bedeutung einer Ausarbeitung klarer Vorgaben für Probenahmen, aber auch bezüglich weiterer Maßnahmen der Vorbehandlung von Proben, wie Filtern, Verdünnen und Erwärmen. Bei abweichenden Vorgehensweisen durch den Betreiber, dessen Auftragnehmer oder durch die Aufsichtsbehörde und deren Sachverständige kann ansonsten nicht ausgeschlossen werden, dass erhebliche Abweichungen der Messwerte für gleiche Beprobungspunkte auftreten, die im Nachhinein nur schwer zu klären sind.

Am Messpunkt MP\_22 (Zulauf Rolloch 2 auf der 750-m-Sohle) liegt eine spezielle Situation vor, welche die hohen Messwerte für die U-234 und U-238 erklärt. An dieser Stelle (siehe Photos 52 und 53 in Anhang C) ist nur ein sehr geringer Eintrag von Zutrittslösung über eine Tropfstelle zu verzeichnen, der mit der Verdunstungsrate im Gleichgewicht steht. Deshalb ergibt sich an dieser Stelle auch keine freizugebende Salzlösung (siehe Tabelle 2-1). Die hohen Uranwerte sind offenbar die Folge einer durch Zulauf und Verdunstung bedingten Aufkonzentration. Dieser Effekt wird auch in den chemischen Analysewerten für die Spurenelemente Zink und Blei deutlich, die um Faktoren von ca. 16 bzw. 9 über entsprechenden Werten der Probe MP\_RL2 von der Fassungsstelle am Rolloch 2 auf der 725-m-Sohle liegen.

Auf ähnlicher Weise, wenn auch nicht so extrem wie am Messpunkt MP\_22, resultieren offenbar auch einige relativ hohe Urankonzentrationen an anderen Messpunkten mit geringem Zulauf. Dies ist besonders auffällig für den Laugesumpf östlich der Kammer 9 auf der 750-m-Sohle (MP\_36), der bezogen auf den Zufluss eine relativ große Oberfläche aufweist (siehe Photo 50 in Anhang C).

Die in Abschnitt 6-4 bezüglich H-3 angesprochene Optimierung der Geometrie von Laugesümpfen und weiteren Stellen der Fassung von Zutrittslösung/Lauge würde sich auch für U-234 und U-238 positiv auf die Freigaberechnungen auswirken, da eine Reduzierung der spezifischen Oberfläche die Verdunstungsrate und damit die Aufkonzentration von Radionukliden in der Lauge herabsetzt. Dies dürfte im Rahmen der Freigaberegulungen vorteilhaft sein, auch wenn sich für U-234 und U-238 die in den Sammelbehältern auf der 725-m-Sohle bzw. im Speicherbecken auf der 490-m-Sohle resultierenden Aktivitätskonzentrationen wegen der geringen Anteile der Laigestellen der 750-m-Sohle an der Gesamtmenge der gefassten Zutrittslösungen nur unwesentlich reduzieren würden.

Neben der Aufkonzentration von Radionukliden/Spurenelementen bewirkt die hohe Verdunstung auch eine Erhöhung des Kaliumgehalts der Lauge, wodurch größere EKG der gammaspektrometrischen Messung resultieren können. Dieser Effekt ist z. B. für den Laugesumpf westlich Kammer 9 der 750-m-Sohle (MP\_37; siehe Photo 6 in Anhang C) bzgl. der EKG für Pb-210 festzustellen.

## **7. FREIGABERECHNUNGEN FÜR GEFASSTE ZUTRITTSLÖSUNGEN**

Zur Freigabe gefasster Zutrittslösungen wurden Berechnungen der Summenformel Gl. (3) unter Berücksichtigung aller Radionuklide durchgeführt, die gemäß LAW-Aktivitätsinventar potentiell relevant sein könnten. In Anhang F sind die Resultate der Freigaberechnungen für alle Messpunkte gefasster Zutrittslösungen, die gemäß Tabelle 2-1 in die Bilanzierung eingehen, zusammengestellt. Freigaberechnungen wurden auch für das Speicherbecken 2 auf der 490-m-Sohle durchgeführt, obwohl das darin lagernde Schutzfluid (Magnesiumchloridlösung) eigentlich nicht für eine Abgabe vorgesehen ist. Da eine Speicherung von Zutrittslösungen in diesem Becken jedoch erforderlich sein könnte, wurde zur Beurteilung einer ggf. resultierenden Vermischung auch für die Salzlösung im Speicherbecken 2 eine Berechnung der Summenformel vorgenommen.

Die Freigaberechnungen basieren auf den vorliegenden Messwerten bzw. den erreichten EKG oder NWG (siehe Anhang D). Die Freigaberechnungen wurden mit den Freigabewerten aus Tabelle 4-6 durchgeführt. Für die Aktivitätskonzentration  $C_i$  wurde der Messwert (MW) ggf. durch die EKG oder die NWG ersetzt, wenn die Messung nur die Aussage " $C_i < EKG_i$ " bzw. " $C_i < NWG_i$ " ergab. Dies ist in den Tabellen von Anhang F in der Spalte "Parameter" gekennzeichnet. Für Cl-36 wurde, wenn keine Messung durchgeführt wurde, mit der substituierten EKG (SEKG) von 2 Bq/l gerechnet. Dieser Wert ist die in allen durchgeführten Messungen erreichte EKG.

Aus den Ergebnissen der Freigaberechnungen ist klar ersichtlich, dass der Wert der Summenformel überwiegend durch Erkennungsgrenzen (bzw. Nachweisgrenzen) bestimmt wird. Allein für Cl-36 resultiert ein Beitrag zur Summenformel von 3,45 %. Erhebliche Beiträge resultieren insbesondere durch die EKG/NWG für Pb-210.

Für Ra-226 und Ra-228 wurden die in Abschnitt 6.7.3 begründeten natürlichen Untergrundwerte berücksichtigt. Die Untergrundwerte wurden von darüber liegenden Messwerten zur Berechnung der Beiträge zur Summenformel abgezogen. Andernfalls liefern diese Radionuklide keinen Beitrag.

Für Pb-210 konnte, wie in Abschnitt 6.7.3 erläutert, anhand der vorliegenden Messergebnisse kein Untergrundwert abgeleitet werden. Es ist u. E. jedoch offensichtlich, dass Pb-210 zumindest in den auf der 658-m- und der 725-m-Sohle gefassten Zutrittslösungen ausschließlich natürlicher Herkunft sein kann. Ein durch LAW verursachter Beitrag zur Pb-210-Aktivitätskonzentration durch Eintrag von Rn-222 aus den Grubenwettern in die gefassten Zutrittslösungen, woraus durch radioaktiven Zerfall "künstliches" Pb-210 entsteht, ist vernachlässigbar gering. Selbst bei konservativem Ansatz einer Rn-222-Konzentration der Grubenwetter von 100 Bq/m<sup>3</sup> (vgl. [21], [25]) und bei Ansatz einer Lagerungszeit der gespeicherten Zutrittslösungen von 3 Monaten, könnte auf diesem Wege nur eine Erhöhung der Pb-210-Aktivitätskonzentration von ca. 0,0002 Bq/l resultieren.

Ein nennenswerter Beitrag von Pb-210 aus LAW könnte folglich nur durch eine bislang nicht identifizierte Migration kontaminierter Lauge von LAW-Kammern zu Laugestellen auf der 750-m-Sohle resultieren. In diesem Fall wäre jedoch zu erwarten, dass auch Cs-137 gemessen wird. Da dies mit Ausnahme des Messpunktes MP\_QN (Laugestelle im Querschlag Nord) nicht der Fall ist, die Cs-137-Kontamination der dort gefassten Lauge jedoch eine andere Ursache hat, ist eine von den LAW verursachte Pb-210-Kontamination von Zutrittslösungen sicherlich auszuschließen.

Durch die relativ hohe EKG der Messung von Pb-210 verursachte Beiträge zur Summenformel sind letztlich dadurch bedingt, dass genauere Messungen von Pb-210 (über das Tochternuklid Po-210) aus physikalischen Gründen zeitlich noch nicht realisiert werden konnten.

Es wird empfohlen, die Ergebnisse zur Summenformel "ohne Beitrag von Pb-210" für die Freigabe der Zutrittslösungen anzuwenden. In Anhang F sowie in der nachfolgenden zusammenfassenden Tabelle 7-1 sind jedoch auch die vollständigen Ergebnisse, d. h. auch unter Berücksichtigung von Pb-210 angegeben. Zu den detaillierten Rechnungen sei auf die Tabellen in Anhang F verwiesen.

Tabelle 7-1: Zusammenfassung der Ergebnisse der Freigaberechnungen gemäß Summenformel Gl. (3)

Messpunkt	Sohle	vollständige Summe	Beitrag von Pb-210	Summe ohnePb-210
MP_SB1vo	490 m	0,121	0,071	0,050
MP_SB1vu	490 m	0,116	0,058	0,057
MP_SB1ho	490 m	0,109	0,050	0,059
MP_SB1hu	490 m	0,100	0,042	0,058
MP_SB1-PN	490 m	0,096	0,042	0,055
MP_WPB	490 m	0,102	0,050	0,052
MP_SB2o	490 m	0,136	0,083	0,053
MP_SB2u	490 m	0,179	0,125	0,054
MP_SB3v	490 m	0,094	0,033	0,061
MP_SB3h	490 m	0,091	0,033	0,058
MP_SB3-PN	490 m	0,095	0,033	0,062
MP_27-Z	658 m	0,122	0,071	0,051
MP_27-S	658 m	0,175	0,058	0,116
MP_27-ZS	658 m	0,140	0,083	0,057
MP_115	658 m	0,147	0,083	0,063
MP_SaB1	725 m	0,148	0,083	0,065
MP_SaB2	725 m	0,142	0,083	0,059
MP_RL1	725 m	0,146	0,083	0,062
MP_RL2	725 m	0,110	0,058	0,051
MP_38	725 m	0,137	0,083	0,054
MP_39	725 m	0,116	0,042	0,075
MP_QN	750 m	0,634	0,542	0,092
MP_SK	750 m	1,310	1,250	0,060
MP_RS	750 m	0,899	0,833	0,066
MP_22	750 m	0,165	0,058	0,107
MP_36	750 m	0,204	0,125	0,079
MP_37	750 m	0,500	0,417	0,083

## **8. SCHLUSSFOLGERUNGEN**

Abgesehen von den Radionukliden H-3 und C-14, die über die Grubenwetter in die gespeicherten Zutrittslösungen gelangen, wurde an den für die Freigabe relevanten Messpunkten an künstlichen Radionukliden nur Cs-137 im Waschplatzbecken (MP\_WPB, 490-m-Sohle) und im 1. Sammelbehälter auf der 725-m-Sohle (MP\_SaB1) in geringer Höhe identifiziert. Die Kontamination der Lauge des Waschplatzes resultiert vermutlich aus dem Eintrag von Cs-137-haltigem Dünnschlamm aus der Zisterne für Betriebswasser. Die Kontamination im 1. Sammelbehälter dürfte die Folge der Einleitung von Cs-137-haltiger Lauge aus dem Querschlag Nord (MP\_QN) sein.

Die gefassten Zutrittslösungen, insbesondere die in Speicherbecken auf der 490-m-Sohle lagernden Mengen, können gemäß §29(2) StrlSchV im Ergebnis der konservativ durchgeführten Freigaberechnungen ohne Bedenken für die Flutung/Verwahrung der Gruben Hope, Mariagluck, oder Salzdorfurth freigegeben werden. Eine zielgerichtete Vermischung oder Verdünnung zur Herbeiführung oder Ermöglichung der Voraussetzungen für die Freigabe liegt nicht vor. Das konservativ ausgelegte Szenario 2 (Grundwasser-Brunnen-Nutzung) ist für alle drei Standorte bestimmend; es hängt aber nicht von Standortdaten ab. Danach könnten auch weitere Standorte als potentielle Abnehmer der in der SchachanlageASSE gefassten Zutrittslösungen in Betracht gezogen werden.

Die Summenformel wird auf Basis der Messwerte für fast alle Messpunkte der 490-m- der 658-m- und der 725-m-Sohle nur zu 5 - 6 % ausgeschöpft, wenn die Erkennungsgrenze für Pb-210 nicht in den Berechnungen berücksichtigt wird. Diese Vorgehensweise ist nach vorliegenden Messungen und Berechnungen gerechtfertigt, da keine Anhaltspunkte dafür bestehen, dass Pb-210-Gehalte in den Zutrittslösungen nicht natürlicher Herkunft sein könnten. Es gibt eine Methode zur genaueren Messung von Pb-210, mit der die messtechnisch bedingte Erkennungsgrenze weiter reduziert und ein natürlicher Untergrundwert für Pb-210 bestimmt werden können. Sie verlangt aber wiederholte Messungen von Po-210 im zeitlichen Abstand gemäß der Halbwertszeit dieses Radionuklids.

Die durchgeführten Untersuchungen ergeben Hinweise bzw. Empfehlungen zur Qualifizierung des Freigabeverfahrens und Reduzierung vermeidbarer Umweltbelastungen bzw. potentieller Strahlenexpositionen im Sinne von § 6 StrlSchV. Diese betreffen insbesondere

- die Prüfung von Möglichkeiten einer schnelleren Herausführung gefasster Zutrittslösungen aus dem Grubengebäude, um den sonst fortschreitenden Eintrag von HTO zu vermeiden;
- die Reinigung der Zisterne für Betriebswasser, um eine Verschleppung der im Dünnschlamm der Zisterne enthaltenen Cs-137-Aktivität zu unterbinden;
- die Optimierung der Geometrie von Fassungsstellen für Zutrittslösungen/Laugen, um durch die Reduzierung der spezifischen Oberfläche den Eintrag von Tritium und C-14 aus den Grubenwettern sowie die Aufkonzentration von Radionukliden infolge Verdunstung zu mindern;
- die Durchführung von Untersuchungen zu methodischen Aspekten der Messung bestimmter Radionuklide, um gängige Verfahren für die gesättigten Salzlösungen für eine ausreichende Zuverlässigkeit und Genauigkeit der Messungen weiter zu entwickeln;
- die Ausarbeitung klarer Vorgaben zur Entnahme und Vorbehandlung von Laugeproben, um die Vergleichbarkeit der Messungen aller beteiligten Institutionen zu verbessern.

## **9. LITERATUR**

- [1] HELMHOLTZ ZENTRUM MÜNCHEN  
Schachtanlage Asse  
www.helmholtz-muenchen.de
- [2] NIEDERSÄCHSISCHES MINISTERIUM FÜR UMWELT UND KLIMASCHUTZ  
Statusbericht des Niedersächsischen Ministeriums für Umwelt und Klimaschutz über die  
Schachtanlage Asse II  
Hannover, 01.09.2008
- [3] BUNDESAMT FÜR STRAHLENSCHUTZ  
Atomrecht wird Grundlage für Schließung der Asse; Pressemitteilung 017 des BfS vom 10.09.08
- [4] REGIERUNG DER BUNDESREPUBLIK DEUTSCHLAND  
Verordnung für die Umsetzung von EURATOM-Richtlinien zum Strahlenschutz vom 20. Juli 2001,  
Artikel 1: Verordnung über den Schutz vor Schäden durch ionisierende Strahlen  
(Strahlenschutzverordnung - StrlSchV), BGBl, I, Nr. 38, S. 1714; Bonn, 26. Juli 2001
- [5] BRENK SYSTEMPLANUNG GMBH  
Zur Berechnung von Freigabewerten für radioaktiv kontaminierte Salzlauge aus dem Versuchs-  
endlager Asse (Entwurf)  
Aachen, 24.07.2008
- [6] BRENK SYSTEMPLANUNG GMBH  
Berechnung von standortbezogenen Freigabewerten für radioaktiv kontaminierte Salzlauge aus dem  
Forschungsbergwerk Asse (Entwurf)  
Aachen, 01.08.2008
- [7] BRENK SYSTEMPLANUNG GMBH  
Standortbezogene Freigabewerten für Salzlösungen aus der Schachtanlage Asse – Einzelfall einer  
Verbringung in die Grube Mariagluck (Gutachten, Revision 1)  
Aachen, 22.08.2008
- [8] GSF – FORSCHUNGSZENTRUM FÜR UMWELT UND GESUNDHEIT  
Bestimmung des nuklidspezifischen Aktivitätsinventars der Schachtanlage Asse (Abschlussbericht)  
München, August 2002
- [9] BRENK SYSTEMPLANUNG GMBH  
Plan Probenahme- und Messprogramm (Entwurf), Standortbezogene Freigabewerte für Salzlösungen  
aus der Schachtanlage Asse - Einzelfall einer Verbringung in die Grube Mariagluck  
Aachen, 27.08.2008 (1. Ergänzung in der Beratung auf der Schachtanlage am 28.08.08, weitere  
Ergänzungen zum Stand vom 12.09.08, 23.09.08 und 30.09.08)
- [10] HELMHOLTZ ZENTRUM MÜNCHEN, SCHACHTANLAGE ASSE  
Süd-Nord-Schnitt der Schachtanlage Asse mit Bohrungen  
Remlingen, Juli 2008



- [11] HELMHOLTZ ZENTRUM MÜNCHEN, SCHACHTANLAGE ASSE  
Risswerke der Schachtanlage Asse zu Anlagen über Tage und zu den Sohlen 511 m, 574 m, 637 m, 658 m, 725 m und 750 m mit Darstellung der Laugemessstellen  
Remlingen, 2008
- [12] HELMHOLTZ ZENTRUM MÜNCHEN, SCHACHTANLAGE ASSE  
Fließbild zur Abgabe von Zutrittslösungen (Stand 17.06.2008, Revision 6)  
Remlingen, 2008
- [13] HELMHOLTZ ZENTRUM MÜNCHEN, SCHACHTANLAGE ASSE  
Angaben und Abschätzungen zur Menge gefasster Zutrittslösungen und anderer Salzlösungen  
Remlingen, September 2008
- [14] HELMHOLTZ ZENTRUM MÜNCHEN, SCHACHTANLAGE ASSE  
Liste der Übernahmescheine zur Entsorgung von Zutrittslösungen (Stand: 24.09.2008)  
Remlingen, September 2008
- [15] K+S AKTIENGESELLSCHAFT  
Beantwortung der Anfrage zum Verbleib gelieferter Deckgebirgslösungen aus der Schachtanlage Asse  
Bad Salzdetfurth, 25.07.2008
- [16] K+S AKTIENGESELLSCHAFT, INAKTIVE WERKE  
Daten/Informationen zur Berechnung standortbezogener Freigabewerte für Asse-Lauge (E-Mails vom  
13.08.08, 14.08.08. und 20.08.08 an HZM Schachtanlage Asse und BS)  
Bad Salzdetfurth, August 2008
- [17] BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT  
Entwurf der Allgemeinen Verwaltungsvorschrift zu § 47 StrlSchV,  
Stand 21.01.2005
- [18] HELMHOLTZ ZENTRUM MÜNCHEN, SCHACHTANLAGE ASSE  
Beantwortung der Anfrage zum Transport von Asse-Zutrittslösung zum Schacht Mariagluck  
Remlingen, 28.07.2008
- [19] K+S AKTIENGESELLSCHAFT  
Beantwortung der Anfrage Asse / Brenk zur Annahme von Deckgebirgslösungen (E-Mail vom  
29.07.08 an HZM Schachtanlage Asse und BS)  
Bad Salzdetfurth, 29.07.2008
- [20] MICHEL, R.; KIRCHHOFF, K.  
Nachweis-, Erkennungs- und Vertrauensgrenzen bei Kernstrahlungsmessungen  
Fachverband für Strahlenschutz e.V., Fortschritte im Strahlenschutz, ISBN 3-8249-0542-6  
TÜV-Verlag, Köln, 1999
- [21] HELMHOLTZ ZENTRUM MÜNCHEN, SCHACHTANLAGE ASSE  
Ergebnisse der Wettermessungen vom 14. Juli 2008  
Remlingen, 18.08.2008



- [22] HELMHOLTZ ZENTRUM MÜNCHEN, SCHACHTANLAGE ASSE  
Messergebnisse Aktivitätskonzentration von H-3 und C-14 im Abwetter der Schachtanlage Asse für  
die Jahre 2004 bis 2007  
Remlingen, August 2008
- [23] NIEDERSÄCHSISCHER LANDESBETRIEB FÜR WASSERWIRTSCHAFT, KÜSTEN- UND NATURSCHUTZ  
Ergebnisbericht – Untersuchungen im Forschungsbergwerk Asse II  
Hildesheim, Juli 2008
- [24] LENNARTZ, R.; MENGEL, K.  
Herkunft der kontaminierten Lösung vor Kammer 12 auf der 750-m-Sohle der Schachtanlage Asse 2,  
Jülich, Clausthal, August 2008
- [25] MEYER, H; WANKA, T.  
Strahlenschutz und Umgebungsüberwachung im Bereich der Schachtanlage Asse, Jahresbericht 2006  
GSF-Forschungszentrum für Umwelt und Gesundheit, GmbH, Forschungsbergwerk Asse  
GSF-Bericht 02/07, Remlingen, 2007