

ENTRIA-Arbeitsbericht-06

**„Bergwerk als technologisches
Artefakt
Ein Beitrag zur untertägigen
Entsorgung radioaktiver Abfälle
aus Perspektive der
Technikfolgenabschätzung“**

Transversalprojekt
Technikfolgenabschätzung und Governance

Melanie Mbah

Kontakt

Institut für Technikfolgenabschätzung und Systemanalyse (ITAS)
am Karlsruher Institut für Technologie (KIT)
Dr. Melanie Mbah
Karlstraße 11
76133 Karlsruhe
www.itas.kit.edu
melanie.mbah@kit.edu

Leibniz Universität Hannover
Christian Tzschentke
Herrenhäuser Str. 2
30419 Hannover
0511 / 762 – 14322
www.entria.de
info@entria.de

ENTRIA ist ein in der Forschung zur Entsorgung radioaktiver Reststoffe in Deutschland neuartiges Verbundprojekt von Wissenschaftlerinnen und Wissenschaftlern aus unterschiedlichen Disziplinen, die bisher nur sporadisch kooperierten. Um seine neuen Arbeitsweisen und die Vielfalt integrierter disziplinärer Perspektiven transparent zu machen, werden in den Arbeitsberichten wichtige Zwischenergebnisse vorgestellt. Dies dient einerseits der projektinternen Information. Andererseits werden diese Zwischenergebnisse auch der interessierten Öffentlichkeit zur Verfügung gestellt. Letzteres geschieht, um Einblicke in die ENTRIA-Forschungspraxis zu gewähren und Ausgangsmaterial für spätere Veröffentlichungen offen zu legen. ENTRIA lebt vom pluralen Austausch. Die Beiträge geben allein die Meinung der Autorin oder des Autors wieder.

ENTRIA wird vom BMBF unter dem Kennzeichen **02S9082 A bis E** gefördert (Zeitraum 2013 bis 2017).

Zitierweise

Mbah, Melanie (2016): Bergwerk als technologisches Artefakt. Ein Beitrag zur untertägigen Entsorgung radioaktiver Abfälle aus Perspektive der Technikfolgenabschätzung. Hannover / Karlsruhe, ENTRIA-Arbeitsbericht-06

ISSN (Print): 2367-3532, ISSN (Online): 2367-3540

GEFÖRDERT VOM



**Bundesministerium
für Bildung
und Forschung**

Inhalt

1. Einleitung	4
2. Was sind Bergwerke?	11
2.1. Verschiedene Formen von Abfallentsorgungs-Bergwerken und Beispiele aus Deutschland	11
2.2. Technische Realisierung von Bergwerken	27
3. Abfallarten und Entsorgungsoptionen	40
3.1. Chemotoxische Abfälle und ihre Entsorgung in tiefen geologischen Formationen	43
3.2. Radioaktive Abfälle	46
4. Herausforderungen im Kontext der Abfallentsorgung in Bergwerken	59
4.1. Potenzielle nicht intendierte Folgen während des Auffahrens und der Betriebsphase von Bergwerken	61
4.1.1. Mögliche Wirkungen auf das geologische System eines Standortes durch das Auffahren eines Bergwerks	62
4.1.2. Potenzielle Gefährdungslagen für das Betriebspersonal	75
4.1.3. Potenzielle Wirkungen auf die Biosphäre	76
4.1.4. Vorkehrungen zum Schutz von Mensch und Umwelt im Kontext der Entsorgung radioaktiver Abfälle in tiefen geologischen Formationen – Multibarrierenkonzept	83
4.1.4.1 Die künstlichen (technischen und geotechnischen) Barrieren	87
4.1.4.2 Die natürlichen (geologischen) Barrieren	95
4.2. Potenzielle nicht intendierte Folgen in der Nachbetriebsphase	106
5. Fazit	112
Literatur	121

1. Einleitung¹

Die Endlagersuche für hoch radioaktive Abfälle und Reststoffe² stellt sich als ein äußerst verzwicktes Problem³ dar und ist Ausgangspunkt dieses Artikels. Technikkonflikte sind in der Regel episodisch, zeigen folglich Phasen und verändern sich. Im Falle radioaktiver Abfälle scheint dies jedoch eine andere Lage zu sein, dieser Konflikt manifestiert sich als „nachhaltiger Streitfall“ (Grunwald und Hocke 2006b, S. 11). Es hat sich herausgestellt, dass eine Ambivalenz besteht zwischen einerseits immer neuem Technikfortschritt, der insbesondere in Zeiten der Globalisierung im Hinblick auf Wettbewerbsfähigkeit als notwendig erscheint, und andererseits den nicht intendierten Folgen⁴ – beispielsweise für die Umwelt, die Gesundheit, oder in Bezug auf den Klimawandel. Dies führt dazu, dass Technikkonflikte zwischen den Entscheidern und den Betroffenen bzw. den Gewinnern und den Verlierern entstehen können (Grunwald 2010, S. 20ff). Wegen der hohen Komplexität nicht intendierter technischer Folgen und immer

¹ Für die fachliche Unterstützung von Prof. Karl-Heinz Lux möchte ich mich herzlich bedanken. Aufgrund seiner herausragenden Kompetenz im bergtechnischen Bereich führte ich mit ihm ein längeres Fachgespräch im März 2016, das dazu beigetragen hat, den Blick zu schärfen. An Stellen, an denen auf Grundlage des Fachgesprächs wichtige Informationen ergänzt wurden, wird darauf verwiesen (im Folgenden als Zitation „Lux 2016“).

² Im Folgenden werde ich nur noch von radioaktiven Abfällen und nicht mehr von Reststoffen sprechen, da ich hier ausschließlich auf die Option der tiefeingeologischen Entsorgung rekurriere.

³ Die Einstufung des Problems als verzwickt wird hier in Anlehnung an die Formulierung „wicked problem“ vorgenommen, die von Brunnengraber et al. (2012) und Röhlig et al. (2014) in die Debatte über die nukleare Entsorgung eingebracht wurde (Brunnengraber et al. 2012; Röhlig et al. 2014).

⁴ Nicht gewollte und nicht vorhersehbare Folgen, wie in der Technikfolgenabschätzung eingeführt.

größerer Abhängigkeit der Individuen und des sozialen Systems von Technik, wird Technik zunehmend als kritisch betrachtet und die demokratische Legitimation der Entscheidungsprozesse immer wieder in Frage gestellt (Grunwald 2010, S. 37f).

Aufgrund dieser Erkenntnis ist sich die Fachcommunity inzwischen zumindest darin einig, dass eine einfache Lösung im Konflikt um die Endlagerung nicht gefunden werden kann, sondern technische und nicht-technische Dimensionen des Problems eine Rolle spielen. Folglich ist also neben den geologischen und technischen Möglichkeiten besonders der politische Entscheidungsprozess zu beachten, der zu Akzeptabilität führen kann (Brunnengräber et al. 2012; Grunwald 2005). Daher liegt der Fokus von Forschung und Politik u. a. auf der Entwicklung eines geeigneten Verfahrens zur Standortsuche, das alle Optionen der Entsorgung einbeziehen soll. Davon ausgenommen sind allerdings internationale und exotische Lösungen, wie beispielsweise der Transport ins Weltall, die Ablagerung im Eis oder in Subduktionszonen im Meer (Minhans et al. 2008; Brasser und Droste et al. 2008; McKinley et al. 2008). Konsens besteht in Deutschland bisher nur darin, dass eine Entsorgung auf nationalem Hoheitsgebiet stattfinden soll und bevorzugt in tiefen geologischen Formationen (Grunwald und Hocke 2006a). Kontrovers diskutiert wird weiterhin die Option der Rückholbarkeit, bei der Abfälle bei ungünstigen Entwicklungen oder neuen Nutzerinteressen wieder an die Tagesoberfläche geholt werden können. Konkrete Einlagerungsvarianten können nach Streffer et al. sein: die langfristige oberflächennahe Zwischenlagerung, die geologische Lagerung in tiefen Bohrlöchern und bergwerksähnlichen Entsorgungseinrichtungen

sowie die phasenweise geologische Lagerung (Streffler et al. 2011, S. 159).

Bislang gibt es weltweit noch kein einziges Endlager für hoch radioaktive, wärmeentwickelnde Abfälle. Die skandinavischen Länder Finnland und Schweden sind in dem Prozess der Suche und Implementierung eines Endlagers für radioaktive Abfälle weiter vorangeschritten als Deutschland. In Schweden führte die Endlager-Standortsuche, an der sich Gemeinden auf freiwilliger Basis beteiligen konnten, dazu, dass sich zwei potenzielle Standortgemeinden für eine detaillierte Standorterkundung bereit erklärten (Forsmark und Oskarshamn). Ein entsprechender Genehmigungsantrag für einen der beiden Standorte (Forsmark) wurde inzwischen eingereicht (Kåberger und Swahn 2015, S. 209f; Daoud und Elam 2012, S. 7f). Kåberger und Swahn (2015, S. 209ff) kritisieren das Schwedische Modell dahingehend, dass der Industrie bzw. SKB (Swedish Nuclear Fuel and Waste Management Company) relativ freie Hand bei der Suche nach einem potenziellen Standort gelassen wird. Weiterhin führen in Schweden derzeit neue wissenschaftliche Erkenntnisse zum Korrosionsverhalten von Kupfer zu Kontroversen (Andersson 2013). In Finnland basiert die Endlager-Standortsuche ebenfalls auf Freiwilligkeit und beinhaltet, wie in Schweden auch, das Vetorecht der Gemeinde, das nicht durch nationales Recht überstimmt werden kann. Finanzielle Anreize, insbesondere hinsichtlich der Steuereinnahmen, trieben den Entscheidungsprozess an (Kojo et al. 2010, S. 171f). Inzwischen ist die Wahl auf eine der vier potenziellen Standortgemeinden gefallen (Onkalo am Standort Olkiluoto der Gemeinde Eurajoki). Der Endlager-

standort wurde im Jahr 2015 genehmigt, dem Entschädigungspaket wurde zugestimmt und der Start des Ausbaus erster Bergbauanlagen ist für das Jahr 2016 geplant (Nurmi et al. 2012, S. 4f; Auffermann et al. 2015, S. 234ff; Handelsblatt 07.07.2016). Auch das Schweizer Verfahren zur Suche eines Standortes für ein tiefengeologisches Lager ist derart vorangeschritten, dass zwei der sechs potenziellen Standortregionen (Zürich Nordost und Jura Ost) aktuell zur weiteren Erkundung vorgeschlagen sind (www.nagra.ch und BFE 30.01.2015).

Aufgrund der oben genannten Präferenz der Entsorgung von hoch radioaktiven Abfällen in Bergwerken in tiefen geologischen Formationen rückt die Variante der Tiefenlagerung in den Fokus. Von Tiefenlagerung wird dann gesprochen, wenn die Lagerung in Tiefen von einigen Hundert Metern bis zu mehreren Kilometern vorgesehen ist (McKinley et al. 2008, S. 45f). Geologische Tiefenlagerung ist allerdings keineswegs eine rein geologische Lösung, sondern geht einher mit umfassenden technischen Eingriffen in das bestehende Geosystem und verlangt somit wiederum das Vertrauen auf neuen technologischen Fortschritt. Diese neuen technischen Lösungen sind erforderlich, um Fehlentwicklungen und damit nicht intendierte Folgen bei der Entsorgung der aus der Nukleartechnologie entstandenen bzw. entstehenden radioaktiven Abfälle durch die technologischen Eingriffe in den geologischen Untergrund einzugrenzen, die durch das Auffahren von Hohlräumen und das Einlagern von Abfällen in Bergwerken entstehen können. Aus diesem Grund widmet sich dieser Artikel den Bergwerken mit ihren Besonderheiten im Kontext der Entsorgung radioaktiver Abfälle. Bergwerke sind

technologische Artefakte⁵, da vom Menschen künstlich durch massiven Einsatz von Technik zu einem bestimmten Zweck erschaffen, und stellen durch den technischen Eingriff eine Störung des natürlichen geologischen Systems dar, deren mögliche Folgen wiederum durch den Einsatz von Technik abgemildert werden sollen. In Bezug auf die Tiefenlagerung handelt es sich um ein völlig neues technologisches Konzept, das bisher noch nicht erprobt wurde und aufgrund der langen Zeitspanne, die ein solches System funktionstüchtig sein muss, nicht zuvor einem realen Test unterworfen werden kann. In Zeiten, in denen technologische Entwicklungen mit Skepsis betrachtet werden und die Gefahr nicht intendierter Folgen in den Vordergrund rückt, ist es schwierig, Akzeptanz für Technologien mit einerseits weitreichenden Konsequenzen und andererseits großen Ungewissheiten zu gewinnen. Das Vertrauen auf eine technisch sichere Lösung hinsichtlich der Entsorgung nuklearer Abfälle in tiefen geologischen Formationen ist insbesondere in Deutschland durch die Vorkommnisse

⁵ Unter einem technologischen Artefakt versteht Ropohl (2009, S. 30ff) alle vom Menschen geschaffenen künstlichen Gebilde, aber auch die menschlichen Handlungen und Einrichtungen, in denen solche Artefakte entstehen, sowie die menschlichen Handlungen bei der Verwendung von Artefakten. Ropohl unterscheidet bei einem technischen Artefakt in ein Handlungs- und ein Sachsystem, d. h. der Mensch wird als Handlungssystem gesehen, das eine gewisse Zielsetzung verfolgt, hingegen ist der sachtechnische Gegenstand ein Sachsystem ohne Zielsetzung. Damit sind diese beiden Systeme miteinander verbunden, denn erst durch die Zielsetzung, die einem Gegenstand durch menschliches Handeln gegeben wird, entsteht ein technisches Artefakt (siehe hierzu Ropohl 2009; Simon 2008). In einem sozio-technischen System werden Artefakte und soziale sowie organisationale Elemente zusammengefasst. Die Menschen und das Sachsystem wirken zusammen und beeinflussen die Leistungsfähigkeit eines sozio-technischen Systems, denn dieses besteht aus einer Vielzahl von Komponenten, wie z.B. technischen, ökonomischen, sozialen und normativen Komponenten. All diese müssen zu einem funktionierenden Ganzen verknüpft werden, um eine neue Technologie/Innovation erfolgreich zu implementieren (Weyer 2008, S. 37-39).

in der Schachtanlage Asse II⁶, aber auch durch den als falsch empfundenen politischen Prozess bei der bisherigen Endlagerstandortsuche sowie den damit zusammenhängenden Entscheidungen und Herangehensweisen (z. B. Gorleben⁷) zumindest in Teilen der Bevölkerung einem generellen Misstrauen gewichen. Es kristallisiert sich immer mehr die Erkenntnis heraus, dass nur eine breite Einbeziehung der Öffentlichkeit und damit die Veränderung bisheriger politischer Entscheidungsprozesse zu einer Lösung beitragen können (Ott 2014; Hocke und Kallenbach-Herbert 2015).

In diesem Artikel soll der Forschungsstand zur Nutzung von Bergwerken zur Entsorgung radioaktiver Abfälle aus der Sicht der Technikfolgenabschätzung zusammengetragen werden. Außerdem soll herausgearbeitet werden, wo noch offene Fragen sind und weiterer Forschungsbedarf besteht. Dieser ENTRIA-Arbeitsbericht wendet sich damit vornehmlich an eine nichttechnische, sozialwissenschaftliche Leserschaft sowie die interessierte Öffentlichkeit. Ziel dieses ENTRIA-Arbeitsberichts ist es zu verdeutlichen, worum es sich bei Bergwerken aus Perspektive der Technikfolgenabschätzung handelt, mit welchen geologischen und technischen Herausforderungen allgemein bei der Errichtung und dem Betrieb von sowie bei der Entsorgung von umweltgefährdenden Abfällen in Bergwerken umgegangen werden muss und welche nicht intendierten Folgen zu erwarten sind bzw. welche Ungewissheiten und offenen

⁶ Für eine detailliertere Ausführung siehe Kapitel 2.1 und www.bfs.de sowie Bautz et al. 2013.

⁷ Für eine detaillierte Diskussion siehe beispielsweise Poggendorf 2008; Rucht 1980, 2008; Hatzfeld et al. 1979; Tiggemann 2006, 2010.

Fragestellungen noch bestehen. Nachgegangen wird hier Fragestellungen wie z. B.:

- Was charakterisiert Bergwerke als technologische Artefakte?
- Was bedeutet dies in Bezug auf die Entsorgung radioaktiver Abfälle?

Konkret wird geklärt, welche technologischen Merkmale ein Bergwerk im Allgemeinen kennzeichnen und welche weiteren technologischen Besonderheiten durch die Nutzung zur Entsorgung umweltgefährdender Abfälle bzw. hier speziell hoch radioaktiver Abfälle hinzukommen. Um den gesellschaftlichen Konflikt, der bei der Entsorgung hoch radioaktiver Abfälle besteht, besser verstehen zu können, soll in der Tradition der klassischen Technikfolgenabschätzung ein besonderes Augenmerk auf die nicht intendierten Folgen gelegt werden. Hier wird die These vertreten, dass die Nicht-Berücksichtigung nicht intendierter Folgen zum Scheitern bisheriger Versuche, einen Standort zu finden, beigetragen hat und politische Entscheidungsprozesse in Frage stellt.

2. Was sind Bergwerke?

Im Folgenden gilt es zunächst zu klären, warum Bergwerke als technologische Artefakte gelten. Hierbei hilft die Definition von Bergwerken nach Grothe. Er definiert Bergwerke als *„die Gesamtheit aller über- und untertägigen Anlagen zur Gewinnung, Förderung und Aufbereitung aller bergbaulich gewonnenen Mineralien sowie solcher Anlagen, die der Weiterverarbeitung dienen und mit dem Hauptbetrieb eine technische Einheit bilden“* (Grothe 1962, S. 73). Es handelt sich somit neben den übertägigen Anlagen um künstlich vom Menschen erschaffene untertägige Hohlräume im Gebirge, die einem bestimmten Zweck dienen. Der Fokus dieser Definition liegt somit explizit auf der Intentionalität menschlichen Handelns, weshalb Bergwerke technische Artefakte im Sinne Ropohls (2009) sind. Auch wenn hier v. a. auf den Gewinnungsaspekt von Bergwerken abgehoben wird, so gilt dasselbe auch für eine eventuelle Folgenutzung beispielsweise zur Entsorgung von umweltgefährdenden Abfällen oder wenn explizit Hohlräume in größeren Tiefen mit dem Ziel der Entsorgung radioaktiver Abfälle aufgefahren werden. Hier wird deutlich, dass es nicht nur eine Form von Bergwerken gibt, sondern diese sich hinsichtlich ihrer Nutzung unterscheiden. Auf diesen Aspekt wird im nachfolgenden Kapitel eingegangen.

2.1. Verschiedene Formen von Abfallentsorgungs-Bergwerken und Beispiele aus Deutschland

Der Begriff Bergbau umschreibt alle Formen von bergbaulichen Tätigkeiten, die nicht zwingend nur unter Tage vorgenommen werden müssen. Grob kann unterschieden

werden in Tagebau und Tiefbau bzw. Untertagebau. In diesem Artikel interessiert nur der Untertagebau, weshalb unter dem Begriff Bergwerk hier im engeren Sinne anthropogen angelegte Hohlräume in tiefen geologischen Formationen zum Zwecke des Abbaus von Rohstoffen oder der Ablagerung von umweltgefährdenden Abfällen verstanden werden soll.

Gewinnungsbergwerke dienen dem Abbau von Lagerstätten, Entsorgungsbergwerke hingegen der Einlagerung von Abfällen. Unter Entsorgungsbergbau wird daher heute die untertägige Entsorgung von mineralischen Abfällen (also explizit keinen organischen Abfällen) im Rahmen einer Verwertung oder Beseitigung verstanden⁸. Entsorgungsbergwerke erfüllen einerseits den Zweck der Stabilisierung der Grubenbaue und der Vermeidung von Bergschäden und damit den Zweck der Abfallverwertung durch Nutzung der bautechnischen Eigenschaften der Abfälle (Versatzbetrieb) und andererseits den Zweck der Abfallbeseitigung (Untertagedeponierung, Endlagerung), wobei in beiden Fällen aus der untertägigen Abfallentsorgung keine Gefährdung der Umwelt resultieren darf. In diesem Artikel ist mit Bergwerk im Kontext der Entsorgung eine Anlage zur untertägigen Abfallbeseitigung gemeint, folglich die Untertagedeponie bzw. das Endlager. Diese untertägigen Abfallentsorgungsanlagen können wiederum vor dem Hintergrund der Auffahrungsintention in verschiedene Formen unterschieden werden, die grob in speziell für die Beseitigung von Abfällen angelegte Bergwerke und in für die Abfallbeseitigung umgewidmete ehemalige Gewinnungsbergwerke aufgeteilt werden können (Lux 1992, S. 175). Wenn

⁸ Diese Definition entstand in einem Fachgespräch mit Karl-Heinz Lux (Lux 2016).

hier von einer Einlagerung von Abfällen gesprochen wird, so ist damit grundsätzlich gemeint, dass diese in technisch geschaffenen Hohlräumen wie Stollen, Kammern, Kavernen oder Bohrlöchern gelagert werden (vertikal oder horizontal⁹) und der Zugang mittels Strecken und Schächten sowie ggf. Rampen gewährleistet wird (Streffer et al. 2011, S. 161).

In Deutschland liegt eine große Wissens- und Erfahrungsbasis im Bereich Gewinnungsbergbau¹⁰ vor, also dem Aufahren von Bergwerken und dem Abbau von Lagerstätten. Die Nutzung von Bergwerken zur Entsorgung von insbesondere bergbaufremden umweltgefährdenden Abfällen weist hingegen noch eine recht junge Historie auf. Diese reicht bis Anfang der 1970er Jahre zurück. Zu unterscheiden ist hier zwischen der Entsorgung chemotoxischer und radioaktiver Abfälle und entsprechend unterschiedlichen gesetzlichen Normen und Anforderungen¹¹. Aufgrund

⁹ Eine detaillierte Ausführung zur vertikalen und horizontalen Lagerung von Abfall folgt in Kapitel 4.1.4.1.

¹⁰ Die Geschichte des Bergbaus reicht zurück bis in die Zeit vor Beginn der heutigen Zeitrechnung (v. Chr.). In der Zeit der Industrialisierung (im 19. Jhd.) erlebte der Bergbau in Deutschland seine Blütezeit. Abgebaut wurden u. a. Eisenerze, Silber, Blei, Kupfer, Zink, Uran, Kaolin (Ton), Salz und Kali sowie Stein- und Braunkohle (Buja 2013, S. 1ff).

¹¹ Für chemotoxische Abfälle sind alle Rahmenbedingungen in der Deponieverordnung (DepV) geregelt. Hier ist bei Stilllegung der Bergwerke zwar ein vollständiges Verfüllen des Schachts erforderlich, ein vollständiger Versatz der Bergwerke ist gesetzlich jedoch nicht erforderlich. Ausreichend ist eine hydraulische Dichtheit und einen Abschluss zwischen Gewinnungs- und Ablagerungsbereich nachzuweisen, d. h. es ist möglich, eine Kombination aus Gewinnungs- und Entsorgungsbergwerk für chemotoxische Abfälle zu bewirtschaften (DepV). Dies gilt nicht für die Entsorgung radioaktiver Abfälle in tiefen geologischen Formationen. Hier wird ein vollständiger Versatz der Bergwerke gefordert, um einen Langzeitsicherheitsnachweis führen zu können. Dies lässt sich nicht einfach aus dem umweltgefährdenden Potenzial dieser unterschiedlichen Abfälle begründen, da sowohl chemotoxische als auch radioaktive Abfälle über lange Zeiträume hinweg umweltgefährdend bleiben. Eine fachlich begründete Erklärung für diesen unterschiedlichen Umgang mit den umweltgefährdenden Abfällen in der untertägigen Entsorgung kann somit an dieser Stelle nicht gegeben werden.

erster Schadensfälle bei der Abfallentsorgung in übertägigen Deponien und des gestiegenen Abfallaufkommens u. a. in der chemischen Industrie und des in immer größeren Mengen anfallenden Siedlungsabfalls mit der Notwendigkeit einer thermischen Vorbehandlung und der umweltverträglichen Entsorgung der dabei entstehenden Reststoffe, wurde die Ablagerung von Abfällen auch unter Tage in Betracht gezogen (Lux 2016). Erstmals wurde im Jahre 1972 ein Gesetz zur Abfallentsorgung (Abfallbeseitigungsgesetz AbfG¹²) verabschiedet, das bei der Nutzung des ehemaligen Kalibergwerkes Herfa-Neurode¹³ (Hessen) zur Entsorgung chemotoxischer Abfälle¹⁴ unmittelbar Anwendung fand (vgl. Schade 2008).

Das Grundprinzip der Entsorgung von umweltgefährdenden chemotoxischen Abfällen in tiefen geologischen Formationen folgt heute den Anforderungen des vollständigen Einschlusses der Abfälle im Salzgebirge und damit einer permanenten Rückhaltung der in den Abfällen enthaltenen

¹² Dieses Gesetz zur Abfallbeseitigung war das erste Gesetz, das die Abfallentsorgung bundeseinheitlich regelte. Heute übernimmt das Kreislaufwirtschaftsgesetz (KrWG) im Wesentlichen dessen Funktion, d. h. die Kernregelungen des AbfG wurden weitestgehend beibehalten (www.umweltbundesamt.de/themen/abfall-ressourcen/abfallwirtschaft/abfallrecht, letzter Zugriff am 06.04.2016). Im AbfG wurden erstmals Grubenbaue bzw. Gewinnungsbergwerke als Orte der Untertagedeponierung festgeschrieben (siehe AbfG 1972 §4 Abs. 7).

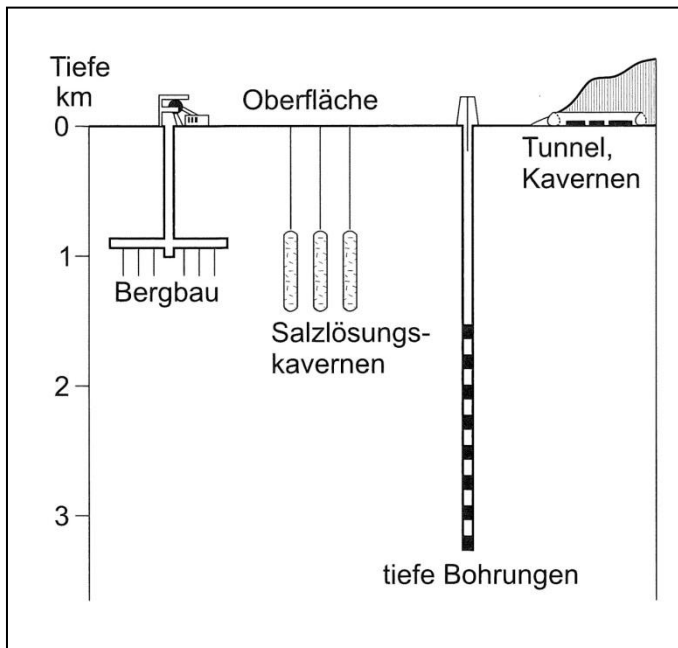
¹³ Insgesamt werden heute acht untertägige Entsorgungseinrichtungen von der K+S Gruppe und der Südwestdeutschen Salzwerke AG (SWS) betrieben. Davon sind drei den Untertagedeponien zuzurechnen, und zwar Herfa-Neurode, Heilbronn und Zielitz. Die fünf weiteren Entsorgungseinrichtungen dienen der Verwertung von chemotoxischem Abfall als Versatzmaterial (vgl. Behnsen 2008). In verschiedenen Bergwerken werden als ungefährlich eingestufte Versatzmaterialien zur Verfüllung von Strecken und Hohlräumen eingesetzt, so z. B. in Sondershausen (<http://www.gses.de>).

¹⁴ Zu den eingelagerten Abfällen gehören konkret: Reinigungsrückstände aus Müllverbrennungsanlagen (30 %), Bauschutt (25 %), Abfälle aus der metallverarbeitenden Industrie (20 %), Rückstände aus der chemischen Industrie (20 %) und Abfälle aus der Elektroindustrie (Transformatoren, Kondensatoren) (5 %) (Kaliampakos et al. 2006, S. 53f).

umweltgefährdenden Schadstoffe von der Biosphäre zur langfristigen Verhinderung von Grundwasserverunreinigungen durch chemotoxisch wirksame Abfallbestandteile (vgl. Behnsen 2008, S. 32) (siehe Abb. 1; sie gibt einen Überblick zu den verschiedenen technischen Möglichkeiten der Abfallablagerung in tiefen geologischen Formationen). Als Schutzmechanismen gegen eine unzulässige Schadstoffremigration in die Biosphäre dienen hier die das Entsorgungsbergwerk umgebenden, insbesondere überlagernden Gesteinsformationen im Sinne von geologischen Barrieren (vornehmlich die geologische Ablagerungsformation, das sogenannte Wirtsgestein, aber auch weitere Formationen mit Abdichtungsqualität) (Lux 1992, S. 173). Zu den Vorteilen der Einlagerung von Abfällen in tiefen geologischen Formationen zählen bei geeigneter Standortauswahl die nur langsam ablaufenden geotektonischen und geochemischen Prozesse im tiefen geologischen Untergrund sowie bei Anordnung funktionstüchtiger geotechnischer Barrieren in Form von Strecken- und Schachtverschlüssen das Fehlen von natürlichen vernetzten geohydraulischen Wegsamkeiten und von fluiden Phasen als Transportmedien innerhalb der geologischen Barriere (Lux 1992, S. 174) – wobei dieser Aspekt noch diskutiert werden muss und viele Kontroversen hinsichtlich seines Beleges in Raum und insbesondere Zeit aufwirft, da technische Lösungen zumeist nur für eine begrenzte Zeitdauer die erforderliche Sicherheit gewährleisten können und auch geologische Barrieren durch externe Eingriffe (z. B. das Auffahren und den Betrieb des Bergwerkes) sowie geogene Entwicklungen (z. B. die Aktivierung tektonischer Störungen) veränderlich sind. Allerdings wird aus ingenieurtechnischer Sicht davon ausgegangen, dass die tech-

nisch bedingten Zugänge (Schächte, Rampen, Zugangsstrukturen) dauerhaft durch die in der stofflichen Qualität des anstehenden Gesteins ausgebildeten geotechnischen Barrieren (Strecken- und Schachtverschlussbauwerke) abgedichtet werden können (Lux 1992, S. 177ff). Zur Dokumentation der Funktionalität dienen hier physikochemische Modellierungen und darauf aufbauende rechnerische Simulationen, in die alle bekannten Einflussfaktoren eingehen, um so ein möglichst reales Abbild der zukünftigen Entwicklung dieser technischen Konstruktionen im Zusammenwirken mit dem umgebenden Gebirge zu erhalten.

Abb. 1: Formen der Tiefenlagerung toxischer Abfälle



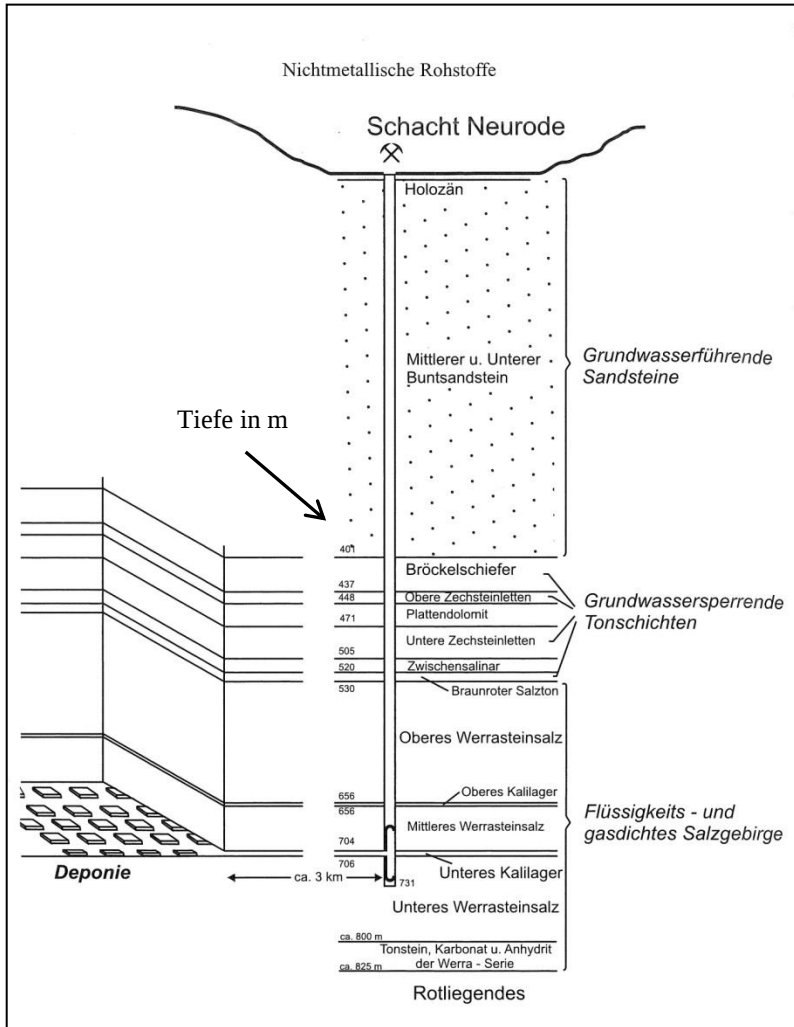
Quelle: Pohl 2005, S. 372.

Die Deponieverordnung (DepV, §3) fordert, dass gefährliche Abfälle der Deponieklasse IV in einer Untertagedeponie im Salzgestein eingelagert werden. Wie das Entsorgungsbergwerk Herfa-Neurode (siehe Abb. 2) werden in Deutschland bevorzugt (ehemalige) Salz- und Kalibergwerke zur Einlagerung von chemotoxischen Abfällen genutzt, also die Entsorgung im Salzgebirge. Salzgebirgsformationen wie das Steinsalzgebirge gelten als besonders geeignet aufgrund ihrer grundsätzlichen geogenen¹⁵ Impermeabilität, d. h. dass sie im geogenen Zustand weder Gase noch Flüssigkeiten durchdringen lassen. Außerdem wird darauf verwiesen, dass der Abfall durch das Konvergenzverhalten¹⁶ des Salzes im Lauf der Zeit sicher und vollständig umschlossen wird (vgl. Behnsen 2008, S. 32). Nach bergbaubedingten technologischen Eingriffen in das Salinargebirge sind allerdings Lösungszutritte nicht ausgeschlossen.

¹⁵ Geogen bedeutet, dass nur auf die geologischen und geochemischen Eigenschaften abgehoben wird, ohne anthropogene bzw. anthropogen bedingte Veränderungen.

¹⁶ Mit Konvergenzverhalten ist das „Fließen“ bzw. „Kriechen“ des Salzes gemeint, das durch die spezifischen plastischen, viskos-duktilen (zähflüssig, unter Belastung plastisch verformbar) Eigenschaften des Salzgesteins verursacht wird, u. a. beeinflusst von dem Korndurchmesser, der Einlagerung von Anhydrit- und Tonpartikeln sowie Wärme (vgl. Pohl 2005, S. 322f).

Abb. 2: Das Entsorgungsbergwerk Herfa-Neurode für chemisch-toxische Abfälle



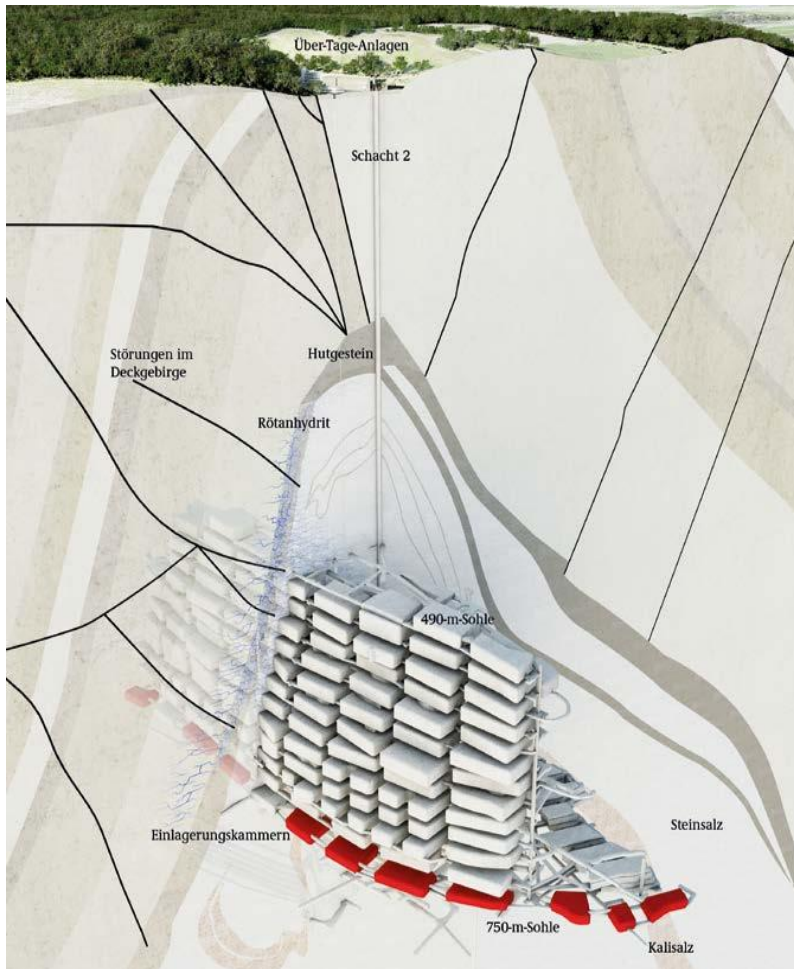
Quelle: Ergänzte Darstellung nach Pohl 2005, S. 324.

Kritiker der Entsorgung chemotoxischer Abfälle im Untergrund wie z. B. Forter (2000) bemängeln, dass eine Entsorgung häufig in ungeeigneten Wirtsgesteinen erfolgt – z. B. aufgrund ihrer wasserlöslichen Eigenschaften – sowie schnellen Lösungen der Vorzug gegeben wird, um weitere Kontroversen in der Gesellschaft zu vermeiden. Forter (2000) führt an, dass die Option der Entsorgung in geologischen Formationen von Entsorgungspflichtigen v. a. deshalb angestrebt wird, weil dann eine Wahrnehmbarkeit der Abfälle für die Öffentlichkeit nicht mehr vorhanden ist und somit Konflikte vermieden werden können – es sich folglich um schnelle und möglicherweise auch billige Lösungen handelt (Forter 2000).

Existierende Beispiele der Entsorgung radioaktiver Abfälle in Deutschland sind das Forschungsbergwerk Asse II für schwach und mittel radioaktive Abfälle sowie ein Endlager derselben Abfallkategorie¹⁷ in Morsleben, das sich derzeit in der Stilllegungsphase befindet (Brewitz und Droste 2008; Gärtner et al. 2008). Des Weiteren sind Schacht Konrad zu nennen, ebenfalls ein genehmigtes Endlager für schwach bis mittel radioaktive Abfälle, sowie ein Erkundungsbergwerk für hoch radioaktive Abfälle – nämlich Gorleben (Grunwald und Hocke 2006a), dessen Erkundung jedoch eingestellt ist und das derzeit im Offenhaltungsbetrieb läuft (www.bfs.de und BfS 2014).

¹⁷ Für eine detaillierte Diskussion radioaktiver Abfallkategorien siehe Kapitel 3.2.

Abb. 3: Schachtanlage Asse II mit Einlagerungskammern (in rot)



Quelle: BfS 2014, S. 8.

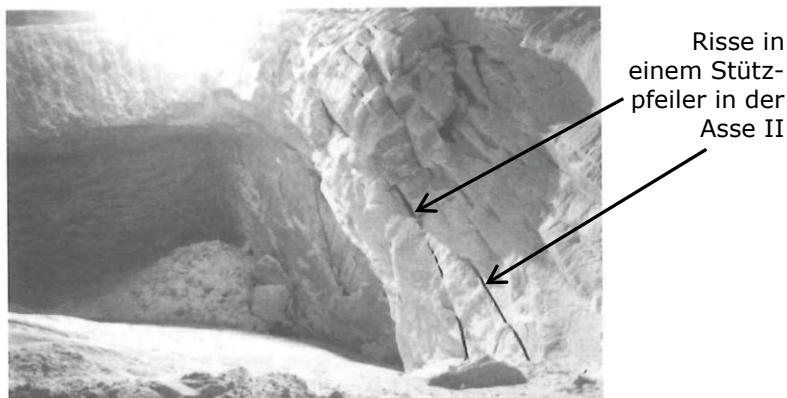
Das Forschungsbergwerk Schachtanlage Asse II (siehe Abb. 3) wurde auf Basis der Empfehlung von Geologen, die radioaktiven Abfälle in Salzstöcke zu verbringen, in einem ehemaligen Salz- und Kalibergwerk eingerichtet (Ipsen et al. 2010, S. 9f). Nach Beendigung der Salzgewinnung wurde das Bergwerk im Juni 1964 von der Gesellschaft für Strahlenforschung zunächst zur Durchführung von Versuchen gepachtet (Ipsen et al. 2010, S. 10)¹⁸. Insgesamt erfolgte in den Jahren von 1967 bis 1978 die Einlagerung von 125.736 Behältern mit schwach und mittel radioaktiven Abfällen (Gärtner et al. 2008, S. 43), obwohl dies eigentlich der Intension eines Versuchsbergwerkes widersprach, da keine Vorkehrungen zur Rückholung getroffen worden waren. Nach jahrzehntelanger Nutzung und Offenhaltung des Bergwerks zeigt der Zustand des Bergwerkes an der südlichen Flanke des Asse-Sattels, dass die tragende Konstruktion mit Pfeilern und Schweben ein nachgiebiges Tragsystem ist. Diese Nachgiebigkeit äußert sich in Kriechbrüchen, starken plastischen Deformationen und Rissen (siehe Abb. 4) (Gärtner et al. 2008)¹⁹. Laugenzuflüsse aufgrund des Eindringens von Grundwasser (siehe Abb. 5) aus dem Deckgebirge gefährden nicht nur die noch vorhandene Standfestigkeit des Bergwerks weiter, sondern bergen im Fall eines nicht

¹⁸ In der Forschungsphase zwischen 1965 und 1994 wurden verschiedene infrastrukturelle Maßnahmen und Großversuche durchgeführt, wie beispielsweise die Ausbesserung und Abteufung des Schachtes sowie die bergbauliche Herstellung einer Kaverne in 1.000 m Tiefe (Gärtner et al. 2008), aber auch radioaktive Abfälle ohne Vorkehrungen zur Rückholung zur Erprobung von Ablagerungstechniken abgelagert (<http://www.asse.bund.de/>).

¹⁹ Modellvorhersagen zur bergbaulichen Sicherheit basierend auf geologischen Kenntnissen unterschieden sich signifikant von Vor-Ort-Messungen. Es wurde zudem klar, dass die hohe Mobilität des Deckgesteins an der südlichen Flanke der Asse II durch intensive tektonische Störungen hervorgerufen wurde (Gärtner et al. 2008).

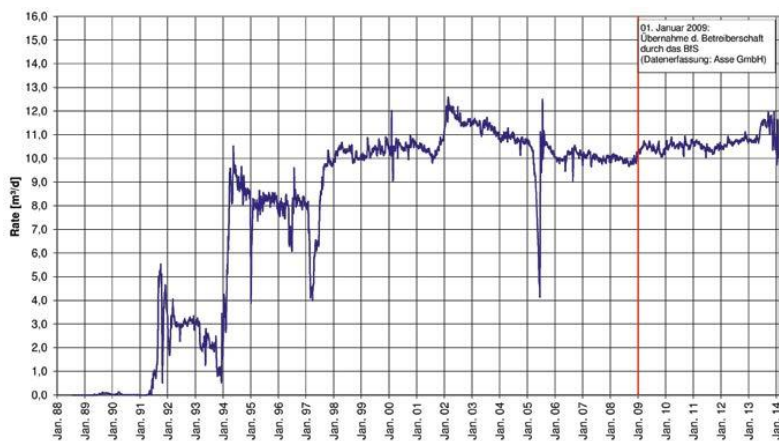
mehr beherrschbaren Lösungszutritts konvergenzbedingt auch die Gefahr der Remigration von Radionukliden durch das Wirtsgestein und damit das Risiko eines Freisetzens der Radionuklide in die Biosphäre (siehe Abb. 6) (vgl. www.asse.bund.net und Schneider 2010; Bautz et al. 2013). Durch das 1995 begonnene Verfüllen von Kammern und Strecken (<http://www.asse.bund.de>) konnten die Deformationsraten der tragenden Pfeiler zwar deutlich reduziert werden (siehe Abb. 7), jedoch werden die geomechanischen Schädigungen der Tragstruktur des Bergwerkes bestehen bleiben und weitere Entfestigungen erfolgen, solange die Lastumlagerungen im Bereich des Deckgebirges anhalten (Gärtner et al. 2008; BfS 2008).

Abb. 4: Risse und Störungen im Bereich einer Strecke (Stützpfeiler) in der Asse II



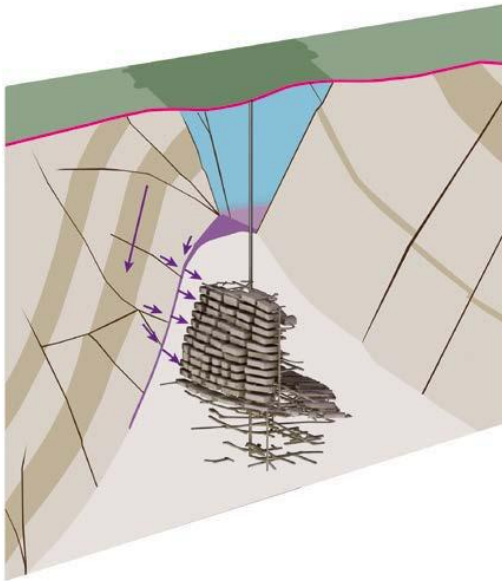
Quelle: Ergänzte Darstellung nach Gärtner et al. 2008, S. 51.

Abb. 5: Aufgefangene Mengen an Zutrittswässern in der Asse II



Quelle: BfS 2014, S. 11.

Abb. 6: Mögliche Transportwege von Zutrittswässern (a) und kontaminierten Salzlösungen (b) in der Asse II



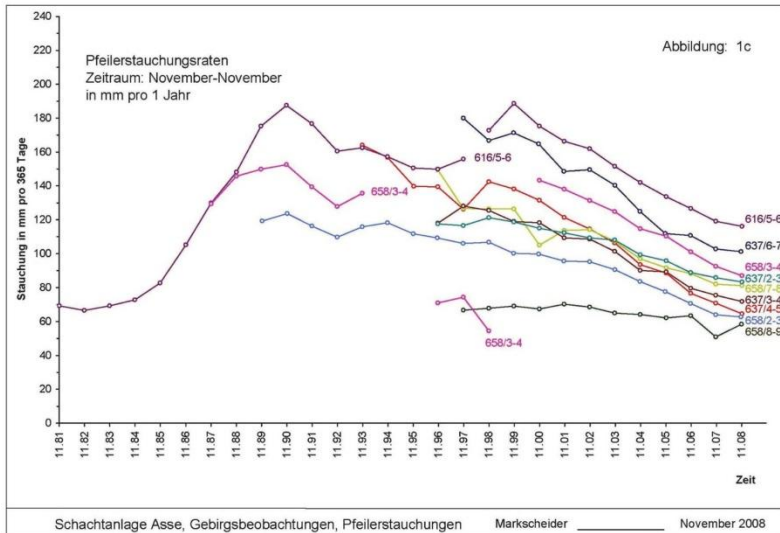
a) Mögliche Transportwege der Zutrittswässer



b) Mögliche Transportwege kontaminierter Salzlösung

Quelle: Ergänzte Darstellung nach BfS 2014, S. 11.

Abb. 7: „Pfeilerstauchungsraten“²⁰ in der Asse II in mm/a zwischen der 616 Metersohle (mS) und der 658 mS



Quelle: www.asse.bund.de

Auch das Endlager für radioaktive Abfälle Morsleben (kurz: ERAM) war ein ehemaliges Salzbergwerk, das aus den Schachtanlagen Bartensleben und Marie bestand. Die Abfälle sind im Bereich des Schachtes Bartensleben abgelagert (Pohl 2005). Die Region von Morsleben ist insgesamt als vom Bergbau stark beansprucht anzusehen (Brewitz und Droste 2008). Die Einlagerung von schwach bis mittel radioaktiven Abfällen erfolgte seit dem Jahr 1979 zunächst probeweise und erst im Jahr 1986 wurde die Genehmi-

²⁰ Pfeilerstauchung meint hier eine Krümmung der Stützpfeiler in einem Bergwerk.

gung für den Dauerbetrieb erteilt (BfS 2001). Im Jahr 1997 wurde der Stilllegungsantrag gestellt (BfS 2001)²¹ mit der Absicht, die Schachtanlagen Bartensleben und Marie komplett zu verfüllen und zu verschließen, um so die Gefahr eines zukünftigen Grundwasserzutritts durch die darüber liegenden grundwasserführenden Schichten (Aquifer) zu verhindern und somit die Langzeitsicherheit bezüglich einer unzulässigen Freisetzung von Radionukliden gewährleisten zu können²².

Schacht Konrad ist ein ehemaliges Eisenerzbergwerk und wird von Pohl (2005, S. 373) aufgrund des geologischen Aufbaus²³ des Standortes als „*ein nahezu ideales Entsorgungsbergwerk*“ bezeichnet. Grund hierfür ist vor allem die Annahme, dass es sich aufgrund der geologischen Bedingungen um ein langfristig trockenes Bergwerk handelt (Pohl 2005, S. 373; <http://www.endlager-konrad.de>). Eine Einlagerung von Abfällen hat derzeit noch nicht begonnen, da sich das Bergwerk noch in der Umbauphase von einem Gewinnungs- in ein Entsorgungsbergwerk befindet (siehe hierzu auch www.bfs.de).

Die bisherigen Erfahrungen mit der Schachtanlage Asse II und auch mit dem ERAM zeigen mögliche Gefahren²⁴ bei der untertägigen Entsorgung von radioaktiven Abfällen in

²¹Seit dem Jahr 1998 waren keine weiteren Abfälle mehr eingelagert worden, obwohl die Geltungsdauer der Betriebsgenehmigung über das Jahr 2000 hinaus reichte. Das Stilllegungskonzept wird derzeit noch überprüft (Bundesamt für Strahlenschutz (BfS) 2001).

²² Simulationen zeigen, dass eine Verfüllung des Bergwerkes zu einer signifikanten Stabilisierung beitragen kann (Brewitz und Droste 2008).

²³ Die für das Endlager genutzten Erz führenden Schichten sind von bis zu 1.000 m mächtigen Kreidetonschichten überdeckt und haben keine Verbindung zur Oberfläche (Pohl 2005).

²⁴ Siehe hierzu auch Kapitel 4.

ehemaligen Gewinnungsbergwerken auf und weisen eindringlich darauf hin, dass nicht jedes ehemalige Gewinnungsbergwerk zur Errichtung einer untertägigen Entsorgungsanlage geeignet ist.

Aus den obigen Ausführungen lässt sich entnehmen, dass Bergwerke grundsätzlich zu einem bestimmten Zweck künstlich angelegt werden. Bergwerke sind somit technologische Artefakte, die durch umfangreichen Einsatz technischer Hilfsmittel bei der Hohlraumauffahrung entstehen, für den jeweiligen Betrieb längerfristig offengehalten sowie schließlich stillgelegt werden. Dieser Aspekt und seine Konsequenzen sollen nachfolgend anhand verschiedener Beispiele zu Endlagerkonzepten expliziert werden.

2.2. Technische Realisierung von Bergwerken

Bergwerke weisen immer eine ähnliche grundsätzliche Struktur auf, d. h. sie benötigen für Material- und Personentransport und zur Bewetterung²⁵ mindestens zwei Schächte, die bis auf die Abbau- bzw. Einlagerungsebene reichen. Alternativ kann für einen Schacht auch eine Rampe oder eine Wendel eingerichtet werden, um die Zugänglichkeit während der Bau- und Einlagerungsphase zu erleichtern (Bundesamt für Energie (BFE) 2013; Umeki

²⁵ Bewetterung „[...] hat den Zweck, den in der Grube befindlichen Menschen und Tieren die zum Atmen und dem Geleucht des Bergmanns die zum Brennen erforderliche Luft zuzuführen, die in der Grube auftretenden matten, giftigen oder schlagenden Wetter bis zur Unschädlichkeit zu verdünnen und fortzuspülen und in warmen Gruben die Temperatur herabzusetzen und insbesondere die schädlichen Wirkungen feuchtwarmer Wetterströme zu bekämpfen. [...]“ (Grothe 1962, S. 269f). Überträgt man dies auf heutige Gegebenheiten, so ist eine Bewetterung vor allem aufgrund des erhöhten Sauerstoffverbrauchs durch den Einsatz von Maschinen (z.B. Dieselfahrzeuge) und den Bedarf an Frischluft für die Bergarbeiter wichtig. Es muss somit dafür gesorgt werden, dass verbrauchte Luft zuverlässig ab- und frische kontinuierlich zugeführt wird.

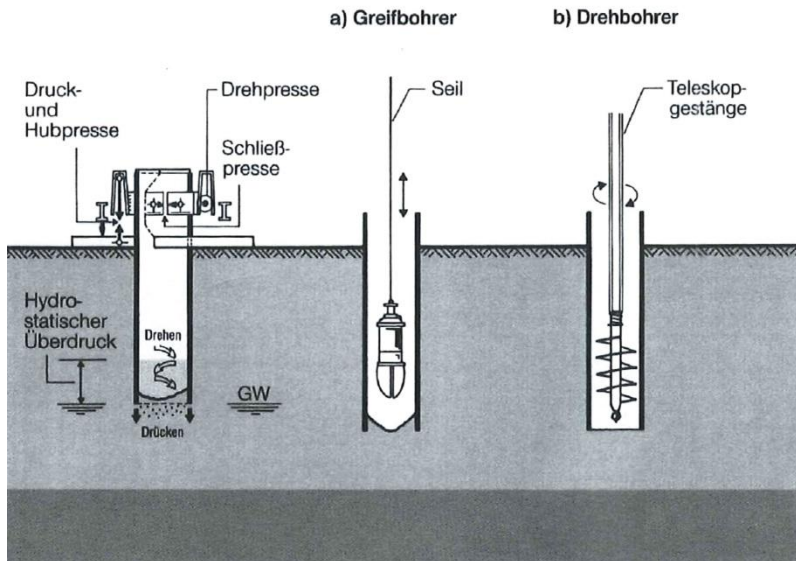
2008). Die bautechnischen Aspekte sind ähnlich wie im Tunnelbau und umfassen das Abteufen²⁶, das Sichern²⁷ und das Abtransportieren sowie das Ablagern des ausgebrochenen Gesteins. Konventionell wird bei der Hohlraum-auffahrung nach dem Bohr- und Sprengvortriebsprinzip²⁸ vorgegangen, wobei die Schäden an der Tagesoberfläche und die Schädigungen der natürlichen Gebirgseigenschaften so gering wie möglich zu halten sind (Pusch 2008, S. 227f) (siehe Abb. 8). Die maschinelle Vortriebsmethode umfasst das Abteufen der Schächte mittels einer Schacht-bohrmaschine oder des Raisebohrverfahrens (siehe Abb. 9) sowie das Auffahren der Strecken und Kammern mittels Voll- und Teilschnittmaschine. Sie ist vor allem dann geeignet, wenn ein großes Tragvermögen des Gebirges vorherrscht (BFE 2013).

²⁶ Abteufen bedeutet einen Schacht in die Tiefe zu bauen.

²⁷ Sichern heißt hier das Stabilisieren des Schachtes bzw. der Hohlräume durch Einbau von Sicherungsmitteln wie Anker oder/und Spritzbeton.

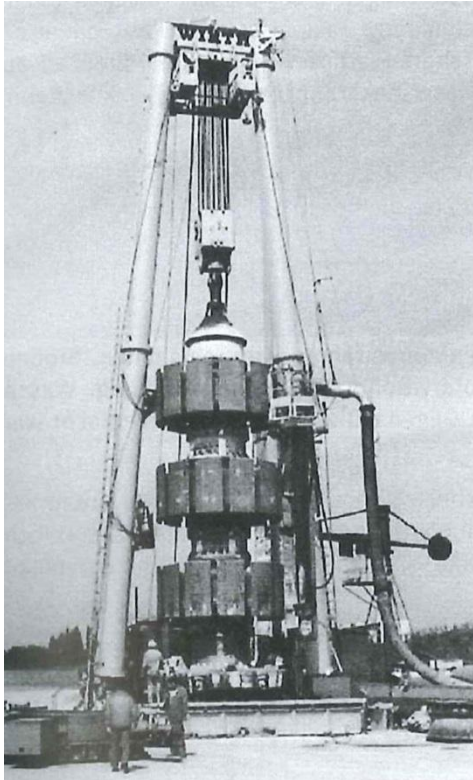
²⁸ Der Vorteil dieser Methode wird darin gesehen, dass hier eine Vorauserkundung möglich ist und sie daher auch für Standorte geeignet ist, an denen die geologischen Verhältnisse nicht in ihrer Gesamtheit bekannt sind.

Abb. 8: Bohrtechniken



Quelle: Buja 2013, S. 118.

Abb. 9: Wirth-Raise-Bohrer



Quelle: Buja 2013, S. 119.

Die im Bergwerk zirkulierende Luft (Frisch- und Abluft) wird als Wetter bezeichnet. Insbesondere während des Auffahrens und der Betriebsphase spielt die Bewetterung eine wichtige Rolle im Bergbau, d. h. die Versorgung mit Frischluft und das Abführen der Abluft (Hatzfeld 1953, S. 73f). Die Bewetterung ist ein elementarer Aspekt, um

die sichere Betriebsführung im Bergwerk zu gewährleisten (Delay et al. 2008; Pusch 2008). Bergwerke müssen daher über mindestens einen einziehenden und einen ausziehenden Schacht verfügen. Bei größeren Bergwerken reicht der natürliche Wetterzug nicht aus, weshalb hier mittels Lüfter Wetterströme erzeugt werden. Zudem dient die Bewetterung dazu, Schlagwetterexplosionen zu vermeiden. Diese sind Explosionen, die auf dem Austritt gesteinsbürtiger²⁹ Grubengase beruhen, die bei der Mischung mit atmosphärischer Luft explosionsfähig werden (Hatzfeld 1953, S. 32ff).

Die Notwendigkeit der Sicherstellung einer ausreichenden Bewetterung durch einen zweiten Schacht bedeutet für die Endlagerung eine erweiterte Perforation der geologischen Formationen und insbesondere der geologischen Barriere und damit verbunden die Schaffung von weiteren Wegsamkeiten für das potenzielle Migrieren von chemotoxischen Stoffen oder Radionukliden. Die Schächte müssen in Vorbereitung der Nachbetriebsphase mittels technischer Abdichtungskonstruktionen wieder verschlossen werden. Der dauerhaft sichere Verschluss des Bergwerkes trägt wesentlich zur Rückhaltung der radioaktiven Abfälle von der Biosphäre bei und ist nach Beendigung der Abfalleinlagerung die Hauptaufgabe einer tiefengeologischen Entsorgungsstrategie.

Bei Endlagerkonzepten ist generell zwischen den verschiedenen Wirtsgesteinen zu unterscheiden, da deren Eigenschaften sehr unterschiedlich sind. So sind Gesteine mit

²⁹ Gesteinsbürtig heißt natürlich entstandene und aus dem Gestein in die bergbaulich entstandenen Hohlräume über Wegsamkeiten austretende Gase aus dem Gestein (z. B. CH₄, CO₂).

einer hohen Festigkeit (z. B. kristalline Gesteine) beispielsweise von Vorteil für das Auffahren und die Offenhaltung von Bergwerken, da eine größere Eigentragfähigkeit des Gebirges vorhanden ist und daher ein weniger starker Streckenausbau erforderlich ist. Aber kristalline Gesteine tendieren gleichzeitig schon im Rahmen der Tektogenese³⁰ zu Brüchigkeit und Frakturen. Durch diese schon geogen geschaffenen Klüfte und Störungszonen im Kristallgebirge werden der Wasserzufluss aus dem Gebirge in ein Endlagerbergwerk und vice versa die Radionuklidfreisetzung begünstigt. Mittels technischer Maßnahmen muss dann der Radionuklidmobilisierung und -migration begegnet werden (z. B. in Form von langfristig funktionstüchtigen Abfallbehältern siehe Kapitel 4.1.4.1). Bei weniger festen Gesteinen wie Tongesteinen ist ein Ausbau erforderlich und es sind Gebirgsentfestigungen aufgrund des Auffahrens von Hohlräumen in Kauf zu nehmen. Bei Gesteinen mit einer ausgeprägten Kriechfähigkeit wie dem Steinsalz kann der geologische Ausgangszustand nach dem Verschluss des Endlagers durch Deformationsprozesse im Gebirge wiederhergestellt werden, im Falle von Tongesteinen durch das Quellvermögen des Versatzes und des Gesteins, die so einen Quelldruck aufbauen. Allerdings wird auch davon ausgegangen, dass das Kriechen des Gebirges Schäden an technischen Barrieren hervorrufen kann oder aber Abfälle sich räumlich im Endlagersystem³¹ verlagern (McKinley et al. 2008, S. 54f).

³⁰ Bei der Tektogenese bilden sich Erdkrustensegmente, die einheitlich von tektonischen Verformungen geprägt worden sind, ohne dass zwangsläufig ein Gebirge entstehen muss.

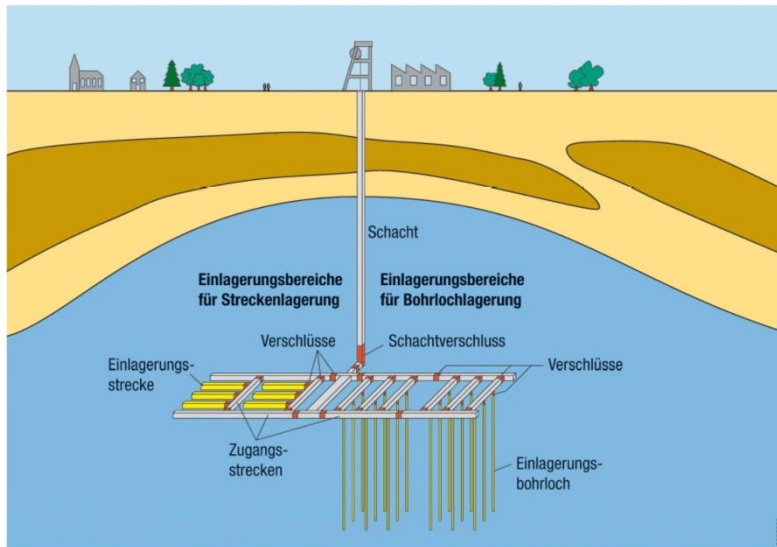
³¹ „Ein Endlagersystem umfasst räumlich alle Bereiche, in denen sich eingelagerte Radionuklide befinden oder durch die sich Radionuklide bis in die Biosphäre ausbrei-

Ob die heute bekannten und bewährten Methoden (bergmännisch/technisch) sowie neue in Laboren und Untertageanlagen getestete Materialien (z. B. Versatz) den an sie gestellten Anforderungen gerecht werden, muss durch Nachweise gezeigt werden. Abschließende Sicherheit ohne noch verbleibende und auch prinzipiell nicht weiter reduzierbare Ungewissheiten und daraus resultierende Risiken kann es hier jedoch nicht geben, da die Methoden und Materialien in keinem Realexperiment über hinreichend lange Zeiträume erprobt werden können und auch die Aussagekraft über natürliche Analoga³² begrenzt bleibt.

ten können. Ein derartiges Endlagersystem wird in die Teilsysteme Endlager, umgebendes Wirtsgestein, Deckgebirge und Biosphäre unterteilt" (Brasser und Droste et al. 2008, S. 33). „Das verfüllte und verschlossene Endlager mit den eingelagerten Abfällen und der umgebende einschlusswirksame Gebirgsbereich (ewG) bilden das Endlager" (dies., S. 34).

³² „Natürliche Analoga sind Systeme in der Natur, in denen physikalische und chemische Prozesse ablaufen, wie sie ähnlich in Endlagersystemen (Nahfeld, Fernfeld, Biosphäre) in geologischen oder historischen Zeiträumen zu erwarten sind" (Definition nach PTKA-WTE in Brasser und Bletz et al. 2008, S. 3).

Abb. 10: Schematische Darstellung eines Endlagers mit Strecken- und Bohrlochlagerung



Quelle: Brasser et al. 2008, S. 47.

Da es derzeit weltweit noch kein einziges Endlager für hoch radioaktive Abfälle gibt, können hier nur Konzepte vorgestellt werden (siehe schematische Darstellung eines Endlagers Abb. 10). Nachfolgend wird kurz das Endlagerkonzept Gorleben beschrieben sowie auf das französische und schwedische Konzept Bezug genommen, um exemplarisch für jedes der vornehmlich relevanten Wirtsgesteine ein Endlagerkonzept vorzustellen.

In dem von der GRS, BGR und DBETEC im Rahmen der vorläufigen Sicherheitsanalyse Gorleben (VSG) vorge-

schlagenen Endlagerkonzept im Salzgebirge mit steiler Lagerung (Standort Gorleben) sind im Rahmen der Erkundungsmaßnahmen zwei später in ein potenzielles Endlager zu integrierende Schächte im Leine-Steinsalz abgeteuft worden, das als tragfähiger gilt als das Staßfurt-Steinsalz (Bollingerfehr et al. 2013)³³. Die später aufzufahrenden Einlagerungskammern und -strecken hingegen sollen im Staßfurt-Steinsalz in einem Abstand von 36 m zueinander errichtet werden und dabei einen Abstand von 50 m zum Carnallit³⁴ einhalten (Bollingerfehr et al. 2013, S. 72ff und 79ff). Die Begründung für die Wahl des Staßfurt-Steinsalzes als Wirtsgestein liegt darin, dass diese Fazies relativ hohe Konvergenzraten aufweist und die wärmeerzeugenden radioaktiven Abfälle somit schneller im Salzgebirge eingeschlossen werden (Bollingerfehr et al. 2013, S. 39f). Die Einlagerung der Abfälle sollte in 870 m Tiefe erfolgen. Bisherige Streckenauffahrungen reichen nur bis in eine Tiefe von 840 m, um das Gebirge im Umgebungsbe- reich des zu dem Zeitpunkt der VSG-Studie noch anvisierten späteren Endlagers am Standort Gorleben auf einer höher gelegenen Erkundungssohle vorzuerkunden. Für die Bewetterung könnten zwischen der Erkundungs- und der Einlagerungsebene Bohrlöcher für die Luftzirkulation notwendig sein, um die Abführung der Abluft durch die oberen Strecken zu gewährleisten. Dadurch würde allerdings die Prämisse der Minimierung technischer Eingriffe /Störungen in das Wirtsgestein verletzt. Berechnungen sollen belegen, dass für eine ausreichende Bewetterung auch auf der Einlagerungsebene allein gesorgt werden

³³ Detailliertere Ausführungen zur Geologie Gorlebens finden sich beispielsweise bei Klinge et al. 2002 und Klarr 2008.

³⁴ Carnallit ist Salzgestein, das aus Carnallit, Steinsalz und anderen Salzmineralien besteht.

kann (Bollingerfehr et al. 2013, S. 40ff). Allerdings erscheint es auch erforderlich, die Auswirkungen aus zusätzlichen Auffahrungen aus sicherheitstechnischer Sicht zu untersuchen. Inzwischen ist die weitere Erkundung des Standort Gorlebens eingestellt.

Erste Erfahrungen im Tonsteingebirge zeigen Berichte der ANDRA in Frankreich, die ein Forschungsbergwerk in Tongestein angelegt hat. Auch hier wurden zwei Schächte bis in eine Tiefe von 500 m abgeteuft. Der Hauptschacht hat einen Durchmesser von 5 m, der zweite Schacht von 4 m. Letzterer dient der Bewetterung und als zusätzlicher Zugang. Aufgrund des Gebirgsdrucks und des plastischen Verhaltens des anstehenden Tongesteins müssen die Strecken ausgebaut werden, z. B. mit Hilfe von Stahlbeton (Delay et al. 2008, S. 103ff). Während der Auffahrung des Bergwerkes konnten Messungen zufolge, die nach einem Jahr durchgeführt worden waren, Deformationen bis maximal 18,45 cm beobachtet werden (Delay et al. 2008, S. 105f). Es bleibt offen, inwiefern derartige Deformationen Auswirkungen auf die Barrierewirksamkeit des Tonsteins haben, d. h. ob beispielsweise auffahrungs- und offenhaltungsbedingte nachhaltige Entfestigungen des konturnahen Gebirges induziert wurden und dadurch weitere Wegsamkeiten entstanden sind, die ein potenziell höheres Risiko von Porenwasserzutritten und einer daraus folgenden verstärkten Migration von Radionukliden bergen. Dieses Beispiel verdeutlicht, dass es sich beim Auffahren von Bergwerken immer um einen erheblichen Eingriff in das bestehende geologische Gefüge handelt, dessen Auswirkungen aber eher nur punktuell untersucht werden können. Insbesondere bei Ton- und Salzgestein sind die Ver-

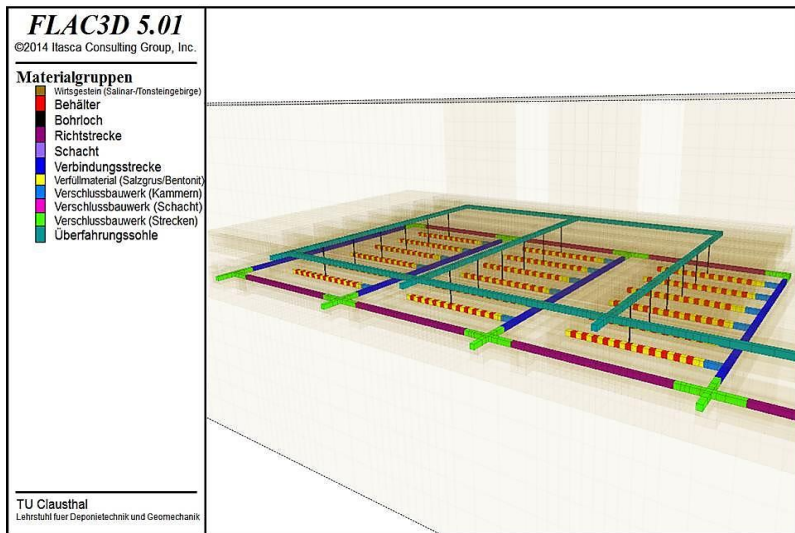
änderungen der Materialeigenschaften des umliegenden Barrierengebirges nicht nur während der Auffahrungs-, Ausbau- und Einlagerungsphase, sondern zusätzlich auch durch Einwirkungen aus den eingelagerten radioaktiven Abfällen zu berücksichtigen (z. B. Wärmeentwicklung und Gasbildung).

In Schweden wird in dem seit mehr als zehn Jahren betriebenen Äspö Hard Rock Forschungslabor, das 460 m unterhalb des Meeresspiegels liegt und eine Gesamtstreckenlänge von 3.600 m hat, Granitgestein hinsichtlich der Entsorgung radioaktiver Abfälle untersucht. Der größte Teil des Streckensystems wurde konventionell im Spreng- und Bohrverfahren aufgefahen und nur die letzten 400 m mittels einer Tunnelbohrmaschine (Durchmesser von 5 m). Die Verbindung zur Tagesoberfläche erfolgt über einen Schacht mit einem Lastenaufzug und weiterhin durch zwei Bewetterungsschächte. Die Einlagerung der Abfälle soll in Kupferbehältern in horizontalen Bohrlöchern erfolgen, wobei die Resthohlräume mit einer Bentonitummantelung verschlossen werden (Olsson et al. 2008, S. 73ff). Eine Bentonitummantelung ist im schwedischen Konzept notwendig, da aufgrund der Klüftigkeit des Granitgebirges Gebirgswasser in das Bergwerk Zutritt und folglich potenziell Möglichkeiten für die Mobilisierung und Migration von Radionukliden vorhanden sind. Mobilisierung und Migration müssen daher durch langfristig funktions-tüchtige technische Maßnahmen wie metallische Abfallbe-hälter eingegrenzt bzw. verhindert werden. Die Bentonitummantelung der Behälter dient dabei sowohl dem Schutz gegen mechanische Einwirkungen wie auch dem Erhalt des geochemischen Milieus. Auch in Schweden gibt es inzwischen wissenschaftliche Kontroversen, die vor

allem die Korrosionsbeständigkeit von Kupfer im relevanten geologischen Milieu in Frage stellen (siehe Kapitel 4.1.4.1 und Andersson 2013).

Zusammenfassend kann an dieser Stelle festgehalten werden, dass die technischen Verfahren des Auffahrens von Bergwerken sich ähneln und dass in Abhängigkeit von Tragvermögen und Deformationsverhalten des jeweilig anstehenden Gebirges zusätzliche Sicherungsmaßnahmen erforderlich sind – wie das vor allem in Tonsteingebirge der Fall ist. Nicht abschließend geklärt ist z. B., wie mit Störungszonen im Wirtsgestein umgegangen wird und welche Auswirkungen diese haben. Diese Frage ist vor allem dann von Bedeutung, wenn davon ausgegangen wird, dass das Auffahren eines Endlagers (Errichtungsphase), das Einlagern der radioaktiven Abfälle (Betriebsphase) und diese Arbeiten begleitende sowie auch das anschließende Monitoring (siehe hierzu auch Lux et al. 2016 / i. E., und hier Abb. 11) bis zur Stilllegung und dem Verschluss eine Offenhaltung des Bergwerkes über etliche Jahrzehnte erforderlich machen, bis das Endlager vollständig verschlossen ist und damit in die Nachbetriebsphase übergeht (Appel et al. 2015, S. 8-10). Diese Zeiten der Offenhaltung können sich dann noch erheblich verlängern, wenn eine grundsätzliche Rückholbarkeit in Verbindung mit einem Monitoring auch nach Ende der Abfalleinlagerung vor dem endgültigen Verschluss angestrebt wird (vgl. Lux et al. 2016 / i. E.). Desgleichen ist bisher z. B. auch noch nicht hinreichend dargelegt, welche Auswirkungen die Lagerung wärmeerzeugender Abfälle auf das Wirtsgestein in seiner Funktion als geologische Barriere hat.

Abb. 11: Detailansicht des Einlagerungsbereichs im Globalmodell (ii) mit Überfahrungssohle und Monitoringbohrlöchern für ein Endlagersystem im Salinar- bzw. im Tonsteingebirge (Lage der Monitoringstrecken perspektivisch verzerrt)*



Quelle: Lux et al. 2016 / i. E.

- * Hier ist die Anordnung der Überfahrungssohle 40 m oberhalb der Einlagerungssohle (inklusive der abgeteuf-ten Monitoringbohrlöcher) dargestellt. Die Verbindungs-strecken werden auch als Monitoringstrecken bezeichnet, da von diesen ausgehend die Bohrungen in die Einlage-rungsstrecken abgeteuft werden sollen. Durch die ortho-gonale Ausrichtung der Monitoringstrecken zu den Einla-gerungsstrecken soll die Perforation des Wirtsgesteins möglichst gering gehalten werden (siehe Lux et al. 2016 / i. E.).

3. Abfallarten und Entsorgungsoptionen

In Bergwerken können Abfälle verschiedenster Art und auch in verschiedenen Zustandsformen entsorgt werden. Nach dem Abfallrecht sind industrielle Rückstandsstoffe, die einer Verwertung zugeführt werden wie z. B. in Form von Versatzmaterial zum Verschließen von Hohlräumen, früher als Reststoffe bezeichnet worden (heute: Abfälle zur Verwertung), Rückstandsstoffe hingegen, die keiner weiteren Verwertung mehr zugeführt werden, sind früher den Abfällen zugeordnet worden (heute: Abfälle zur Beseitigung) (vgl. Lux 1992, S. 173). Nach dem Atomrecht sind unter „radioaktiven Reststoffen“ sowohl zu beseitigende radioaktive Abfälle und abgebrannte Brennelemente wie auch radioaktive Stoffe zu verstehen, die einer weiteren Verwertung zugeführt werden können (BMU 2013a; Röhlig et al. 2014; Brunnengräber und Mez 2014). In ENTRIA wird von radioaktiven Reststoffen gesprochen, da drei unterschiedliche Optionen der Entsorgung in den Blick genommen werden, also neben der Tiefenlagerung (mit sofortigem Verschluss sowie mit Monitoring und hinausgeschobenem Verschluss) auch die langfristige Oberflächenlagerung, die die Möglichkeit der Wiederverwertung der radioaktiven Reststoffe in ferner Zukunft zumindest nicht ausschließt. In diesem ENTRIA-Arbeitsbericht steht jedoch die Entsorgung in tiefen geologischen Formationen im Fokus. Folglich geht es um die dauerhafte Isolation der radioaktiven Abfälle von der Biosphäre ohne die Absicht, andere mögliche Optionen der Behandlung oder Wiederver-

wertung für die Zukunft offen zu halten. Daher wird hier der Begriff der radioaktiven Abfälle präferiert.

Ziele der Entsorgung von chemotoxischen Abfällen in tiefen geologischen Formationen sind ein dauerhafter und nachsorgefreier³⁵ Schutz der Biosphäre vor einer Remigration von chemotoxisch wirksamen Schadstoffen, eine Schonung übertägiger Deponiekapazitäten sowie eine Verbesserung der berg- und geotechnischen Situation eines Bergwerks (Lux 1992; Brasser und Droste et al. 2008). Auch für radioaktive Abfälle ist die Isolation³⁶ der Radionuklide von der Biosphäre in einem sogenannten einschlusswirksamen Gebirgsbereich³⁷ (siehe Abb. 12) über lange Zeiträume das oberste Ziel (Brasser und Droste et al. 2008, S. 1f). Der Vorteil der Entsorgung von Abfällen in tiefen geologischen Formationen wird vor allem in der Einbindung des Abfalls in das Wirtsgestein und damit in die geologische Barriere gesehen, da davon ausgegangen wird, dass diese den zentralen Schutz gegen exogene Prozesse (Verwitterung, Erosion) und menschliche Interaktion (ob gewollt oder ungewollt) bietet sowie eine Freisetzung der Schadstoffe auf geologische Zeiten verschiebt (Lux 1992, S. 173ff). Im Folgenden wird in Kapitel 3.1

³⁵ Nachsorgefreier Schutz bedeutet im Kontext der Endlagerung, dass die „Isolation der Abfälle inhärent“ gewährleistet wird, „so dass weder eine dauerhafte aktive Überwachung von Sicherheitseigenschaften noch Korrekturen oder administrative Maßnahmen, wie z.B. Verbote oder Nutzungseinschränkungen, erforderlich sind“ (Brasser und Droste et al. 2008, S. 14).

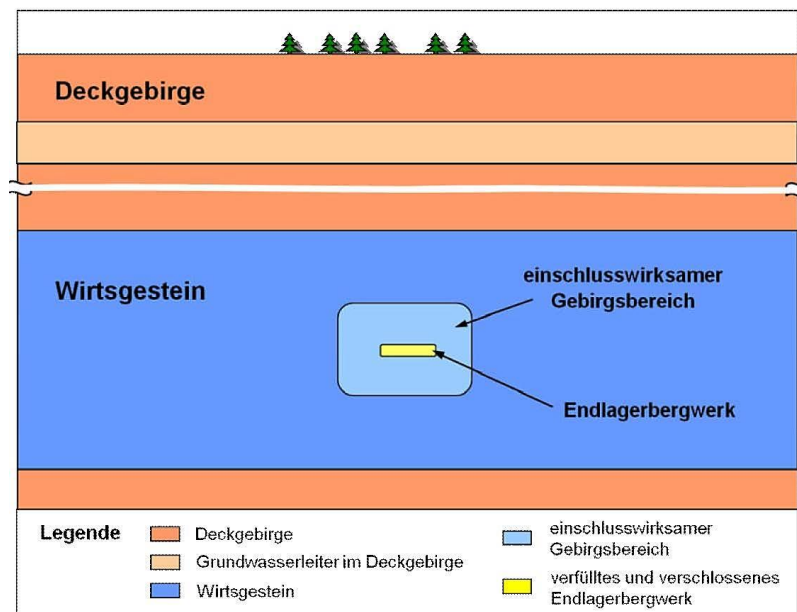
³⁶ Nach Brasser und Droste et al. (2008, S. 1) bedeutet Isolation im Kontext der Entsorgung radioaktiver Abfälle, „[...] dass die Freisetzung und der Transport von Radionukliden so weit behindert werden, dass die Sicherheitsprinzipien und die Schutzziele innerhalb des Nachweiszeitraums eingehalten werden“.

³⁷ „Der einschlusswirksame Gebirgsbereich ist der Teil des geologischen Gesamtsystems des Standortes, der im Zusammenwirken mit den geotechnischen Verschlüssen (Schachtverschluss, Streckenverschluss) die Isolation der Abfälle sicherstellen muss“ (Brasser und Droste et al. 2008, S. 11).

zunächst die Entsorgung chemotoxischer Abfälle in geologischen Formationen erläutert, da auch hier langfristige Schutzziele eingehalten werden müssen und gleichzeitig mehr

Erfahrungen in Deutschland vorhanden sind. In Kapitel 3.2 wird dann speziell auf radioaktive Abfälle, deren Kategorien und Entstehungszusammenhänge, Volumina und vorbereitende Maßnahmen zur Entsorgung in geologischen Formationen eingegangen.

Abb. 12: Vereinfachte Darstellung eines Endlagersystems inklusive des einschlusswirksamen Gebirgsbereichs



Quelle: Brasser et al. 2008, S. 51.

3.1. Chemotoxische Abfälle und ihre Entsorgung in tiefen geologischen Formationen

In Deutschland bestehen bisher größere Erfahrungen in der Entsorgung von chemotoxischen Abfällen und Reststoffen als in der Entsorgung von radioaktiven Abfällen. Vornehmlich handelt es sich hierbei um Produktions-, Reinigungs- und Verbrennungsrückstände³⁸, die bestimmte Kriterien erfüllen. Sie müssen anorganisch sein und dürfen weder explosiv, flüssig, infektiös oder leicht entflammbar sein noch giftige Gase abgeben, keine chemischen Reaktionen mit dem Wirtsgestein hervorrufen sowie weder das Volumen vergrößern noch einen beißenden Geruch entfalten (Thein 1992; Hasse 1998; Behnsen 2008). Chemotoxische Abfälle können erstens als Abfälle zur Verwertung als Versatzmaterial zur Stabilisierung von Hohlräumen eingebracht werden und zweitens als Abfälle zur Beseitigung abgelagert werden, wenn sie aufgrund ihrer chemotoxischen Wirkungen sicher und dauerhaft sowie nachsorgefrei aus der Biosphäre ferngehalten werden sollen (Hußmann 1998).

Je nachdem zu welchem Zweck Abfälle in tiefen geologischen Formationen entsorgt werden sollen, gelten unterschiedliche Anforderungen. Als Basis für die Entsorgung von Abfällen unter Tage gelten folgende Dokumente:

³⁸ Zu solchen Produktions-, Reinigungs- und Verbrennungsrückständen, die beim Betrieb von Kraftwerken oder in Chemieunternehmen entstehen, gehören beispielsweise REA-Gipse, Sprühabsorptionsrückstände (SAV), Trockenadditivaschen (TAV), Wirbelschichtaschen (WSA), minderwertige Flugaschen, Hüttenschlacken und Kesselaschen (Thein 1992; Hasse 1998; Thomé-Kozmienski 2014).

- die Versatzverordnung (VersatzV) sowie
- die Deponieverordnung (DepV).

Die Aufgaben des Bergversatzes sind die Pflege des „Hangenden“³⁹ zur Offenhaltung, d. h. zur Beherrschung des Gebirgsdrucks, zum Herstellen einer Arbeitssohle (Arbeitsplattform), der Verringerung von schädlichen Abbauwirkungen und der Vermeidung von Halden (Hasse 1998). Für einzelne (Gewinnungs-) Bergwerke besteht eine bergbehördliche Anordnung, alle Hohlräume zu versetzen, um bereits während der Betriebsphase gegenüber möglichen Gefahren vorzusorgen⁴⁰ (Jahn 1998).

Der Versatz dient somit zum einen der Stabilisierung eines Grubengebäudes und zum anderen dem Schutz der Tagesoberfläche. Versatzmaterial verringert die Gebirgsbeanspruchung und die Gebirgsdeformationen und wirkt der weiteren Gebirgsentfestigung entgegen. Außerdem führt das Versetzen von Hohlräumen zu einer Rückbildung von Gebirgsschädigungen (Lux 2016). Werden chemotoxische Abfälle als Versatz eingebracht, so werden hier, je nach Beschaffenheit der Abfälle, verschiedene Techniken unterschieden:

a) die Bruchhohlraumverfüllung⁴¹,

³⁹ Mit dem Begriff „Hangendes“ sind die über den Hohlräumen liegenden Gesteinsschichten gemeint.

⁴⁰ Insbesondere in Bezug auf die Nachbetriebsphase und potenzielle Gefahren an der Tagesoberfläche. Derartige Anordnungen sind in den Bergbauverordnungen der Länder geregelt, so z.B. für den Salzbergbau im §225 ABVO des Landes Niedersachsen.

⁴¹ Feinkörnige und pastöse Massenabfälle und Reststoffe (Aschen, Flugaschen und Rauchgasentschwefelungssalze, Strahlsande, Gießereialtsande, folglich Produktions- und Verbrennungsrückstände) werden in Form von sedimentationsstabilen Suspensionen mit Viskositäten und einem Abbindeverhalten hydraulisch hinter die unmittel-

- b) die Big-Bag-Versatztechnik⁴² und die
- c) Schüttgutversatztechnik⁴³.

Die Materialauswahl hat eine besondere Bedeutung hinsichtlich der zukünftigen Abdichtwirkung des Versatzes und damit der Funktion des Versatzes als geotechnischer Barriere und der möglichen Wechselwirkungen zwischen Versatz und Wirtsgestein. *„Daher wird die Verwendung möglichst ähnlicher Materialien angestrebt, wie z. B. Salzgrus als Versatzmaterial im Steinsalz anstelle von Zement⁴⁴. Im Tonstein ist die Verwendung von quellfähigen Tonen (z. B. Bentonit) eine Option, da der entstehende Quelldruck bei Aufsättigung mit Formationswasser, das im Tonstein vorhanden ist, die Verschlusswirksamkeit erhöht“* (Brasser und Droste et al. 2008, S. 25f).

Die oben erfolgten Ausführungen sollten einen grundsätzlichen Einblick in die Entsorgung chemotoxischer Abfälle geben, um die Nutzung von Bergwerken als Entsorgungsanlagen für umweltgefährdende Abfälle besser einordnen zu können. Hierbei wurde deutlich, dass es umfassende

telbare Abbaufrent im Streb verpumpt (Thein 1992; Hußmann 1998; Jahn 1998; Behnßen 2008; Thomé-Kozmiensky 2014).

⁴² Filterstäube (Rauchgasreinigungsrückstände) werden mit Flüssigkeit (salzhaltige Abwässer) vermischt und in sogenannte Big-Bags eingebracht. Je nach Kammerhöhe werden mehrere Big-Bag-Lagen übereinander angeordnet und die Resthohlräume mit Bergesalz zugeschleudert (Jahn 1998; Behnßen 2008).

⁴³ Schlacken (Reststoffe von Verbrennungsprozessen), Gießereialsande, Bauschutt, Straßenaufbruch, Aushub/Böden, Salze fallen in großen Mengen an und weisen ein relativ geringes Schadstoffpotenzial auf, weshalb ein offener Umgang über und unter Tage zulässig ist (Jahn 1998, S. 215).

⁴⁴ In Salzgestein wird heutzutage zumeist MgO als Versatzmaterial eingesetzt, das vor allem dazu dienen soll, entstehendes CO₂ zu binden. Dadurch soll der Partialdruck kontrolliert und der pH-Wert der Laugen innerhalb eines gewissen Bereichs bleiben. Außerdem kann MgO signifikante Mengen an Wasser aufnehmen. Die Wanderung von Radionukliden kann aufgrund des hohen pH-Wertes (9) erheblich eingeschränkt werden, da diese dann weniger löslich sind (Pusch 2008, S. 230).

Regelwerke dazu gibt, mit welchen Randbedingungen und mit welchen Nachweisführungen chemotoxische Abfälle in tiefen geologischen Formationen entsorgt werden können, damit ein umfassender und langfristiger Schutz der Biosphäre gewährleistet sein soll.

Im Folgenden wird auf die Arten von radioaktiven Abfällen im Besonderen eingegangen, und in den nachfolgenden Kapiteln werden die Entsorgungskonzeptionen für die Entsorgung in tiefen geologischen Formationen sowie die daraus folgenden Konsequenzen ausführlich diskutiert.

3.2. Radioaktive Abfälle

Bei radioaktiven Abfällen werden verschiedene Kategorien unterschieden, die jedoch auf jeweiliger nationaler Ebene variieren. In diesem ENTRIA-Arbeitsbericht relevant sind v. a. die hoch radioaktiven Abfälle, die international wie folgt beschrieben werden (IAEA 1994; Streffer et al. 2011; McGinnes 2008):

Hoch radioaktive Abfälle sind solche mit einer Wärmeentwicklung von $> 2 \text{ kW/m}^3$ und langlebigen Radionukliden. Aufgrund des Gefährdungspotenzials über sehr lange Zeiträume empfiehlt die IAEA, für hoch radioaktive Abfälle und abgebrannte Brennelemente, die nicht wiederaufgearbeitet werden („high level waste“ – HLW), eine Entsorgung in tiefen geologischen Formationen (IAEA 1994, S. 16-17). Hoch radioaktive Abfälle werden nicht nur beim Betrieb von Kernkraftwerken und im Rahmen der Wiederaufarbeitung von abgebrannten Brennelementen erzeugt, sondern auch in Forschungsreaktoren und bei der Herstel-

lung und dem Gebrauch nuklearer Waffen (McGinnes 2008, S. 23).

Diese Beschreibung entspricht auch der in Deutschland üblichen Bezeichnung der wärmeentwickelnden radioaktiven Abfälle. Alle anderen radioaktiven Abfälle werden in Deutschland unter der Bezeichnung „radioaktive Abfälle mit vernachlässigbarer Wärmeentwicklung“ subsumiert (Neles 2008, S. 21). Die EU empfiehlt eine Unterscheidung in hoch aktive Abfälle sowie schwach und mittel aktive Abfälle (zusätzlich differenziert in lang- und kurzlebige Abfälle) und Abfälle in der Abkling-/Übergangsphase (Neles 2008, S. 21f; Brasser und Droste et al. 2008, S. 38ff).

Auf internationaler Ebene ist für die nicht hoch radioaktiven Abfälle folgende Unterscheidung gebräuchlich (IAEA 1994; Pusch 2008; Streffer et al. 2011; McGinnes 2008):

- schwach und mittel radioaktiver Abfall (oberhalb des Freigabe-Levels von 0,01 mSv, jedoch geringe Wärmeentwicklung $< 2 \text{ kW/m}^3$), der ebenfalls nur bedingt als gefährlich eingestuft wird und deshalb keinen Entsorgungsrestriktionen unterliegt („low and intermediate level waste“ – LILW). Schwach und mittel radioaktiver Abfall wird generell beim Normalbetrieb von Kernkraftwerken, aber auch in der Medizin und der Industrie produziert, z. B. beim Reinigen der Kühlsysteme und der Lagerungsbecken oder bei der Dekontamination von Arbeitsmaterialien. Auch Filter und metallische Komponenten, die während der Benutzung in einem Reaktor radioaktiv wurden, gehö-

ren zu solchen Abfällen sowie Papier, Arbeitskleidung, Arbeitswerkzeuge und Rückstände bei der Weiterverarbeitung von Rohmaterialien wie Gesteinen, Mineralien und Erden (McGinnes 2008, S. 14ff). International wird bei schwach und mittel radioaktiven Abfällen nochmals unterschieden in:

- kurzlebigen Abfall (enthält langlebige Radionuklide in entsprechend niedriger Konzentration), für welchen sowohl die Oberflächenlagerung als auch die geologische Lagerung möglich ist („short lived waste“ – LILW-SL) (IAEA 1994, S. 15);
- langlebigen Abfall (Konzentration der langlebigen Radionuklide übersteigt festgelegte Grenzwerte von 4.000 Bq/g innerhalb einzelner Abfallbehälter bzw. 400 Bq/g pro Gebinde), für den nur die geologische Entsorgung in Frage kommt („long lived waste“ – LILW-LL) (IAEA 1994, S. 15f);
- freigemessener Abfall, der so geringe Strahlungswerte ($< 0,01$ mSv) aufweist, dass er nicht zum radioaktiven Abfall zählt („exempt waste“ – EW).

Was aber genau steckt nun hinter diesen Klassifikationen? Bei radioaktiven Abfällen ist auch der Entstehungsort der Abfälle nicht unbedeutend. So können diese in der Medizin, der Industrie, der Forschung, bei der militärischen Nutzung oder aber beim Betrieb von Kernkraftwerken entstehen. In diesem Artikel werden nur die unterschiedlichen Arten von radioaktiven Abfällen, die beim Betrieb von

Kernkraftwerken entstehen, detailliert berücksichtigt. Hier geht es im Wesentlichen um Brennelemente und HAW-Kokillen⁴⁵, die je nach Reaktortyp verschieden sein können und daher kurz im folgenden Abschnitt erläutert werden.

Grundlegend kann zwischen zwei Reaktortypen unterschieden werden: Druckwasser- und Siedewasserreaktoren (siehe Abb. 13-16). Abgebrannte Brennelemente müssen zwischengelagert werden, entweder nass in sogenannten Pools oder aber trocken in Behältern. Sowohl in Druck- als auch Siedewasserreaktoren bestehen die Brennelemente aus Urandioxid (manchmal auch Mischoxide – MOX⁴⁶) und sind so aufgebaut, dass in den Brennstäben⁴⁷ die eigentlichen Brennstoffe in Tablettenform (Pellets) – in denen das Urandioxid gebündelt ist – eingelassen sind (U.S. Department of Energy 2014, S. 2f; Neles 2008, S. 13f). Mit der Dauer des Abbrands – also der Kernspaltung – entstehen verschiedene Spaltprodukte⁴⁸ und Aktivierungsprodukte (Transurane⁴⁹), wodurch sich die Radioaktivität der Brennelemente erhöht. Höhere Abbrände (längere Einsatzdauer von Brennelementen im Reaktor durch die Verwendung von Brennelementen mit höherem Urananreicherungsgrad) führen somit zu mehr und langle-

⁴⁵ Behälter für die Bohrlochlagerung mit verglaster Spaltproduktlösung.

⁴⁶ Mischoxid-Brennstoffe (MOX) sind Brennstoffe, die nicht nur Urandioxid enthalten, sondern auch Plutonium aus der Wiederaufarbeitung von Brennelementen (Neles 2008).

⁴⁷ Das sind Hüllrohre aus einer Zirkonlegierung (Neles 2008).

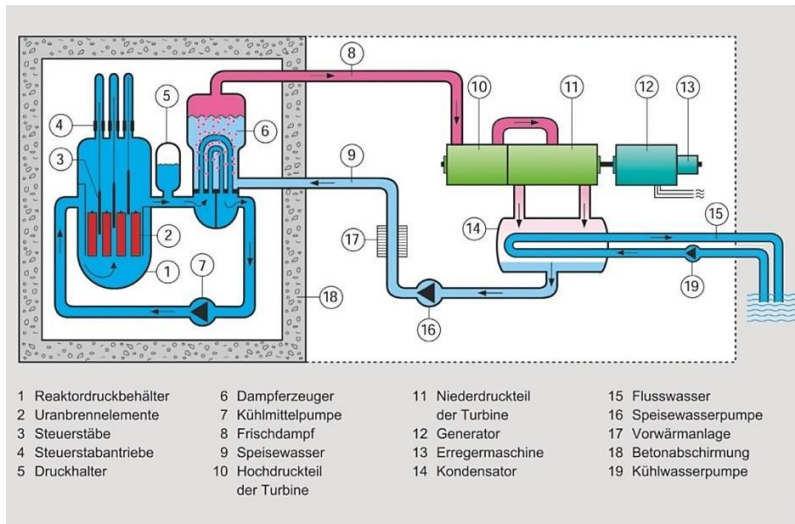
⁴⁸ Spaltprodukte sind Nuklide, die im Prozess der Kernspaltung entstehen, d. h. ein Atomkern wird in zwei oder mehrere kleinere Atomkerne unter Energiefreisetzung (Neutronenfreiwerdung) zerlegt.

⁴⁹ Transurane sind (künstliche) Radionuklide ab einer Ordnungszahl von 93 im Periodensystem, die durch die Bestrahlung von Uran mit Neutronen (Neutroneneinfangreaktion) hergestellt werden (<http://www.chemie.de/lexikon/Transurane.html>; <http://www.spektrum.de/lexikon/physik/transurane14732>; Brasser und Droste et al. 2008, S. 5).

bigeren Radionukliden (Neles 2008, S. 11f und 27f). Die hohe „Aktivität“⁵⁰ von radioaktiven Abfällen zeigt sich unter anderem in der Wärmeleistung der Radionuklide, insbesondere der kurzlebigen Radionuklidpaare Cs-137/Ba-137m und Sr-90/Y-90, deren Wärmeleistung schon nach weniger als 30 Jahren halbiert ist (Neles 2008, S. 34f; Brasser und Droste et al. 2008, S. 40f). Auf sehr langlebige Radionuklide wie beispielsweise Am-241 (Halbwertszeit von 433 Jahren) und Pu-240 (Halbwertszeit von 6.600 Jahren) trifft dies jedoch nicht zu. Diese müssen folglich so lange wie möglich durch geotechnische und geologische Barrieren von der Biosphäre ferngehalten werden (Neles 2008, S. 29ff) (siehe hier Abb. 17).

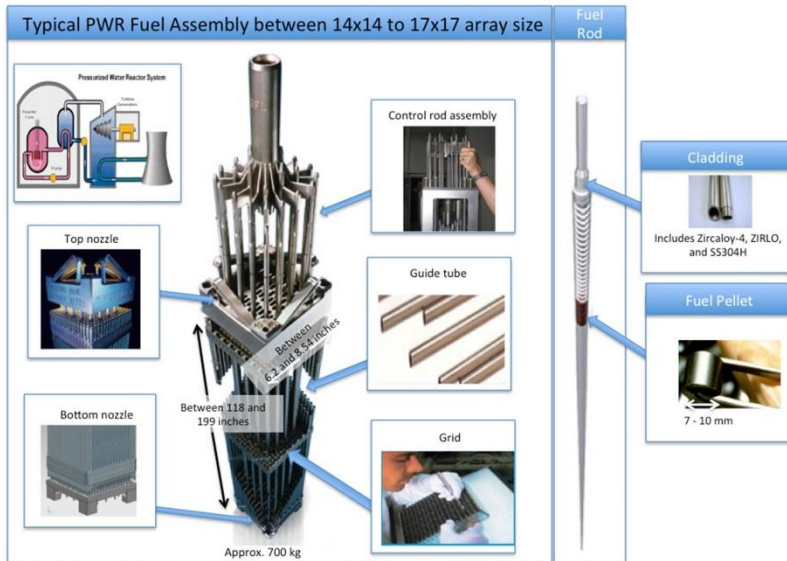
⁵⁰ Als Aktivität wird die Anzahl der Kernzerfälle pro Sekunde in einer spezifischen Menge einer radioaktiven Substanz bezeichnet. Die Einheit ist Becquerel (Bq), d.h. 1 Bq entspricht einem Zerfall pro Sekunde. (Neles 2008, S. 30).

Abb. 13: Schematische Darstellung eines Druckwasserreaktors



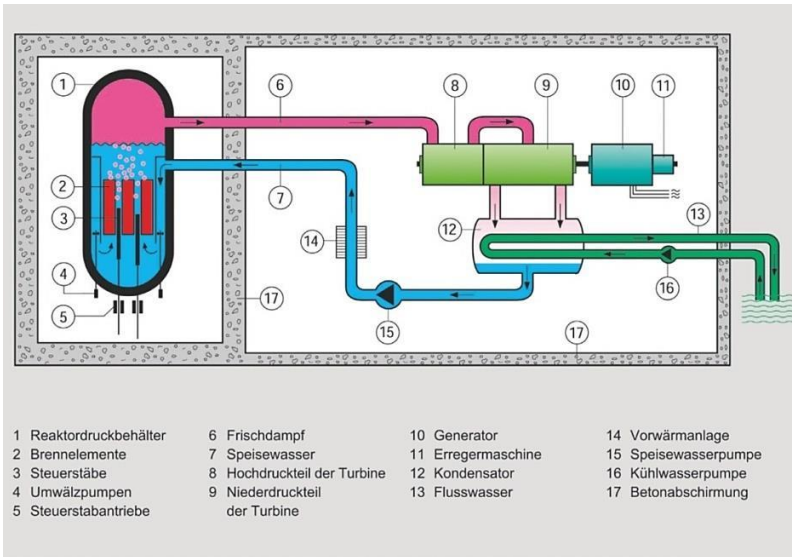
Quelle: www.bfs.de

Abb. 14: Brennelement mit Brennstäben und Brennstofftabletten eines Druckwasserreaktors



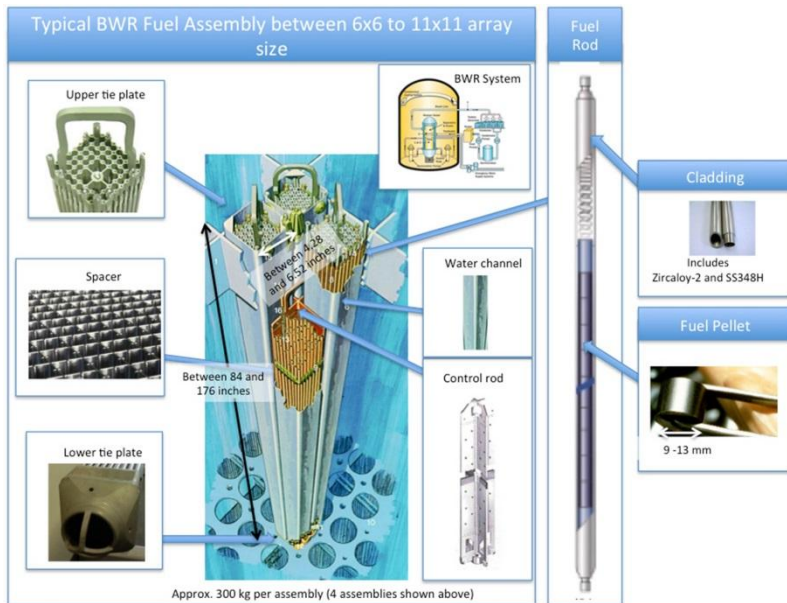
Quelle: U.S. Department of Energy 2014, S. 7.

Abb. 15: Schematische Darstellung eines Siedewasserreaktors



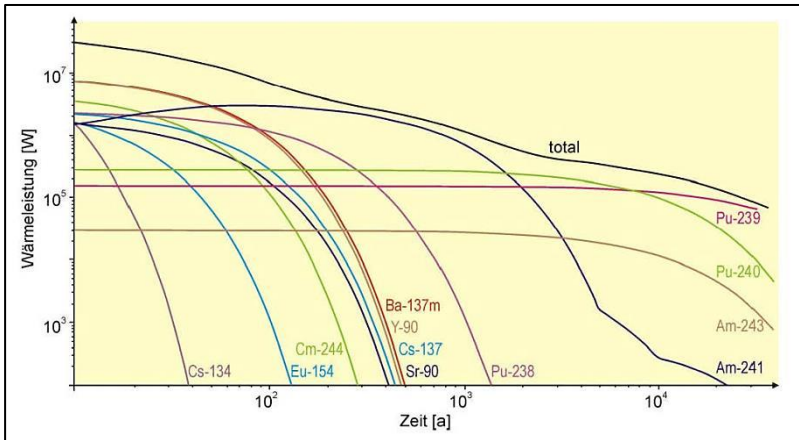
Quelle: www.bfs.de

Abb. 16: Brennelement mit Brennstäben und Brennstofftabletten eines Siedewasserreaktors



Quelle: U.S. Department of Energy 2014, S. 8.

Abb. 17: Wärmeleistung der wichtigsten Radionuklide über die Zeit in einem Endlager für wärmeentwickelnde Abfälle



Quelle: Brasser et al. 2008, S. 41.

Zu den hoch radioaktiven (wärmeentwickelnden) Abfällen – für die es bisher weltweit noch kein Endlager gibt – zählen:

- ausgediente Brennelemente,
- verglaste wärmeentwickelnde Spaltprodukte und
- wärmeentwickelnde Abfälle aus der Wiederaufarbeitung von Brennelementen sowie
- weitere wärmeentwickelnde Abfälle aus anderen Quellen (z. B. Forschung, Industrie und Medizin) (Neles 2008, S. 7f; BfS 2015b).

Die Verpackung der hoch radioaktiven Abfälle nimmt Einfluss auf die Wärmeentwicklung, z. B. durch die Zuord-

nung und Verteilung von Radionukliden innerhalb des Abfallbehälters (Streffer et al. 2011, S. 115)⁵¹. Hoch radioaktive Abfälle aus Wiederaufarbeitungsanlagen sind flüssig und werden zunächst in den festen Aggregatzustand überführt, bevor sie entsorgt werden können. In der Regel sollten hoch radioaktive Abfälle wie Brennelemente oder verglaste Abfälle aus der Wiederaufarbeitung für ca. 40 Jahre⁵² zwischengelagert werden, um so die Zeit der höchsten Wärmeproduktion infolge des Radionuklidzerfalls abzuwarten (siehe Abb. 17), bevor diese in ein geologisches Tiefenlager eingelagert werden (Pusch 2008, S. 229; DBETEC 2011, S. 132). Schwach radioaktive Abfälle werden zunächst über Destillation und Veraschung im Volumen reduziert und dann in „Stahlgebinden“⁵³ verdichtet. Mittel radioaktive Abfälle werden in Zement-, Harz-, Polymer- oder Bitumen-Pressformen (Matritzen) eingeschlossen. Über chemische oder physikalische Prozesse können diese radioaktiven Abfälle in verschiedene Materialien eingebracht werden (z. B. Zement, Keramik oder Glas) (Savage 1995, S. 53-55; McGinnes 2008, S. 24-26; Geckeis et al. 2012, S. 285). Nach der Konditionierung der Abfälle werden diese in Fässern, also Stahlgebinden eingebracht und verschlossen (Savage 1995, S. 53f; McGinnes 2008, S. 24f). In Kapitel 4.1.4.1 erfolgt eine Beschreibung der verschiedenen Behältertypen.

⁵¹ D. h. wie viel hoch radioaktive Materialien in welcher Form (in welchen Materialien) und in welchem Abstand zueinander in den Behältern eingebracht sind.

⁵² Je nach Wärmeleistung der Abfälle und Abstände zwischen den Endlagergebäude können die Zwischenlagerzeiten variieren (siehe hierzu DBETEC 2011).

⁵³ Mit dem Begriff Stahlgebinde sind Verpackungen aus Stahl gemeint, d. h. Stahlfässer.

Bezüglich der Menge an Abfällen, die endgelagert werden müssen, prognostiziert das BMUB (2015, S. 7f) bzw. das BfS (2015a), dass bis zum Jahr 2080 ca. 304.000 m³ schwach und mittel radioaktive und 28.145 m³ hoch radioaktive Abfallgebinde anfallen werden. Schacht Konrad ist bisher für ein Abfallvolumen von 303.000 m³ planfestgestellt, da dieses Volumen bisher die Schätzung des maximalen Volumens für schwach und mittel radioaktive Abfälle darstellte. Mit der potenziellen Rückholung der eingelagerten Abfälle aus der Schachtanlage Asse II würde das Abfallvolumen um ca. 100.000 m³ ansteigen. Wenn diese Abfälle ebenfalls in Konrad eingelagert werden sollten, dann würde diese Zuordnung eine Vergrößerung der Aufnahmekapazität auf 403.000 m³ bedeuten (BfS 2015a; 2015c), weshalb eine Vergrößerung der Aufnahmekapazität des Endlagers Konrad nach Inbetriebnahme überprüft werden soll (BMUB 2015, S. 15f). Die für die Endlagerung relevanten wärmeentwickelnden radioaktiven Abfallvolumina sind mit Aufgliederung in die Abfallherkunft in Tab. 1 aufgelistet⁵⁴. Demnach wird ein Endlager für wärmeentwickelnde radioaktive Abfälle für ein Volumen von insgesamt ca. 28.145 m³ ausgelegt werden müssen.

⁵⁴ Zur besseren Verständlichkeit und da es hier vordergründig um das Volumen der endzulagernden Abfälle geht, werden hier nur Volumina angegeben. In anderen Veröffentlichungen, wie auch beim BfS, werden verschiedene Maßeinheiten zur Berechnung (tSM oder MgSM sowie Zahl der Brennelemente, Kokillen oder Behälter) zugrunde gelegt (siehe Bluth 2015, S. 17f; und BMUB 2015). Weil nur das BfS durchgängig die Volumina aufschlüsselt, werden hier diese Angaben übernommen.

Tab. 1: Die für die Endlagerung relevanten wärmeentwickelnden radioaktiven Abfälle*

<i>Wärmeentwickelnde radioaktive Abfälle</i>	<i>Volumen der Abfallgebinde in Kubikmeter</i>
aus der Wiederaufarbeitung	ca. 1.435
direkt endzulagernde Brennelemente	ca. 26.530
sonstige (z. B. WAK Karlsruhe)	ca. 180
GESAMT	ca. 28.145

Quelle: <http://www.bfs.de/de/endlager/abfaelle/prognose.html>, 02.06.2015 (leicht verändert).

* inklusive der bis zum Laufzeitende voraussichtlich noch anfallenden wärmeentwickelnden radioaktiven Abfälle

4. Herausforderungen im Kontext der Abfallentsorgung⁵⁵ in Bergwerken

An dieser Stelle soll diskutiert werden, welche möglichen nicht intendierten Folgen im Bergbau im Allgemeinen und welche durch die Entsorgung von umweltgefährdenden Abfällen im Besonderen auftreten können. Von den am Bergbau und der Entsorgung von Abfällen beteiligten Akteuren müssen die notwendigen Sicherheitsnachweise hinsichtlich der Auffahrung und des Betriebs von Bergwerken erbracht werden, die im Bundesberggesetz (BBergG) und der Allgemeinen Bundesbergverordnung (ABergV) geregelt sind. Hier spielt die technische Sicherheit eine besondere Rolle, z. B. hinsichtlich der Standsicherheit⁵⁶ und der Arbeitssicherheit während der Bau- und Betriebsphase, aber auch der ökologischen Sicherheit in Form einer „Langzeitsicherheit“, die dann insbesondere die Nachbetriebsphase umfasst.

Bei der Entsorgung von umweltgefährdenden Abfällen in untertägigen Hohlräumen werden, gegenüber Gewinnungsbergwerken, weitere Sicherheitsanforderungen hinsichtlich des Schutzes der Biosphäre und der Beschäftigten im Umgang mit den Abfällen gestellt (GRS et al. 2007; DBETEC 2011; Lux 1992; Bollingerfehr et al. 2013). Wie in

⁵⁵ Hier wird der Begriff der Entsorgung verwendet, da der Umgang mit radioaktiven Abfällen im allgemeinen Kontext der Abfallwirtschaft gesehen wird.

⁵⁶ Unter Standsicherheit versteht Lux (1992, S. 181) die „[...] lokale und globale Tragfähigkeit des Systems Abfall-Untertagebauwerk-Gebirge unter hohlraum- und abfallbedingten Einwirkungen“ sowie „[...] die im Gebirge zu erwartenden Beanspruchungen und Deformationen und ihre Auswirkungen auf die natürlichen und technischen Barrieren“.

Kapitel 3.1 bereits schon erwähnt, gelten hier nicht nur verschiedene Verordnungen des BMUB (DepV, VersatzV), sondern auch das Bergrecht sowie im spezifischen Kontext der Entsorgung radioaktiver Abfälle gesonderte Sicherheitsstandards, die auf internationaler Ebene in den IAEA Sicherheitsstandards (2011; 1994) geregelt sind und in nationalem Recht im Atomgesetz (AtG) und in der Strahlenschutzverordnung (StrlSchV) enthalten sind. Für die Entsorgung radioaktiver Abfälle muss ein Langzeitsicherheitsnachweis erbracht werden, der die Isolation der Abfälle in dem gewählten Wirtsgestein unter ortsspezifischen Bedingungen (Geologie, Hydrologie etc.) für einen bestimmten Zeitraum abschätzt, sodass Umweltgefährdungen ausgeschlossen werden können (vgl. BMJV 1995, 2013; Lux 1992; Alcántara et al. 2014; IAEA 2011; BMU 2013a, 2013b, 2012). Andererseits ist nicht außer Acht zu lassen, dass der Verschluss eines Endlagers – mit dem das eigentliche Schutzziel erreicht werden soll – erst nach einer länger andauernden Betriebsphase erfolgen kann. Jegliche Handlungen und auch nicht intendierte Folgen von Handlungen (bei Erkundung, Errichtung und Betrieb inkl. der Stilllegung mit dem vollständigen Verschluss), die die Qualität des Einschlusses⁵⁷ mindern könnten, sind zu vermeiden (Brasser und Droste et al. 2008, S. 13).

Das Ziel der folgenden Ausführungen besteht darin, die Gefährdungspotenziale im Bergbau allgemein sowie im Kontext der Entsorgung radioaktiver Abfälle gegenüberzustellen und offene Fragen herauszuarbeiten. Untergliedert

⁵⁷ Die Qualität des Einschlusses könnte beispielsweise durch „[...] die hohlraumnahe Auflockerung des Gebirges bei der Auffahrung und [durch den] [...] Einfluss der von den Abfällen erzeugten Wärme und Strahlung“ (Brasser und Droste et al. 2008, S. 15) negativ beeinflusst werden.

wird das Kapitel in Betriebs- und Nachverschlussphase, in denen jeweils potenzielle nicht intendierte Folgen diskutiert werden, die sowohl allein aus den bergmännischen Tätigkeiten resultieren als auch konkret durch die Einlagerung von radioaktiven Abfällen verursacht sein können.

4.1. Potenzielle nicht intendierte Folgen während des Auffahrens und der Betriebsphase von Bergwerken

Neben den bekannten (erwünschten) Folgen sind auch nicht intendierte Folgen zu berücksichtigen – die nicht erwünscht/bekannt sind oder nicht verhindert werden können –, weil sie potenzielle Gefährdungslagen⁵⁸ betreffen. Gefährdungslagen ergeben sich sowohl während des Auffahrens eines Bergwerks als auch in der Betriebs- und Nachverschlussphase. Diese Teilung lässt sich dahingehend erweitern, als es sich einerseits um Gefahren für die Beschäftigten und andererseits für die Bevölkerung in einem gewissen Radius um das Bergbauggebiet bzw. den Standort der tiefengeologischen Entsorgungsanlage handelt. Nachstehend werden potenziell mögliche Folgen dargestellt, ohne jedoch Anspruch auf Vollständigkeit zu erheben. Es erfolgt außerdem weder eine Bewertung der möglichen Folgen noch soll auf die Bewertung und Wahrnehmung⁵⁹ von Risiken eingegangen werden. Vielmehr soll es hier um konkrete bekannte nicht intendierte Folgen sowohl unter Tage als auch über Tage gehen. Beschrieben

⁵⁸ Mit dem Begriff Gefährdungslagen sind natürliche und künstliche Bedrohungen gemeint (hier also z. B. technische Versagensereignisse oder (unerwartete) geologische Veränderungen), die in eine strategische Planung einbezogen werden müssen.

⁵⁹ Siehe hierzu z. B. Shrader-Frechette 1993; Shrader-Frechette 1996; Röhlig et al. 2014.

werden sollen die potenziell möglichen Veränderungen, die durch den anthropogenen (technischen) Eingriff in ein intaktes geologisches System entstehen können, dem die Funktion eines Barrierensystems gegen eine Schadstoffremigration in die Biosphäre zugewiesen wird. Ziel ist wiederum die Herausarbeitung offener Fragen und Herausforderungen.

4.1.1. Mögliche Wirkungen auf das geologische System eines Standortes durch das Auffahren eines Bergwerks

Die bergbautechnischen Eingriffe in ein intaktes natürliches geologisches System führen zu Veränderungen im Nahfeld, aber auch im Fernfeld dieses Eingriffes, die die Betriebsphase und die Stilllegungsphase des Bergwerkes beeinflussen und auch nachteilige Wirkungen auf das Vorhaben, radioaktive Abfälle langfristig sicher einzulagern, haben können. Zunächst werden exemplarisch die Folgen eines Eingriffs in das natürliche geologische System eines Standortes am Beispiel der Wirtsgesteine Steinsalz⁶⁰ und Tonstein dargestellt und in Kapitel 4.1.2 wird auf konkrete Gefährdungslagen von Beschäftigten abgehoben.

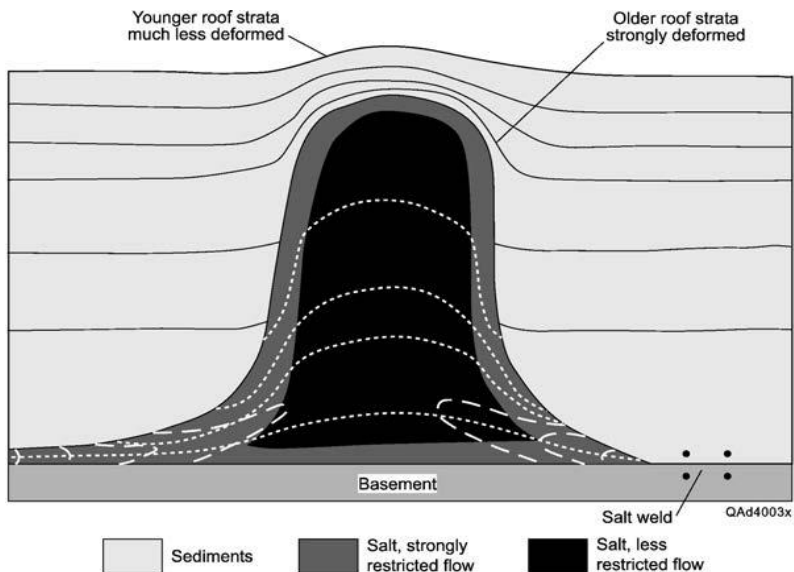
Der Eingriff in das natürliche geologische System durch das Auffahren von Hohlräumen kann Veränderungen der Struktur des Wirtsgesteins herbeiführen, deren sicherheitstechnische Konsequenzen noch nicht abschließend beurteilt werden können. Zum besseren Verständnis wird zunächst die geologische Situation des Steinsalzgebirges beschrieben, wobei hier der Fokus auf vertikalen Salz-

⁶⁰ Die wichtigsten Salzlager Deutschlands gehören dem Zechstein (Obere Dyas) an, die sich vor ca. 255 Millionen Jahren durch die Überflutung von Norddeutschland durch das Meer gebildet haben (Pohl 2005).

strukturen (Diapire⁶¹) liegt, da diese in Deutschland zumindest bislang maßgeblich im Entsorgungskontext von Interesse sind.

Entstehung von Diapiren

Abb. 18: Schematische Darstellung eines Diapirs und dessen Entwicklungsverlauf



Quelle: Hudec und Jackson 2007, S. 10.

Bei einem Diapir hat das ursprünglich horizontal gelagerte Salzgestein die überliegenden Gesteinsschichten durch

⁶¹ Diapir, auch Salzstock oder Salzdom genannt, ist eine charakteristische Form von Salzlagerstätten. Hier wird der Begriff Diapir bevorzugt, da dieses der geologische Überbegriff solcher Strukturen ist sowie international verwendet wird.

seine aufwärts gerichteten Bewegungen ebenfalls deformiert, d. h. angehoben und teilweise durchstoßen (siehe Abb. 18). In einem Salzdiapir ist das Salzgebirge daher von anderen Gesteinsformationen umgeben, die unmittelbar Einfluss haben auf diesen als „Halokinese“ bezeichneten Aufstiegsprozess. Die Halokinese führt dazu, dass umliegende Gesteinsformationen ebenfalls angehoben werden, unregelmäßig aufeinanderfolgen, ggf. durchbrochen werden (Pusch 2006, S. 65f; Reuther 2012, S. 149; Jackson und Vendeville 1994; Schultz-Ela et al. 1993). Es wird davon ausgegangen, dass Dichteunterschiede zwischen den Salinargesteinen und den Gesteinen des Hangendgebirges grundsätzlich sowie laterale Gewichtsunterschiede die Ausbildung von Diapiren begünstigen, d. h. isostatisch bedingte Ausgleichsbewegungen den Auftrieb, also die Halokinese, bedingen (Hudec und Jackson 2007, S. 26). Andererseits zeigte sich in der Vergangenheit, dass häufig tektonische Vorgänge mit der Ausbildung von Störungszonen im Hangendgebirge eigentliche Auslöser waren, da aktive Diapirstadien⁶² in der Regel zeitgleich mit tektonischer Aktivität auftreten (Pohl 2005; Hudec und Jackson

⁶² In Abhängigkeit von Ablagerungsrate zu Diapirhebungsrate bilden sich diverse Formen von Diapiren und es können verschiedene Entwicklungsstadien unterschieden werden. Aktiv meint, dass der Auftrieb des Salzes auch dann weitergeht, wenn die Dehnungstektonik beendet ist (folglich nicht nur in Reaktion auf die Ausbildung einer Extensionszone), insbesondere dann, wenn um den Salzstock die Sedimentation andauert (Reuther 2012, S. 150). Es wird außerdem unterschieden in ein reaktives Stadium und ein passives Stadium sowie einige weitere. Siehe hierzu Abb. 19 und deren Erläuterung sowie Hudec und Jackson 2007; Jackson und Vendeville 1994; Schultz-Ela et al. 1993. Das passive Stadium eines Diapirs beschreibt das Zusammenspiel zwischen Sedimentation und weiterem Salzzufluss (ungefähr parallel). Ein Diapir kann auch dann als passiv bezeichnet werden, wenn er die Erdoberfläche durchbrochen hat. Dies muss nicht bedeuten, dass der Salzaufstieg beendet ist, denn infolge von Sedimentation kann sich der Diapir weiter entwickeln, jedoch nicht mit derselben Intensität wie im aktiven Diapirstadium (Pohl 2005; Reuther 2012, S. 150f; Hudec und Jackson 2007, S. 7ff; Pohl 2005, S. 326f).

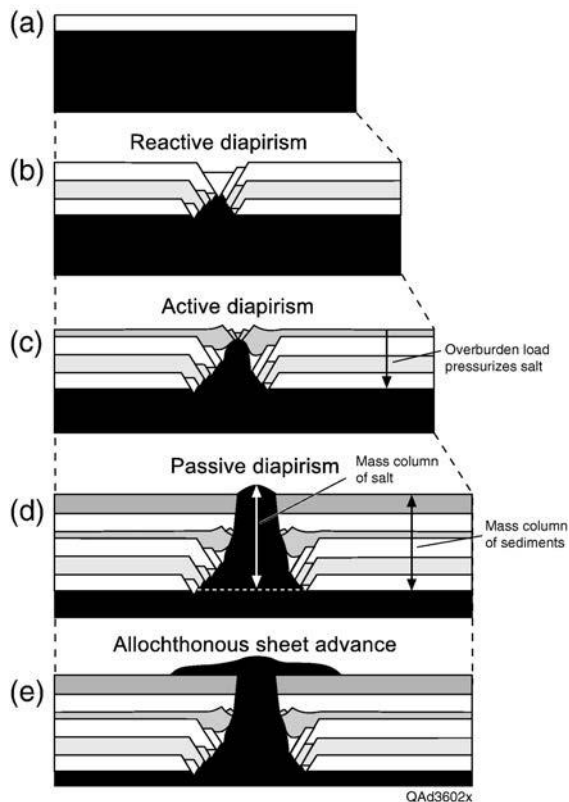
2007). Hudec und Jackson (2007, S. 7ff) identifizieren drei Mechanismen die einen Salzaufstieg bewirken können:

1. Dichteunterschiede zwischen Steinsalz und Hangend- bzw. Nebengebirge,
2. Druckverlagerungen des Deckgebirges und
3. thermische Unterschiede im Steinsalz, die zu Volumenveränderungen führen können.

Für den letztgenannten Mechanismus gibt es jedoch noch keinen Beleg. Der Durchbruch der Salzgesteine durch das Hangende kann mit geologisch gesehen hohen Aufstiegs- geschwindigkeiten⁶³ des Salzgesteins verbunden sein (Pohl 2005, S. 327f). Derzeitige Hebungsraten liegen im Bereich von Bruchteilen von Millimetern pro Jahr. Auch sind Diapirstrukturen bekannt, die bereits ihr Endstadium erreicht haben ohne rezente Halokinese (Lux 2016).

⁶³ Im aktiven Diapistadium kann der Aufstieg der Salze/Salzgesteine möglicherweise einen Meter pro Jahr erreichen (Pohl 2005, S. 327f).

Abb. 19: Entwicklung eines Diapirs und die Unterscheidung in aktives und passives Diapirstadium*



Quelle: Hudec und Jackson 2007, S. 11.

- * In a) sind die Gesteinsschichten noch ungestört, die weiße Schicht stellt die Deckschichten dar und die schwarze Schicht die Salzschicht. b) Aufgrund von Dehnungstektonik entstehen Brüche und Absenkungen der Gesteinsschichten. Dies führt zu einem reaktiven Diapirstadium,

d.h. das Salz beginnt entlang des Grabens bzw. der Deformation aufzusteigen, wodurch entstandene Hohlräume wieder aufgefüllt werden. In c) ist das aktive Diapirstadium aufgezeigt, d.h. das aufsteigende Salz schwächt die darüberliegenden Gesteinsformationen, weshalb ein weiterer Aufstieg möglich ist, sofern das Salz eine geringere Dichte hat als darüberliegende Gesteinschichten. Begünstigt wird der Aufstieg durch fortschreitende Sedimentationsvorgänge an der Oberfläche, die Druck auf das darunterliegende Salz ausüben. In d) ist schließlich das passive Diapirstadium aufgezeigt, d.h. Sedimentation und Aufstieg ist ausgeglichen, das Salz steigt nur noch aufgrund weiteren Salzzuflusses auf, jedoch wesentlich langsamer. Passiv muss nicht gleichbedeutend mit dem Durchbruch des Salzes an die Erdoberfläche sein. Kommt es doch zu einem Durchbruch an die Erdoberfläche, kann es zu einem Ausfließen des Salzes kommen. Diapire müssen nicht alle hier dargestellten Stadien vollziehen (Hudec und Jackson 2007, S. 11f).

Mögliche Entwicklungen und Wirkungszusammenhänge im Kontext von technischen Eingriffen in das Salinargebirge

Salzgestein hat nach Beer und Stackebrandt (2010, S. 82) in Brandenburg Fließgeschwindigkeiten von durchschnittlich 10 Metern pro 1 Million Jahre erlangt. Damit kriecht Salzgestein im Jahr durchschnittlich mit ca. 0,01 mm. Zirngast (1991, S. 23) weist für den Salzstock Gorleben Fließ- bzw. Kriechgeschwindigkeiten von 0,03 mm pro Jahr im Miozän (vor ca. 20,5 Mio. Jahren) bis zu Beginn des Quartärs (vor ca. 5,8 Mio. Jahren) aus. Daraus resultieren Hebungsraten von ca. 0,018 mm pro Jahr⁶⁴. In

⁶⁴ Fließ- bzw. Kriechgeschwindigkeiten und Hebungsraten unterliegen Schwankungen, die insbesondere auf tektonische Aktivitäten zurückgeführt werden können. Fließ- bzw. Kriechgeschwindigkeiten des Salzstocks Gorleben lagen im Tertiär zwischen 0,03 bis 0,14 mm/a und Hebungsraten zwischen 0,018 bis 0,086 mm/a (Zirngast 1991, S. 23f). „Insgesamt wanderten seit Beginn der Diapirbildung ca. 280 km³ Salz in den Salzstock“ (Zirngast 1991, S. 24). „Seit Beginn der

Deutschland sind die stärksten Hebungsraten von Salzstöcken im Tertiär (vor 65 bis 2,5 Mio. Jahren) erfolgt⁶⁵. Im Kontext der Entsorgung radioaktiver Abfälle wird der Aspekt der natürlichen Hebungsraten von Salzstöcken im Rahmen der Standortauswahl dadurch bedacht, dass im AkEnd (2002) als Ausschlusskriterium Gebiete mit Hebungsraten von einem Millimeter pro Jahr und mehr formuliert wurde. Entsprechende Hebungsraten hätten zur Folge, dass ein Endlager in 1.000 m Tiefe innerhalb einer Million Jahre freigelegt werden würde (AkEnd 2002, S. 86f). Damit stehen Salzformationen im passiven Stadium in tektonisch störungsarmen Gebieten im Fokus. Bisher wird davon ausgegangen, dass größere Hebungen nur in geologischen Zeitskalen⁶⁶ erfolgen. Diskutiert wird vielmehr, inwiefern Eiszeiten und damit das Erosionspotenzial von Gletschern problematisch sein könnten. Aufgrund der Fließ Eigenschaften des Salzes liegen die ältesten Salzfazies⁶⁷ für gewöhnlich im Zentrum des Diapirs (Pohl 2005,

Diapirphase [...] sind 248 km³ Zechsteinsalz bis zur Erdoberfläche aufgestiegen“, woraus sich eine „[...] prozentuale Ablaugung von 47 bzw. 57 %“ errechnet, d. h. „[...] von dem ursprünglich vorhandenen Zechsteinsalz sind nur noch 53 bzw. 43 % übriggeblieben“ (Zirngast 1991, S. 27). Alle Berechnungen unterliegen möglichen Fehlerquellen, wie beispielsweise durch unterschiedliche Angaben der Normalmächtigkeit sowie durch abweichende absolute Zeitangaben, die die größte Fehlerquelle darstellt (Zirngast 1991, S. 29f).

⁶⁵ Es ist jedoch weitestgehend unbekannt, wie sich Salzstöcke unter Gletscherbedeckung verhalten (z.B. während der letzten Eiszeit vor 115.000 bis 11.500 Jahren). Für den Lüneburgischen Salzstock beispielsweise ist bisher nicht bekannt, ob der Salzstock seit der Saaleeiszeit kontinuierlich oder ob er nach Rückzug der Gletscher sehr rasch aufgestiegen ist, oder aber ein Großteil der Aufwärtsbewegung erst in jüngster Zeit stattgefunden hat. Daher können die natürlichen Hebungsraten nicht abschließend beurteilt werden (Sirocko 2012, S. 14f).

⁶⁶ Eine geologische Zeitskala ist die Unterteilung der Erdgeschichte nach ihrer Stratigraphie (Ablagerung der Sedimente in zeitlicher Reihenfolge), d. h. in unterschiedliche Erdzeitalter, deren internationale Einteilung der International Commission of Stratigraphy (ICS) folgt.

⁶⁷ Fazies ist ein Begriff aus der Geologie und steht für die Gesamtheit aller Merkmale eines Sediments, die auch von den geoökologischen Randbedingungen und geo-

S. 326). Ein erhöhter Gebirgsdruck gepaart mit Temperatur-⁶⁸ oder Feuchtigkeitsveränderungen können eine Veränderung der Kriechrate des Salzes bewirken⁶⁹. Außerdem kommt es durch die Konvergenz von Hohlräumen im Salzgebirge zu einer konturnahen Entfestigung des Salzgebirges, welche eine mechanische Schädigung darstellt und daher mit einer höheren Durchlässigkeit einhergeht und auch die Gefahr von Konturbrüchen erhöhen kann (Hudec und Jackson 2007; Pohl 2005, S. 322f). Grundsätzlich weist Salzgestein ein plastisch-viskoses / duktiles Materialverhalten auf. Stein- und Kalisalze werden im geogenen Zustand mit Einwirkung der primären Gebirgsdruckspannung als impermeabel für Flüssigkeiten und Gase angesehen (Lux 2016). Eine aktuelle Studie von Ghanbardazeh et al. (2015) stellt die Impermeabilität von Salzgestein mit Ergebnissen aus Laborexperimenten sowie aus Bohrungen in flachgelagertem Salzgestein in Texas in Frage. In dieser Studie wurden zwar größere Tiefen (> 1.000 m) untersucht als sie für die Endlagerung relevant sind, jedoch

morphologischen Prozessen bestimmt wird, im Sinne von Salzablagerungen (Leser 2001, S. 198f).

⁶⁸ „Die Wärmeleitfähigkeit von Salzgesteinen ist mit $6 \text{ Wm}^{-1} \text{ }^{\circ}\text{C}^{-1}$ etwa drei Mal größer als jene gewöhnlicher Nebengesteine ($1,5\text{-}2,5 \text{ Wm}^{-1} \text{ }^{\circ}\text{C}^{-1}$). Daraus resultiert ein in Diapiren meßbar erhöhter Wärmestrom mit entsprechenden Temperaturanomalien. Gegenüber normalen Beckengesteinen ergibt sich daraus im oberen Teil des Diapirs erhöhte Temperatur, während die Basis kühler ist als die Umgebung“ (Pohl 2005, S. 326).

⁶⁹ Salzgesteine weisen eine besondere Eigenschaft der Deformation auf, die in der Fachliteratur als „Kriechen“ bezeichnet wird, da Evaporite in ihrem Deformationsverhalten hochviskos sind. Hierbei wird unterschieden in transientes und stationäres Kriechen. Transientes Kriechen meint, dass es sich kurzfristig durch äußere Einflüsse um ein verändertes Kriechverhalten handelt und stationäres Kriechen bezeichnet den Normalzustand. Kriechen kann zu Volumenzunahme – Dilatanz – oder Volumenabnahme – Kompression – führen (Pohl 2005, S. 322). Mit zunehmender Tiefe und den damit höheren Temperaturen nimmt die Kriechfähigkeit von Salz zu. Die Mächtigkeit der Salzlage beeinflusst ebenfalls das Kriechverhalten positiv, denn die Deckschichten wirken dem Kriechen aufgrund von Reibungsverlusten entgegen. In mächtigen Schichten bestehen dahingegen kaum Reibungsverluste und somit können hohe Kriechraten erreicht werden (Reuther 2012, S. 147f).

haben die Autoren Hinweise gefunden, dass auch in geringeren Tiefen trotz geringeren Drucks und niedrigerer Temperatur eine Perkolation von Lösungen in Salzgestein möglich ist. Da es in Deutschland bisher keine vergleichbaren Studien zu Salzdomen gibt, wird die Diskussion auch hierzulande wieder neu angeregt. Andererseits führt das Rekristallisationsvermögen in Verbindung mit dem Kriechverhalten dazu, dass bruchhafte Deformationen (wie beispielsweise Störungen und Foliationen⁷⁰) mit Schädigung des Gesteinsgefüges nicht entstehen oder zeitnah „verheilen“ (Lux 2016; Pohl 2005, S. 323). Daher treten in Salzgesteinsformationen nur sehr selten offene Trennflächen (Störungen, Spalten, Klüfte) auf. Sie sind in der Regel nur daran zu erkennen, dass sekundäre Salze eingelagert sind oder aber eine Füllung durch Gas, Lauge oder Öl vorhanden ist (Pohl 2005, S. 323f). Die Fachliteratur im Kontext der Entsorgung radioaktiver Abfälle fokussiert auf diese als positiv bewerteten Eigenschaften des Salzes – keine offenen und hydraulisch wirksamen Klüfte bzw. zeitnahes Verheilen von technisch bedingten Rissbildungen.

Ein weiterer wichtiger geologischer Aspekt ist die Ablaugung (Subrosion) von Salzen, durch die sich ein sogenannter Gipshut herausbildet, dessen Mächtigkeit als Maß für die abgelaugte Salzmenge herangezogen wird (Pohl 2005; Sirocko 2012). Für die Langzeitsicherheit von Entsorgungsbergwerken nimmt dieser Aspekt eine große Bedeutung ein, da ein mächtiger Gipshut und damit eine

⁷⁰ Foliation ist ein anderes Wort für Schieferung. Primäre Foliationen sind Flächengefüge im Gestein, die sich bei deren Entstehung durch Sedimentation (Ablagerung) oder Fließen (bei Magmatiten) und deren Verfestigung herausbilden. Sekundäre Foliationen entstehen durch Scherspannungen im Gestein, die beispielsweise durch tektonische oder metamorphe Prozesse erzeugt werden können (Reuther 2012, S. 127f).

hohe Ablaugung auf ein erhöhtes Vorhandensein von Grundwasser⁷¹ schließen lassen.

Das Auffahren von Bergwerken führt zu Schädigungen des Gebirges innerhalb einer bestimmten Zone im Wirtsgestein, der sogenannten Auflockerungszone (im engl. „excavation damaged zone“ oder auch „excavation disturbed zone“ – EDZ). Das bedeutet, dass entlang der Kontur von aufgefahrenen Strecken und Kammern eine Zone reduzierter mechanischer Stabilität und erhöhter hydraulischer Durchlässigkeit vorhanden ist (Pusch 2006, S. 69; Savage 1995, S. 148-150; Kansy und Popp 2006, S. 69). Außerdem müssen in Bergwerken über die Schächte hinaus auch die aufgefahrenen Strecken und Kammern im Infrastrukturbereich über Jahrzehnte hinweg begehbar bleiben. Insbesondere bei Bergwerken in Salz- und Tonstein resultiert aus der langfristigen Offenhaltung eine Herausforderung mit Blick auf den Erhalt der Gebirgsintegrität bezüglich ihrer Funktionalität als geologische Barriere. Bei Hohlräumen im Salzgebirge resultiert diese Herausforderung aus der Konvergenzeigenschaft. Außerdem stellt sich die Frage, welchen Einfluss der Einsatz geotechnischer Barrieren und deren potenzielle Zustandsveränderungen je nach Materialeigenschaften auf die Funktion der

⁷¹ Wasser- und Laugenzuflüsse sind vor allem an solchen Stellen zu erwarten, wo andere Gesteine/Mineralien eingelagert sind (z. B. Dolomit, Anhydrit, Ton, Basalt), und in Zonen, die eine erhöhte tektonische Beanspruchung aufweisen. Man unterscheidet verschiedene Quellen von Wasser- und Laugenzuflüssen, und zwar aus dem Nebengestein, aus Einschlüssen im Salinar und bergbaulich bedingte Wässer. Da Zuflüsse von Wasser aus dem Nebengestein aufgrund der relativ gesehen geringen Mineralisation des Wassers und damit des hohen Lösungsvermögens am gefährlichsten sind, ist die Einhaltung genügend großer Salzfesten zum wasserführenden Nebengestein notwendig. Es ist wichtig, das natürliche hydrologische Regime im Bereich eines Salzspiegels nicht nachteilig zu verändern, denn wenn beispielsweise Lauge abgezogen wird, fließt Wasser mit geringer Sättigung nach, wodurch verstärkt Subrosion in Gang gesetzt wird (Pohl 2005).

geologischen Barriere haben⁷². Zu den möglichen Wirkungen der Entsorgung radioaktiver Abfälle auf die geologische Formation siehe Kapitel 4.2.

Eigenschaften von Tonstein und Wirkungszusammenhänge im Kontext von technischen Eingriffen in das Tonsteingebirge

Im Gegensatz zu Salzgestein gehört Tongestein zu den feinklastischen Sedimentgesteinen und weist einen vernetzten Porenraum mit einem relativ gesehen hohen Porenwassergehalt auf. Dabei sind allerdings Haftwasser und frei bewegliche Porenwässer zu unterscheiden. Das Deformationsverhalten von Tongestein ist je nach diagenetischer Verfestigung unterschiedlich und im Grundsatz als elasto-plastisch mit Neigung zur Ausbildung von Sprödbrüchen zu charakterisieren. Die Bruchfestigkeit und Sprödbruchsensitivität nimmt mit zunehmender Verfestigung bei abnehmendem Wassergehalt zu. Desgleichen nimmt auch die Deformationsfähigkeit ab (Lux und Czaikowski 2006, S. 50; Lux 2016). *„Die wetterführungsbedingte konturnahe Austrocknung des Gesteins in den Grubenbauen während der Bau- und Betriebsphase ist zunächst ein positiver Effekt“* (Lux und Czaikowski 2006, S. 50), da dadurch der Wassergehalt abnimmt und die Tragfähigkeit des konturnahen Gebirges positiv beeinflusst wird. *„Bei einer zu starken Austrocknung [können sich jedoch] Schrumpfrisse ausbilden [...], die sich dann mit*

⁷² Nicht nur physikalische Wirkungen spielen hierbei eine Rolle, sondern auch die Oxidation von Eisen und anderen schwefelhaltigen Mineralien führen zu Wasserstoffeisenoxyden, die eine partielle Versauerung des Grundwassers und außerdem die Entstehung zusätzlicher Aktivität von Mikroben zur Folge haben. Solche Prozesse können zu einer Erhöhung der Porosität führen, wodurch die Verhinderung der Wanderung von Radionukliden aufgrund der veränderten geologischen Eigenschaften gemindert wird (Savage 1995, S. 148f).

der vorherigen Verfestigung überlagern und insgesamt zu einer Entfestigung des Gesteins führen" (Lux und Czaikowski 2006, S. 50). Das geomechanisch als sensitiv anzusehende plastisch-duktilen Deformationsverhalten von Tonsteinen erfordert aufgrund seiner mäßigen Festigkeit und der Sensitivität gegenüber Gefügeschädigungen und Porenwassergehaltsänderungen einen tragenden Ausbau in Strecken und Ablagerungskammern und stellt daher eine große Herausforderung in Bezug auf die bautechnische Machbarkeit sowie dem Erhalt der Funktionstüchtigkeit der geologischen Barriere dar. Die Notwendigkeit eines tragenden Ausbaus von Strecken im Tonstein kann daher als ein besonders großer Eingriff in dieses natürliche geologische System und der Hohlraumumgebung gewertet werden. Untersuchungen der NAGRA (2014, S. 109ff) zeigen hier, dass die Einwirkungen technischer Eingriffe auf das Tonsteingebirge groß sind. So können beispielsweise im Schweizer Felslabor Mont Terri (Opalinuston) große Frakturbildungen, Stauchungen und Reaktivierung von tektonischen Störungen beobachtet werden, die wiederum Einfluss auf die Feuchte haben und damit stark die Stabilität des Tongesteins herabsetzen können. Verstärkte Entfestigungen können Bruchvorgänge begünstigen und eine Zunahme der Porosität und Permeabilität bewirken (ESchT 2008, S. 2f). Im Kontext der Entsorgung radioaktiver Abfälle werden Aspekte zur Milderung von Eingriffen in das natürliche geologische System aufgegriffen, vor allem um der Forderung nach dem Erhalt der geogenen Barrierenintegrität mit Blick auf die Isolierung der radioaktiven Abfälle im Wirtsgestein nachzukommen. Schrumpfrisse können sich allerdings nicht nur durch die Bewetterung, sondern auch durch die Lagerung von wärmeentwi-

ckelnden radioaktiven Abfällen infolge der Gebirgstemperaturerhöhung ausbilden, da diese zu einer Austrocknung des Gesteins führt. Bei der nachfolgenden Abkühlung können weiter noch „*thermospannungsinduzierte Risse*“ entstehen (Lux und Czaikowski 2006, S. 50f). In Kapitel 4.2 wird hierauf nochmals eingegangen.

Zusammenfassend kann festgehalten werden, dass eine möglichst geringe Schädigung der geologischen Barriere oberstes Ziel der bergbaulichen und entsorgungstechnischen Maßnahmen sein muss. Hier scheint es bislang noch viele offene Fragen zu geben.

In diesem Kapitel wurden zunächst die Eigenschaften von Salzgestein beleuchtet und dabei infolge des technischen Eingriffs mögliche nachteilige Entwicklungen aufgezeigt (z. B. dilatanzbedingte Durchlässigkeitszunahme), die sowohl in der Betriebs- als auch der Nachbetriebsphase relevant sein können. Im Gegensatz zum Bergbau im Salzgebirge mit umfangreichen Erfahrungen über die Eigenschaften des Tragverhaltens liegen im Bergbau in Tonstein und zu den Eigenschaften von Tonsteinformationen bei bergbaulichen Eingriffen in Deutschland deutlich weniger Erfahrungen vor. Untersuchungen hinsichtlich der Entsorgung radioaktiver Abfälle wurden bisher vor allem für das Salzgebirge durchgeführt, sodass es zum potenziellen Wirtsgestein Tonstein erheblich weniger umfassendes Datenmaterial einschließlich bergbautechnischer Erfahrungen gibt. Aufgrund der Tatsache, dass es in Deutschland aber auch potenziell geeignete Standortgebiete mit Tonsteinvorkommen gibt, wird von verschiedenen Seiten eine intensivere Forschungstätigkeit und ein Nachweis zur bau-

technischen und sicherheitstechnischen Eignung von Tonstein gefordert.

4.1.2. Potenzielle Gefährdungslagen für das Betriebspersonal

Das Betriebspersonal im Bergbau unter Tage ist vielfältigen Gefährdungen ausgesetzt wie beispielsweise durch Nachbrüche des Gebirges, Brände, Wassereinbrüche oder Gasexplosionen, Betriebsmittel- und Fahrzeugunfälle (v. a. im 19. und 20. Jahrhundert) (Hoevels 1941; Lux 2016; Pohl 2005)⁷³. Eine Gefährdung durch Gas kann heute mittels Entgasungsbohrungen reduziert werden, weshalb Schlagwetterexplosionen inzwischen selten sind (Pohl 2005). Aufgrund des Einsatzes neuester Technologien und hoher Sicherheitsstandards im Bergbau in Deutschland sind Unfälle hier eher selten geworden.

Im Kontext der Entsorgung hoch radioaktiver Abfälle gelten besondere Schutzmaßnahmen für das Betriebspersonal, da dieses zusätzlich vor ionisierender Strahlung⁷⁴ geschützt werden muss. Entsprechend dem Bundesamt für Strahlenschutz gelten für beruflich exponierte Personen Grenzwerte von 20 mSv pro Person und Jahr (Strahlenschutzverordnung StrlSchV, § 55). Über ein ganzes Be-

⁷³ Im Salzbergbau kam es in der Vergangenheit immer wieder zu Gasausbrüchen (Explosion/Zertrümmerung), die ausgelöst wurden durch Gaseinschlüsse im Salz, die unter hohem Druck stehen (z. B. „Knistersalz des Werragebietes“ (Pohl 2005, S. 298). Es können auch andere Gase im deutschen Zechstein vorkommen wie z. B. Methan (CH₄), Stickstoff (N₂) oder Schwefelwasserstoff (H₂S). Eine geophysikalische Ortung gasreicher Salze ist bisher nicht gelungen. Diese befinden sich aber häufig in der Nähe von zwischengelagerten Ton-, Anhydrit- oder Basaltschichten (siehe dazu auch Hoevels 1941).

⁷⁴ Ionisierend ist eine Strahlung dann, wenn sie fähig ist, Elektronen von anderen Molekülen oder Atomen herauszulösen und so deren Struktur zu verändern. Daher kann ionisierende Strahlung menschliches Erbgut verändern oder schädigen und so beispielsweise Krebs verursachen (Shrader-Frechette 1993).

rufsleben dürfen nicht mehr als 400 mSv erreicht werden (StrlSchV, § 56)⁷⁵. Hinsichtlich der Strahlungsexposition während der Einlagerung von radioaktiven Abfällen wird daher versucht, die Prozesse weitgehend zu automatisieren und einen möglichst geringen personellen Einsatz einzuplanen (Minimierungsgebot bezüglich Strahlenbelastung).

Zu den nicht intendierten Folgen des Bergbaus unter Tage zählen solche, die während des Auffahrens und des Betriebs des Bergwerks ein mögliches Gefährdungspotenzial für beruflich Involvierte darstellen (z. B. Nachbrüche des Gebirges, Explosionen). Zu den Auswirkungen auf die ortsansässige Bevölkerung zählen hier beispielsweise „Erdfälle“⁷⁶ und Senkungen, die zu Rissen in Gebäuden und Straßen führen können (Pohl 2005, S. 366f). Diese Auswirkungen an der Tagesoberfläche sind Gegenstand des nachfolgenden Kapitels.

4.1.3. Potenzielle Wirkungen auf die Biosphäre

Auch über Tage können bergbaubedingt zahlreiche nachteilige Einwirkungen auf Umwelt und Bevölkerung auftreten, die teilweise zuvor schon angedeutet wurden, nun aber nochmals benannt⁷⁷ und ggf. erläutert werden.

⁷⁵ Bei einer Strahlendosis von 100 mSv pro Jahr gilt inzwischen als gesichert, dass ein erhöhtes Krebsrisiko besteht. Insbesondere radioaktives Iod (Iod-131) konnte als krebserzeugend nachgewiesen werden (Michel et al. 2004). Es gibt noch keine gesicherten Erkenntnisse zu Iod-129, das aufgrund seiner Langlebigkeit für die Endlagerung eine besondere Relevanz aufweist (Streffer et al. 2011, S. 19f). Ionisierende Strahlung als Krebsverursacher nachzuweisen bleibt weiterhin schwierig, da es keine spezifischen Merkmale gibt.

⁷⁶ Ein Erdfall ist ein plötzlicher Einsturz der Geländeoberfläche, verursacht durch unterirdische Hohlräume, z. B. infolge von Lösungsvorgängen im Kalkgestein.

⁷⁷ Diese Nennung erhebt keinen Anspruch auf Vollständigkeit.

Wenn ein Bergwerk neu aufgefahren wird, kommt es zu umfangreichen Veränderungen der oberflächlichen Landschaft durch Abholzung, Verlegung von Wasserläufen, Drainage von Feuchtgebieten, Bodenabtrag, Anlage neuer Straßen und infrastruktureller Einrichtungen wie Gebäude etc. Des Weiteren entstehen neue Wasserläufe, Teiche oder Stauseen, Senkungen, Schiefstellungen oder Hebungen der Oberfläche sowie durch Abraumhalden von Ablagerung von taubem Gestein⁷⁸ oder Aufbereitungsabgängen⁷⁹ Tagebauseen, Schlammteiche und Absetzbecken. Manche dieser Veränderungen sind temporär, andere bleibend (Pohl 2005, S. 366f). Weitere Auswirkungen auf das aquatische bzw. hydrologische Umfeld sind beispielsweise die Wirksamkeit eines Bergwerkes als „Brunnen“ infolge seiner Wirkung auf benachbartes Grundwasser, Heilquellen oder Wasserversorgungsanlagen. Außerdem werden Schwebstoffe, gelöste Stoffe, saure Bergbauwässer (durch verwitternde Sulfide) und belastetes Wasser in Vorfluter abgeleitet⁸⁰. Durch den Abraum und Taubgesteinshalden⁸¹ im Gewinnungsbergbau bestehen grundsätzlich Gefährdungen infolge von physikalischen und chemischen Prozessen. Zu den physikalischen Vorgängen gehören Rutschungen, Schlammströme, Dammbrüche und der Ausbruch feinkörniger Flotationsschlämme aus den Absetzbecken – hierbei ist auch das Freiwerden chemotoxischer Inhaltsstoffe zu berücksichtigen (Pohl 2005, S. 366f).

⁷⁸ Taubes Gestein ist Gestein, das industriell nicht verwertbar ist und daher als Abfall betrachtet wird.

⁷⁹ Aufbereitungsabgänge sind ebenfalls Abfälle (z.B. Stäube), die bei der Aufbereitung des gewonnen Gesteins/der Mineralien (z.B. bei der Verhüttung) anfallen (BMU 2004, S. iif; Jung 2003).

⁸⁰ Siehe hierzu Castilla-Gómez und Herrera-Herbert 2015; Cavalcanti und La Rovere 2011; Wasylcyia-Leis et al. 2014; Pohl 2005.

⁸¹ Diese Auflistung betrifft vor allem den Kohlebergbau.

Chemische Gefährdungen können beispielsweise auch durch Selbstentzündung von pyritreichen Schwarzschiefern und Kohlentonen auftreten. Die Aufhaldung von Abraum kann die Werte von Gamma-Strahlung sowie die Konzentration von Radon in der bodennahen Atmosphäre erhöhen (natürliche Radioaktivität). In der Folge können Stäube verweht werden und Haldensickerwasser kann die Verlagerung von Radionukliden und deren Austrag fördern (Ellenberg 2003). Bei Umwidmung von Gewinnungsbergwerken zu Entsorgungsbergwerken bzw. bei Neuauffahrung kommt es aber in der Regel nicht zu einer derartig umfangreichen Aufhaldung von Abraum (da nicht so viele Hohlräume aufgefahren werden wie bei gewöhnlichem Gewinnungsbergbau), oder wenn, dann zeitlich begrenzt während der Auffahrung und Vorbetriebsphase.

Besonders während der Auffahrung eines Bergwerkes, aber auch während der Betriebsphase kann es zu Staubbelastigung und Erschütterungen durch Sprengungen und durch Schwerlastverkehr, oder bei Nachbrüchen des Gebirges zu Erschütterungen und bergbauinduzierter Seismizität (kleineren Erdbeben) kommen. Grundsätzlich bestehen beim konventionellen Gewinnungsbergbau Unfallrisiken beim Auffahren und dem Betrieb von Bergwerken sowie durch Aufbereitungsanlagen z. B. in Form einer Kontaminierung von Flüssen mit Säuren, Alkalien, organischen Chemikalien, Quecksilber und anderen Stoffen (Pohl 2005, S. 366f).

Neben den oben genannten bergbauinduzierten Wirkungen auf die Biosphäre müssen bei Entsorgungsbergwerken für (hoch)radioaktive Abfälle weitere Einwirkungen in Betracht gezogen werden. Es ist heute noch nicht eindeutig geklärt,

welche Art von Oberflächenanlagen neben den üblichen Infrastrukturanlagen zum Betrieb eines Bergwerkes mit Schachtanlagen, Betriebsgebäuden Werkstätten, etc. tatsächlich gebraucht und welche Risiken diese mit sich bringen werden. Auch wenn es bisher noch keine konkreten Pläne gibt, könnten aber im Falle von Zwischenlagern und Abfallkonditionierungsanlagen beispielsweise die Risiken des Austritts ionisierender Strahlung erhöht sein. Von einer genaueren Betrachtung der Oberflächenanlagen wird an dieser Stelle abgesehen, da es einerseits zu wenige Erfahrungswerte gibt und andererseits die unterirdischen Hohlräume zur Entsorgung radioaktiver Abfälle im Fokus stehen. In jedem Fall wird es aber auch bei einem Entsorgungsbergwerk für radioaktive Abfälle während der Bau- und Betriebsphase zu höheren Belastungen der Biosphäre kommen. Einen Eindruck von Übertageanlagen für ein Endlager für radioaktive Abfälle vermitteln die Anlagen der Waste Isolation Pilot Plant (WIPP) zur Abfallannahme, -prüfung und -behandlung in den USA⁸².

Grundsätzlich gilt bei der Entsorgung von radioaktiven Abfällen, dass verhindert werden muss, dass die Biosphäre durch ionisierende Strahlung belastet wird. In der Umwelt kommen neben natürlicher Strahlung auch regional höhere Strahlungswerte vor, verursacht unter anderem durch die in der Vergangenheit durchgeführten Atombombentests und -abwürfe sowie durch die Unfälle von Kernkraftwerken wie beispielsweise in Tschernobyl oder Fukushima (BfS 2001; Meyer und Wanka 2007; Bauchmüller 2010; Bautz et al. 2013). Die natürliche Strahlendosis⁸³ variiert

⁸² <http://www.wipp.energy.gov/fctshs/wastehandling.pdf>.

⁸³ Die natürliche Strahlungsexposition eines Bürgers liegt in Deutschland im Durchschnitt bei 2,3 mSv pro Jahr. Dafür ist vor allem die Inhalation von Radon mit

je nach Region (z. B. auch aufgrund der Zusammensetzung der Böden) und je nach Lebens- und Konsumgewohnheiten jedes Einzelnen. Sie liegt im Mittel bei 2,3 mSv pro Jahr. Durch das Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit (BMUB) und das Bundesamt für Strahlenschutz (BfS) wurden Grenzwerte für jährliche effektive Dosiswerte pro Person festgelegt, die zusätzlich zu der natürlichen Strahlung maximal auftreten dürfen und die als nicht schädlich eingestuft werden. Dieser Grenzwert liegt für nicht beruflich Exponierte seit dem Jahr 2010 bei 10 Mikrosievert pro Jahr, entsprechend 0,01 mSv⁸⁴ (www.bfs.de; BMU 2010). Bei weniger wahrscheinlichen Entwicklungen in der Nachbetriebsphase fordert das BMU (2010, S. 12) eine maximale zusätzliche Strahlenbelastung durch ein Endlager von 0,1 mSv/a pro Person. Für unwahrscheinliche Entwicklungen wird kein Wert für zumutbare Strahlungsexpositionen festgelegt. Schwach radioaktive Abfälle unterliegen aus pragmatischen Gründen der Freigabe-Regelung und gelten aus Sicht des Strahlenschutzes dann als ungefährlich, wenn sie nur geringe Strahlungswerte (< 0,01 mSv/a) aufweisen (BMU 2001). Aus der Literatur geht nicht hervor, welche Konsequenzen diese Freigaberegulierung für die Biosphäre hat. In Bezug auf die Kapazitäten des geplanten Endlagers für schwach und mittel radioaktive Abfälle,

seinen radioaktiven Folgeprodukten verantwortlich. Weitere Komponenten der natürlichen Strahlungsexposition sind externe kosmische Strahlung durch die Sonne (insbesondere beim Fliegen, siehe hierzu beispielsweise GSF 2007), externe terrestrische Strahlung durch Stoffe im Boden (z. B. Uran, regional sehr verschieden, je nach Vorkommen) und interne Strahlungsexposition durch die Aufnahme radioaktiver Stoffe über die Nahrung und das Trinkwasser. Eine weitere Quelle von Strahlungsexpositionen ist die Medizin (v. a. Röntgendiagnostik) (Streffer et al. 2011, S. 20 und 222ff).

⁸⁴ Dieser Grenzwert bezieht sich nur auf zusätzliche Strahlenbelastung durch wärmeentwickelnde, hoch radioaktive Abfälle.

Schacht Konrad, kann zumindest aus politischer als auch entsorgungstechnischer Sicht eine solche Regelung nachvollzogen werden. Trotzdem besteht weiterhin Ungewissheit darüber, welche Folgewirkungen dauerhaft einwirkende (geringe) zusätzliche Strahlenmengen auf die Umwelt und den menschlichen Organismus haben werden.

Während der Bau- und Betriebsphase eines Endlagers nimmt die Verkehrs- und Lärmbelastung stark zu, wodurch negative Wirkungen auf die Lebensqualität, den Erholungswert der Region, deren Image und deren Ökonomie, beispielsweise im Tourismussektor, erwartet werden können. Zu diesen möglichen sozioökonomischen Folgen gibt es derzeit auch im Schweizer Verfahren der Endlager-suche eine Diskussion, die u. a. durch eine Auftragsstudie des Kantons Schaffhausen eingebracht wurde (Kuster et al. 2010). Auch in anderen internationalen Fallstudien wird auf oben genannte ökologische und sozioökonomische Folgen verwiesen (siehe hierzu Wasylycia-Leis et al. 2014; Cavalcanti und La Rovere 2011; Castilla-Gómez und Herrera-Herbert 2015). Werden hingegen Standorte von Kernkraftwerken und Zwischenlagern betrachtet, so stehen hier positive Wirkungen auf die Regionalentwicklung, insbesondere hinsichtlich der Schaffung von Arbeitsplätzen, im Fokus. Derartige positive Wirkungen sind bei Endlagern zwar nicht auszuschließen, aber aufgrund der langen Zeiträume (Betriebs- bis Nachbetriebsphase) stellt sich die Diskussion ungleich schwieriger dar.

Zusammenfassend können insbesondere während der Bau- und Betriebsphase eines Endlagerbergwerkes Umweltbeeinträchtigungen auftreten in Form von Belästigungen (z. B. durch Staub, Lärm und Verkehr), Erschütterun-

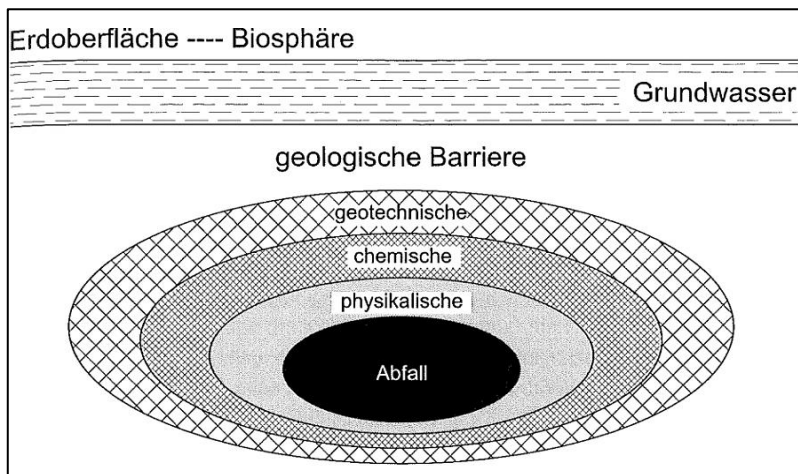
gen und einbruchsinduzierten Erdbeben, Veränderungen des Landschaftsbildes (z. B. Verlegung von Wasserläufen) und durch mögliche Kontaminierungen von Gewässern, Luft und Böden. Damit ist deutlich geworden, dass die Wirkungen auf die Biosphäre sehr komplex sind und zahlreiche Vorkehrungen (meist technischer Art) getroffen werden müssen, um eine größtmögliche Vermeidung von nicht intendierten Folgen oder zumindest eine Minderung ihrer Wirkungen zu erreichen. Im Bundesberggesetz (BBergG) ist festgeschrieben, dass eine Gefährdung Dritter durch den Bergbau ausgeschlossen werden muss und nach der Stilllegung eine Nachnutzung freiwerdender Flächen möglich sein soll.

Im Falle der Entsorgung hoch radioaktiver Abfälle in tiefen geologischen Formationen ist heute Stand von Wissenschaft und Technik, dass ein transparentes und gut organisiertes Störfall-, Aufsichts- und Beteiligungsmanagement benötigt wird. Zur Gewährleistung der technischen Sicherheit sowie dem Ausschluss oder Vorbeugen von potenziellen Gefährdungen dienen natürliche und technische Barrieren (Pohl 2005). Aus diesem Grund werden im nachfolgenden Kapitel ausführlich die verschiedenen Maßnahmen zur Isolation chemotoxischer Abfälle und insbesondere von Radionukliden im Kontext der Entsorgung hoch radioaktiver Abfälle diskutiert.

4.1.4. Vorkehrungen zum Schutz von Mensch und Umwelt im Kontext der Entsorgung radioaktiver Abfälle in tiefen geologischen Formationen – Multibarrierenkonzept

Der Aspekt der Isolation radioaktiver Abfälle in tiefergeologischen Systemen steht in diesem Kapitel im Vordergrund. Begegnet wird diesem hohen Schutzziel mit dem Stichwort Multibarrierenkonzept (siehe Abb. 20), das den technischen Eingriff in das natürliche geologische System und die damit einhergehenden Veränderungen beim Auffahren und während des Betriebes von Entsorgungsbergwerken berücksichtigt. Das Multibarrierenkonzept besteht demnach aus einer Kombination von technischen/geotechnischen, also den sogenannten künstlichen Barrieren, sowie den geologischen und damit den natürlichen Barrieren. Multibarrierenkonzept meint somit „[...] die gleichzeitige Vorhaltung mehrerer dauerhaft wirksamer Barrieren gegen einen Schadstoffaustritt [...], so daß bei zwar unerwartetem, aber grundsätzlich nicht auszuschließendem Versagen einer Barriere andere Barrieren zur Schadstoffrückhaltung zur Verfügung stehen“ (Lux 1992, S. 177). Bei der Entsorgung hoch radioaktiver Abfälle gilt das Prinzip der Sicherheit von Mensch und Umwelt für eine Million Jahre, das dann durch das auch zeitlich gestaffelte Zusammenwirken von technischen/geotechnischen und geologischen Barrieren zu gewährleisten ist (AkEnd 2002; Grunwald und Hocke 2006a). Zur Gewährleistung der Einhaltung der Schutzziele über derart lange Zeiträume wird dem Wirtsgestein als natürlicher Barriere die zentrale Bedeutung beigemessen.

Abb. 20: Schematische Darstellung eines Multibarrierenkonzeptes*



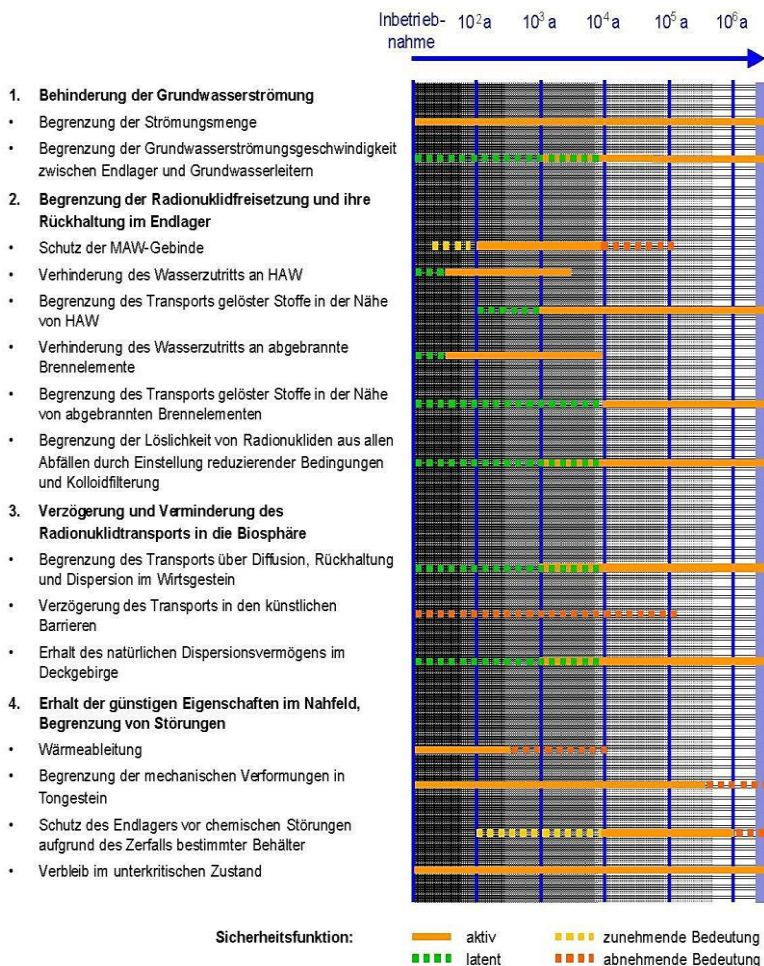
Quelle: Pohl 2005, S. 373.

- * Das Multibarrierenkonzept dient dem Schutz der Biosphäre und des Grundwassers vor radiotoxischen Abfallstoffen. Die geologische Barriere (Wirtsgestein und Deckgebirge) wird durch weitere (geo)technische Barrieren unterstützt. Zur chemischen Barriere gehören Maßnahmen, die beispielsweise den pH-Wert von zutretenden Wässern dahingehend beeinflusst, dass die Löslichkeit von radiotoxischen Stoffen verringert wird. Zu den physikalischen Barrieren gehören beispielsweise die Behälter, die den Zutritt von Wässern behindern und gleichzeitig den Austritt radiotoxischer Stoffe verhindern (Pohl 2005, S. 373).

Wirtsgesteine zeigen Unterschiede in ihrer Reaktion auf technogene Eingriffe. Mit technogenen Eingriffen sind erstens die Erstellung von Schächten und Strecken bzw. Ablagerungskammern während der Errichtungsphase

gemeint (mechanische Eingriffe), zweitens der Einfluss von Wärmeentwicklung durch die eingelagerten radioaktiven Abfälle (thermische Einwirkungen) sowie drittens eine Veränderung der chemischen Bedingungen durch das Einbringen von Fremdmaterial in das Geosystem (Kanister, Abfall, Puffermaterial, Verschlussmaterial, etc.), z. B. Gasbildung (Streffler et al. 2011, S. 168f). Die technischen und geotechnischen bzw. künstlichen Barrieren im Multi-barrierenkonzept in Form von Behältern und von Strecken- bzw. Schachtverschlussbauwerken sollen dazu dienen, die Schutzfunktion zeitlich begrenzt zu übernehmen, bis auch im Bereich der Schächte und Strecken, die die geologische Barriere perforieren, durch den Versatz mit möglichst arteigenen Materialien die geologische Barriere wieder weitestgehend hergestellt ist und somit dann maßgeblich die Schutzfunktion übernehmen kann (siehe hierzu auch BMU 2010). Die Barrierefunktion des Wirtsgesteins wird zunächst nicht in Anspruch genommen bzw. ist nur latent vorhanden und gewinnt in dieser Funktion erst an Bedeutung, *„nachdem Behälter undicht geworden sind“* (Brasser und Droste et al. 2008, S. 35) (siehe Abb. 21). In den Sicherheitsanforderungen des BMU (2010, S. 18) wird ausdrücklich gefordert, dass die Sicherheit des Endlagers durch ein gestaffeltes Barriersystem zu erfüllen ist, so dass die Sicherheitsfunktion passiv und wartungsfrei erfüllt werden kann – selbst dann, wenn einzelne Barrieren nicht ihre Funktion in Gänze erfüllen sollten. Geologische Barrieren und geotechnische Barrieren in Form von Abdichtungsbauwerken haben allerdings auch noch eine weitere zentrale Funktion: Sie müssen Grundwasserzutritte in das Entsorgungsbergwerk und damit sein Absaufen verhindern (Lux 2016).

Abb. 21: Zusammenwirken verschiedener Sicherheitsfunktionen der Teilsysteme eines Endlagers



Quelle: Brasser et al. 2008, S. 36.

Im Folgenden werden die verschiedenen Barrieren, unterteilt in künstliche und natürliche Barrieren, vorgestellt. Zunächst werden künstliche, d. h. technische Barrieren diskutiert, da diese im Sicherheitskonzept solange die Migration von Radionukliden verhindern müssen, bis die Barriereeigenschaften der geologischen (natürlichen) Barriere wieder ausreichend greifen.

4.1.4.1 Die künstlichen (technischen und geotechnischen) Barrieren

Bei den künstlichen Barrieren werden technische und geotechnische Barrieren unterschieden. Während technischen Barrieren für sich allein eine Schadstoffmobilisierung und -migration verhindern, erreichen geotechnische Barrieren vornehmlich in Form von Versatzmaterial sowie Strecken- und Schachtverschlussbauwerken ihre vollständige abdichtende Wirksamkeit in Verbindung mit dem umgebenden Gebirge. Dabei gilt sowohl für technische wie auch für geotechnische Barrieren als Konstruktionsprinzip, dass technische und geotechnische Barrieren so einfach wie möglich gehalten werden und in jedem Fall chemisch mit den natürlichen Bedingungen kompatibel und funktional komplementär sein müssen (Nuclear Energy Agency 1999, S. 19).

Bezogen auf den abzulagernden Abfall sind die ersten technischen Barrieren die Konditionierung des Abfalls und die Verpackung, wobei die Abfallkonditionierung der Verpackung vorausgeht und auf sie abgestimmt ist, um eine möglichst geringe Reaktivität und Mobilität der umweltgefährdenden Schadstoffe zu erreichen. Zur Konditionierung des Abfalls zählen beispielsweise die „Veraschung“ oder

die „Verglasung“, sodass bei Durchführung einer derartigen Konditionierung keine organischen Abfälle und keine Flüssigkeiten⁸⁵ abgelagert werden. Danach erfolgt die Verpackung des Abfalls in entsprechende Behältnisse (je nach Abfallart unterschiedlich, z. B. Big-Bags oder Stahl-/Kupferbehälter) (Pusch 2008, S. 229; DBETEC 2011, S. 132). Die Hauptfunktion von Abfallbehältern (z. B. in Deutschland Castor-Behälter für den Transport und Pollux-Behälter für die Ablagerung), liegt neben dem Arbeits- und Gesundheitsschutz während der Betriebsphase mit Transport, Einlagerung und Resthohlraumversatz darin, während der ersten 500 Jahre nach Verschluss des Tiefenlagers eine grundsätzliche Bergbarkeit der Abfälle zu ermöglichen (BMU 2010). Eine weitere Funktion ist die der Reduktion der Strahlungsintensität auf das nähere Umfeld und damit eine geringere Produktion von Wasserstoff⁸⁶, wodurch das Oxidationsvermögen von Wasser geringer gehalten werden kann (Savage 1995, S. 43f). Sowohl die Brennstoffmatrix als auch die Glasmatrix haben eine erste Barrierewirkung, die zusätzlich durch die Wandstärke der Behälter, in die die Glaskokillen oder Brennelemente eingesetzt werden, verstärkt wird (Brasser und Droste et al. 2008, S. 41f). Grundsätzlich werden zwei Entwicklungslinien von Behältertypen verfolgt: ein sehr dickwandiger Stahlbehälter, der langsam korrodiert, oder ein dünnerer

⁸⁵ Flüssigkeiten besitzen den Nachteil, dass sie mobiler sind und daher bei Beschädigung einer Barriere die Gefahr eines potenziellen Austritts und Wanderung von Radionukliden wesentlich höher ist.

⁸⁶ Ionisierende Strahlung kann zu Veränderungen der chemischen Umwelt führen. Alpha-, Beta-, Gamma- und Neutronenstrahlung wird beim Zerfall radioaktiver Abfälle produziert. Alpha- und Betastrahlung ist nicht so durchdringend und kann daher die nähere Umwelt nicht verändern; Gamma und Neutronenstrahlung hingegen schon, wird jedoch als vernachlässigbar eingestuft, da die Energien so gering sind. Ein Effekt ist jedoch, dass molekularer Wasserstoff (H₂) entsteht und so dazu führt, dass Wasser ein höheres Oxidationsvermögen aufweist.

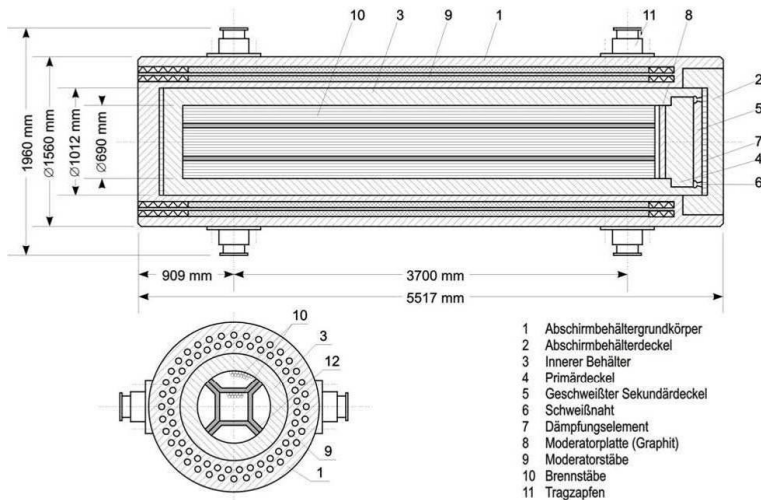
korrosionsbeständiger Behälter aus beispielsweise Titan oder Kupfer (Savage 1995, S. 43f; Hassel et al. 2014). Zu den mechanischen Eigenschaften gehören die Stärke und Stabilität der Behälter. Zu den chemischen Eigenschaften – in Endlagerkonzepten mit sehr wahrscheinlichem Zutritt von Wasser bedeutsam, z. B. in Schweden – gehören das Aufrechterhalten eines hohen pH-Wertes als Puffermaterial gegenüber der Korrosionsanfälligkeit von Endlagerbehältern (diese zu verzögern), sodass der Kontakt zu den Abfällen erst spät erfolgt und damit eine geringe Wasserlöslichkeit auch für langlebige Radionuklide gewährleistet wird (Savage 1995, S. 40f; Geckeis et al. 2012, S. 282ff).

Im deutschen Endlagerkonzept wurden bisher spezielle Behälter aus Gusseisen, die sog. CASTOR-Behälter, zum übertägigen Transport und ggf. zur Streckenlagerung und die POLLUX-Behälter zur Streckeneinlagerung entwickelt, wobei in diesem Fall noch eine Umverpackung der derzeit zwischengelagerten Abfälle aus den CASTOR-Behältern in die POLLUX-Behälter vor der Einlagerung erforderlich wird. POLLUX-10-Behälter setzen sich zusammen aus einem Innen- und Außenbehälter (siehe Abb. 22). Der Innenbehälter besteht aus Feinkornbaustahl (160 mm Dicke) und weist ein doppeltes Deckelsystem auf, d. h. ein geschraubter Primärdeckel und ein verschweißter Sekundärdeckel, um zuverlässig die geforderte Dichtheit zu erreichen. Der Innenraum des Behälters ist in fünf Kammern unterteilt, in die je eine Brennstabbüchse mit Brennstäben von zwei Brennelementen (BE) aus Druckwasserreaktoren (DWR) oder sechs Brennelementen aus Siedewasserreaktoren (SWR) eingesetzt werden können. Der äußere Ab-

schirmbehälter ist aus Sphäroguss⁸⁷ hergestellt und hat eine Wandstärke von 270 mm. Der äußere Behälter wird nur noch mit einem Schraubdeckel verschlossen, da er keine Dichtfunktion übernehmen soll. Um die Neutronendosisleistung zu verringern, sind Stäbe aus Polyethylen im Mantel der Behälter eingesetzt. Es wird davon ausgegangen, dass mit diesem Konstruktionsprinzip eine Handhabbarkeit der Behälter von 500 Jahren sichergestellt werden kann (DBETEC 2011, S. 14; Hassel et al. 2014).

⁸⁷ Sphäroguss, auch Grauguss genannt, ist ein spezielles Gusseisen, in das Kugelgraphit eingelagert ist, wodurch das Material besonders robust und korrosionsbeständig wird.

Abb. 22: Darstellung eines Pollux 10-Behälters



Quelle: DBETEC 2011, S. 16.

Das Endlagerkonzept für Gorleben der DBETEC (2011) sieht verschiedene Varianten der Einlagerung vor und zwar erstens die Lagerung in Strecken und Kammern in POLLUX- oder möglicherweise auch CASTOR-Behältern und zweitens die Bohrlochlagerung von sogenannten Brennstabkokillen. Die Einlagerung radioaktiver Abfälle in Bohrlochern gilt als eine Variante v. a. für plutoniumhaltige Abfälle. Der Vorteil der Bohrlochlagerung wird vor allem in der Einlagerung in größerer Tiefe und, aufgrund der höheren Wärmeleitfähigkeit der dünnwandigeren BSK-3-Behälter, dem schnelleren Einschließen der Abfälle im Salzgebirge gesehen (Streffer et al. 2011, S. 176f). Beide Behälterkonzepte (POLLUX- und BSK-3-Behälter) müssen

ggf. modifiziert werden (standortspezifisch und nach Wirtsgestein sowie bezüglich der Gewährleistung der Option der Rückholbarkeit). Bei der Bohrlochlagerung besteht weitergehender Forschungsbedarf, v. a. hinsichtlich der Strahlungsexposition des Betriebspersonals aufgrund der höheren Strahlungsemission aus den relativ dünnwandigen Behältern und in Bezug auf die erschwerte bzw. nicht mögliche Rückholbarkeit (Feiveson et al. 2011, S. 11 und 130; Bollingerfehr et al. 2012, S. 119ff).

In Schweden ist die Entsorgung in kristallinem Gestein vorgesehen, weshalb hier die Behälter anderen Bedingungen ausgesetzt sind und deshalb anderen Anforderungen gerecht werden müssen. Da kristallines Gestein sehr häufig Klüfte und Störungszonen aufweist, soll zunächst das Eindringen von Wasser in das Endlager reduziert werden, zum Beispiel durch die Vermeidung des Anfahrens von wasserführenden Störungszonen im Einlagerungsbereich und durch die Injektion von Klüften (engl. grouting) (Pusch 2008, S. 175). Weiterhin ist vorgesehen, die Abfallbehälter in vertikale oder horizontale Bohrlöcher einzulagern und die verbleibenden Resthohlräume mit Bentonit zu versehen (Lux 2016). Da Bentonit somit als Abdichtungs- und Verschlussmaterial bei einem Endlager in Kristallingestein eine zentrale Rolle erhält und auch in direktem Kontakt mit den Behältern steht, ist insbesondere die Wechselwirkung zwischen Behältermaterialien und der Bentonitummantelung von Interesse. Im schwedischen Endlagerkonzept werden daher das Korrosionsverhalten verschiedener Behältermaterialien und deren Einfluss auf mögliche Veränderungen des Bentonits diskutiert. Erste Forschungsergebnisse weisen darauf hin, dass Kupfer nur

unter sehr sauren Bedingungen korrodiert und daher eine wesentlich geringere Wirkung auf Bentonit hat als beispielsweise Eisen- und Stahlbehälter. Daher werden im schwedischen Endlagerkonzept Kupferbehälter bevorzugt. Neueste Forschungsergebnisse zur Kupferkorrosion (siehe hierzu Andersson 2013; Kåberger und Swahn 2015) zeigen jedoch wissenschaftliche Kontroversen auf, sodass auch im schwedischen Endlagerkonzept eine Überprüfung des Behältermaterials hinsichtlich des Korrosionsverhaltens stattfindet.

Die zweite wichtige technische bzw. geotechnische Barriere im Endlagerbergwerk sind die Abdichtungsmaßnahmen, insbesondere die Strecken- und Schachtverschlussbauwerke sowie der Resthohlraum- und Streckenversatz. Zu diesen geotechnischen Barrieren gehört auch die Umhüllung der Abfallbehälter mit Bentonit (z. B. im schwedischen Konzept). Diese geotechnischen Barrieren sind in Abhängigkeit des Wirtsgesteins und der hydrologischen und geochemischen Charakteristika des Gesamtsystems vorzusehen (vgl. Lux 1992; Pohl 2005). Verschlussbauwerke sollen so konzipiert werden, dass aus den Behältern freigesetzte Radionuklide beispielsweise nicht durch die Auflockerungszone migrieren können, d. h. hier soll auf eine ausreichende mechanische Festigkeit zur Begrenzung der Gebirgsentfestigung geachtet sowie eine zeitnahe Verheilung der Auflockerungszone erreicht werden – im Tonsteingebirge beispielsweise durch quellfähige Materialien, im Steinsalz durch die konvergenzbedingte Versatzkompaktion und dem dadurch bedingten Stützdruckaufkommen (vgl. Brasser und Droste et al. 2008, S. 48; Lux 2016). Insbesondere bei der Entsorgung radioaktiver Abfälle ist der Versatz Teil der geotechnischen Barriere

re, die die Funktion der geologischen Barriere schneller wiederherstellen soll, indem Hohlräume verfüllt und Folgen der Auffahrung und des Betriebs (z. B. Auflockerung des Gesteins) abgemindert werden sollen. Gleichzeitig wird durch den Versatz bei der Entsorgung radioaktiver Abfälle die Strahlungsexposition des Betriebspersonals verringert, da die von den Abfällen ausgehende Gamma- und Neutronenstrahlung abgeschirmt wird. Zudem wird die Zugänglichkeit zu den endgelagerten Abfällen erschwert (vgl. Brasser und Droste et al. 2008, S. 48).

In Steinsalz dient die Langzeitabdichtung mittels Verschlussbauwerken vor allem dazu, das Bergwerk vor eindringendem Wasser durch die Schächte zu bewahren (Pusch 2006, S. 65-67). Im Kristallgebirge ist es Aufgabe des Bentonit-Ton-Puffers rund um die Behälter u. a. auch kleinsten Mikropartikeln, die Transurane transportieren können, den Weg nach außen zu verschließen (Feiveson et al. 2011; Geckeis et al. 2012). Intensive Korrosionsprozesse könnten allerdings den pH-Wert des Porenwassers im Bentonit alkalisch werden lassen, was dazu führen kann, dass sich Smectite im Bentonit verändern (GRS 2012, S. 55f). Es hat sich gezeigt, dass die Herkunft des Bentonits und damit dessen unterschiedliche Zusammensetzung großen Einfluss auf sein geochemisches Verhalten haben (GRS 2012, S. 57). Damit wird deutlich, dass umfangreiche Untersuchungen zu den Wechselwirkungen zwischen einerseits den technisch eingebrachten Materialien untereinander und andererseits diesen Materialien und dem Wirtsgestein unabdingbar sind, um Aussagen über die zukünftige Entwicklung der Abdichtungsmaterialien und ihrer Funktionalität treffen zu können. Zu

weiteren technischen Neuentwicklungen, die die Sicherheit eines Endlagers positiv beeinflussen sollen, gehört beispielsweise auch die Entwicklung eines spezifischen porösen Zementverfüllmaterials in kristallinem Gestein, das dazu dienen soll, eindringendes Grundwasser mit einem hohen pH-Wert zu versehen, um so eine geringe Lösungs-fähigkeit und gleichzeitig eine hohe Sorption von Radionukliden zu erreichen sowie das freie Entweichen von Gasen, die während des Korrosionsprozesses entstehen, zu ermöglichen (NEA 1999, S. 53).

Ergänzt werden die technischen und geotechnischen Barriere-Optionen durch weitere organisatorische und technische Maßnahmen hinsichtlich spezifischer Bergtechnik, Einlagerungsverfahren, Überwachungs- und Kontrollmaßnahmen, um eine möglichst sichere Entsorgung radioaktiver Abfälle zu gewährleisten und Rückholungs-/Bergungsoptionen ggf. zu ermöglichen (Lux 1992, S. 177).

4.1.4.2 Die natürlichen (geologischen) Barrieren

Die wichtigste Barriere eines in tiefen geologischen Formationen angeordneten Entsorgungsbergwerkes gegenüber Radionuklidfreisetzung ist die geologische Barriere. Dazu gehören das Wirtsgestein mit dem einschlusswirksamen Gebirgsbereich, das Deckgebirge mit gering durchlässigen Formationen sowie die Entfernung zu oberflächennahen wasserführenden Schichten und das Schadstoffrückhaltevermögen, folglich also die geohydraulische und die geomechanische Gesamtsituation (vgl. Lux 1992, S. 177f; Pohl 2005, S. 372f). Künstliche Barrieren können mitunter nur für eine begrenzte Zeit die erforderliche Funktionalität

aufweisen, sodass die geologische Barriere zusammen mit dem Strecken- und Schachtversatz aus möglichst arteigenem Material die eigentlich ausschlaggebende Barriere zur Gewährleistung der Langzeitsicherheit ist. Die geologische Barriere hat Einfluss auf die geohydraulischen und geomechanischen Prozesse sowie die technischen Systeme der Einlagerung (vgl. Lux 1992, S. 177ff). Hieraus folgt, dass das gesamte Endlagersystem betrachtet werden muss, also das Zusammenspiel zwischen (geo)technischen und geologischen Barrieren. Der Bereich im Wirtsgestein und Barrierengebirge, der durch dieses Zusammenwirken in einem Endlagersystem geprägt ist und die Radionuklidrückhaltung in dem geforderten Maß entsprechend BMU (2010) gewährleisten soll, wird als einschlusswirksamer Gebirgsbereich bezeichnet (siehe Abb. 12).

Entsorgungsbergwerke werden hinsichtlich der Gewährleistung der Sicherheit aufgrund der geologischen Gesamtsituation und dem erwartbaren Zusammenwirken von technischen, geotechnischen und natürlichen Barrieren beurteilt. Zur Darlegung der Langzeitsicherheit müssen Langzeitsicherheitsnachweise⁸⁸ geführt werden.

⁸⁸ Bevor ein Entsorgungsbergwerk eingerichtet werden kann, muss ein Nachweis zur Existenz einer geologischen Barriere in ihrer räumlichen Ausdehnung erfolgen, und zwar in Bezug auf ihre Qualität und Unversehrtheit. Sodann muss der Nachweis erbracht werden, dass trotz des technischen Eingriffs die Barrierequalität erhalten werden kann sowie dass die Rückbildung der durch den technischen Eingriff erfolgten Schwächung der natürlichen Barrierequalität durch geeignete technische Maßnahmen, die den ungestörten ursprünglichen Zustand rekonstituieren müssen, wiederhergestellt werden kann (vgl. Lux 1992). Drei Sicherheitskonzepte können nach Bollingerfehr et al. (2013) identifiziert werden: erstens der schnelle und dichte Einschluss der Behälter im einschlusswirksamen Gebirge, zweitens das intakte, ungestörte einschlusswirksame Gebirge und drittens der Ausschluss von Kritikalität. Ein offenes System (wie beispielsweise ein Endlager und seine Umgebung) kann jedoch nicht in Gänze beschrieben werden und wird von natürlichen und menschlichen Faktoren beeinflusst (Nuclear Energy Agency 1999, S. 19f). Es bleiben demnach immer Ungewissheiten bestehen, da es sich in jedem Fall um einen Prototyp

Geologische Barrieren müssen je nach Gefährlichkeit der Abfälle unterschiedliche Anforderungen erfüllen. Bei der Entsorgung hoch radioaktiver Abfälle sollten eine möglichst große Mächtigkeit und Homogenität des Wirtsgesteins vorhanden sein sowie ein absoluter Schutz vor dem Zutritt von zirkulierendem, mit oberflächennahen Grundwässern in Verbindung stehendem Tiefenwasser (Lux 1992; Thein 1992). Derartige Bedingungen finden sich beispielsweise nach Stand der Diskussion in mächtigen Halititen⁸⁹ (Gorleben, Carlsbad/New Mexico), in Tonsteinserien (Schacht Konrad) oder auch in ungestörten Granitgesteinen (Äspö/Schweden). Je nach Wirtsgesteinstyp mit seinen spezifischen geologischen Verhältnissen und Barriereigenschaften muss das Endlagerkonzept ausgerichtet sein. Die technischen Barrieren müssen entsprechend optimiert werden. Insbesondere können die Gesteinsformationen sehr unterschiedlich sein und damit auch die geohydrochemischen Situationen. In kristallinen Gesteinen wie Granit kann z. B. Wasser über Jahrhunderte oder Jahrtausende hinweg in Gesteinsspalten eingeschlossen sein, sodass die Sauerstoffmoleküle ihre Reaktion mit dem Gestein abgeschlossen haben und somit kein freier Sauerstoff mehr vorhanden ist. Actinide (radioaktive Metalle) weisen in diesem Fall eine geringe geochemische Mobilität auf (Feiveson et al. 2011). Dringt jedoch junges Oberflächenwasser mit einem hohen Anteil an freien Sauerstoffmoleküle und damit einer hohen Reaktionsfähigkeit ein, dann ist die geochemische Mobilität hoch (vgl. Geckeis et al. 2012, S. 282ff). Der bisherige Standortvor-

handelt, der nicht in seiner gesamten Funktion und erst recht nicht über den langen Zeitraum, für den ein solches System im Hinblick auf seine Funktionalität ausgelegt werden muss, getestet werden kann.

⁸⁹ Andere Bezeichnung für Steinsalz.

schlag in den USA in den Yucca Mountains (350 m unterhalb der Tagesoberfläche⁹⁰) befindet sich oberhalb des Grundwasserspiegels. Das bedeutet, dass Kontakt zu sauerstoffreichem Wasser besteht und die Mobilität der Transurane in einem erhöhten Maße gegeben ist (Feiveson et al. 2011, S. 11; McKinley et al. 2008).

Thein (1992) postuliert, dass vor allem Tonstein- und Salzgesteinsformationen des Zechsteins sowie mächtige Mergelgesteine der Oberkreide und des Tertiär geeignete geohydraulische Barrieren gegenüber möglichen Schadstoffzirkulationen bilden. Tongestein hat den Vorteil, dass sich Wasser aufgrund der geringfügigen hydraulischen Leitfähigkeit nur sehr langsam durch diese Formationen hindurchbewegen kann; außerdem gibt es in dem fossilen Porenwasser so gut wie keinen freien Sauerstoff. Zudem weist Tongestein eine hohe Sorptionskapazität auf und kann so Kolloide⁹¹, an die sich Actinide festgesetzt haben, herausfiltern (Geckeis et al. 2012, S. 290f). Dieser Prozess führt zu einer sehr eingeschränkten Mobilität von Actiniden, d. h. die Transportwege erreichen nur wenige Zentimeter bis Meter vor deren Zerfall (Feiveson et al. 2011, S. 133). Das französische Endlagerkonzept der ANDRA basiert auf Tongestein als Wirtsgestein, wie in Kapitel 2.2 schon ausgeführt wurde (Delay et al. 2008, S. 98ff). Hier erfolgt eine strenge Unterteilung des Endlagers in Lagerteilbereiche nach Abfallkategorien. Diese Endlager-

⁹⁰ Die geologische und hydrologische Gesamtsituation der Yucca Mountains sowie das Endlagerkonzept in den Yucca Mountains werden von Carr und Yount (1988) und Hanks et al. (1999) dargestellt.

⁹¹ Kolloide sind kleine Teilchen (Festkörper), die innerhalb eines Mediums (Festkörper, Flüssigkeit oder Gas) fein verteilt vorliegen. Siehe hierzu beispielsweise den Abschnitt zu Kolloiden in Geckeis et al. (2012).

struktur dient dazu, Interaktionen zwischen den Abfällen der verschiedenen Abfallkategorien zu vermeiden. Die maximale Temperatur sollte in Tongestein 90 °C nicht überschreiten, um zu vermeiden, dass sich seine Rückhaltefunktion verändert. Nach Einlagerung der Abfälle sollen die Kammern, Strecken und Schächte des Endlagers mit einem speziellen quellfähigen Ton versetzt bzw. verschlossen werden. Diese Tonbarrieren dienen dazu, langfristig jegliches Eindringen von formationsfremdem Grundwasser zu verhindern und die sehr geringe primäre Permeabilität des Wirtsgesteins wiederherzustellen. Die Resthohlräume des Endlagers werden auch deshalb versetzt, um die mechanische Integrität der geologischen Barriere so weit wie möglich zu bewahren (Delay et al. 2008, S. 99ff; Lux 2016) (siehe auch Kapitel 2).

Die Vorteile von Salzgestein als geologische Barriere sind schon erwähnt worden, nämlich insbesondere seine geogene Impermeabilität⁹² unter Gebirgsdruck und die Abwesenheit von vernetzten Wegsamkeiten mit Porenwasser, aber auch die grundsätzliche Fähigkeit zur Isolation der Abfälle von der Hydro- und Biosphäre durch das konvergenzbedingte Zuwachsen verbleibender Hohlräume nach Einlagerung (Lux 1992, S. 173 und 174; Pusch 2008, S. 13). Eindringende Grundwässer werden nach kurzen Fließwegen relativ schnell mit NaCl aufgesättigt und verlieren dadurch weitgehend ihre Lösefähigkeit gegenüber Steinsalz. Weiteres Auflösen von Gestein ist dann nur noch möglich, wenn NaCl-Laugen auf leichter lösliche K- und Mg-Salze treffen. Durch weiteres Durchsickern und damit

⁹² So bleiben beispielsweise Öl, Gas und Laugen über Jahrtausende im Salz eingeschlossen (Pohl 2005, S. 319).

weiteres Lösen von NaCl werden auch diese Salzlösungen wiederum gesättigt und deren Mobilität sinkt erneut auf Null (Pohl 2005, S. 319).

Die Barrierefunktion des Salzgesteins kann jedoch dann durch Grundwasser beeinträchtigt werden, wenn ungesättigte Lösungen kontinuierlich und/oder in größeren Mengen eindringen – entweder auf mechanisch induzierten Wegsamkeiten oder infolge von Infiltrationsprozessen, bei denen auftretende Lösungsdrücke größer sind als die vorhandenen, durch Errichtung und Betrieb des Entsorgungswerkes induzierten sekundären Gebirgsspannungen.

Die Isolationswirkung des Salzgebirges gegenüber Radionuklidmobilisierung ist auch von dem Strukturbau der Salzlagerstätte abhängig, z. B. können Anhydritzwischenlagen und Anhydritblockstrukturen unter mechanischer und thermischer Einwirkung die Ausbildung sekundärer Wegsamkeiten begünstigen (Anhydritszenario) (Lux 2016); daher ist als Endlagerstandort ein besonders homogenes Steinsalzgebirge zu bevorzugen. Eine sichere Einlagerung radioaktiver Abfälle kann aus diesem Grund nur mit einem genügend weit entfernten Abstand zu solchen Anhydritformationen (zerrissene Anhydritblöcke) gewährleistet werden. Gleichfalls sind bestimmte Abstände zu Kaliflözen einzuhalten, um eine Kristallwasserfreisetzung auszuschließen.

Zeitlich eng begrenzte geologische Ereignisse wie z. B. Störungstektonik oder tertiärer Vulkanismus sowie plastische Deformationen unter Fluiddruck- oder Temperaturpotenzialen können möglicherweise auch nur vorübergehend zu einer Durchlässigkeit des Salzgesteins geführt haben

(Pohl 2005, S. 319f) (siehe auch Kapitel 4.1.1). Daher hat hier die zukünftige geotektonische Stabilität der Salzlagerstätten eine besondere Bedeutung. Für die Errichtung eines Endlagerbergwerkes sollten deswegen nur Salzstöcke in Frage kommen, deren Aufstiegsrate derzeit nahe bei Null liegt, in Verbindung mit einer belegbaren Annahme zu den Aufstiegsverhältnissen während der jüngeren geologischen Vergangenheit (seit dem Jungtertiär). Außerdem muss eine hydrologische Stabilität nachgewiesen werden, d. h. eine fehlende signifikante Ablaugung in der Gegenwart und in der jüngsten geologischen Vergangenheit (Gipshut und hydrologische Situation) (Lux 1992) (siehe auch Kapitel 4.1.1).

Die minimalen Voraussetzungen an die hydrogeochemischen Verhältnisse zur Minimierung der Migration von Radionukliden sind im Fall von kristallinem und sedimentärem Gestein (Granit, Tonstein) (Lux 1992; Savage 1995; Thein 1992):

- ein mäßig reduzierendes Milieu⁹³,
- nur gesättigte Formationswässer, sodass die Radionuklidwanderung verhindert wird und nicht durch Diffusionsprozesse möglich ist (z. B. in Tonstein) (Savage 1995, S. 58f),
- kein Wasserzutritt oder nur begrenzt und keinesfalls rasch absinkende, sauerstoffbeladene meteorische Wässer sowie
- keine tektonisch gestörten Bereiche wegen der Gefahr der Oxidation bis in große Tiefen.

⁹³ Die Löslichkeit vieler Radionuklide ist extrem gering unter Bedingungen eines geringen Eh-Wertes (Redoxpotenzial) und eines hohen pH-Wertes (Savage 1995, S. 58f).

Falls Porenwasser im Gestein enthalten ist, so sollte es nur sehr geringe Mengen an freien Sauerstoffmolekülen aufweisen und das Gestein sollte die Sorption von Radionukliden an mineralischen Oberflächen begünstigen (Feiveson et al. 2011, S. 130f). Diese Forderung gilt insbesondere für die Radionuklide Cäsium-135 und Technetium-99, da diese wasserlöslich sind. Hier gilt es zu gewährleisten, dass eine relativ sauerstoffarme/-freie Lagerumgebung existiert, da diese Umgebung die Löslichkeit und Mobilität von Transuranen erheblich reduziert. Entsprechende Konditionen sind vor allem in tiefen Granit- und in Tongesteinen vorzufinden (Feiveson et al. 2011, S. 11). Indem lange und vor allem sehr verzögerte Fließ- und Migrationsmechanismen wirken, kann eine Freisetzung von Radionukliden bis in die Biosphäre verhindert werden (Savage 1995, S. 58f). Außerdem ist die Löslichkeit vieler Radionuklide unter bestimmten geochemischen Bedingungen wie z. B. bei einem geringen Eh-Wert und einem hohen pH-Wert extrem gering. Daher können geologische Formationen auch nach ihren geochemischen Eigenschaften kategorisiert werden (Savage 1995, S. 58f; McKinley et al. 2008, S. 56f; Geckeis et al. 2012, S. 287f)⁹⁴.

Pusch (2006, S. 65f) benennt zwei seines Erachtens unge löste Fragestellungen, die eine Einlagerung von hoch radioaktiven Abfällen im Salzgestein nicht als erste Option erscheinen lassen:

⁹⁴ Erstens Gesteine, die aktiv einen geringen Eh-Wert herstellen, aufgrund der Abwesenheit von Fe (z. B. Basalt und manche Granittypen). Zweitens Gesteine, die die Porenwasserchemie moderat beeinflussen (neutrale oder leicht alkalische pH-Werte und leicht reduzierende Eh-Werte), wie z. B. Ton und manche Typen von Granit. Drittens Gesteine, die den pH- und den Eh-Wert in keiner Weise beeinflussen (z. B. Salzgesteine) (Savage 1995, S. 58f).

1. die Gasproduktion des mit Lösung gesättigten Abfalls, der extrem hohen Druck erzeugen und so ein Aufsteigen der Gase bewirken kann, sodass hoch kontaminierte Salzlösung nach oben dringen kann (Pusch 2006, S. 65f),
2. die hohen Kriechraten des Salzgesteins, die dazu führen, dass die in den Ablagerungskammern vom Versatzmaterial umgebenen Abfallbehälter nach ca. 50 bis 100 Jahren konvergenzbedingt nicht mehr rückholbar/bergbar sind, auch weil schwere Objekte in das Salz einsinken und somit ihre Position verändern (Pusch 2006, S. 65f).

Diesen Argumenten entgegen steht auf der einen Seite, dass die Gasbildung in Verbindung mit der Konvergenz zur druckgetriebenen Infiltration von Gas in das zunächst zwar impermeable Salinargebirge führt, das Salzgebirge aber auch als semipermeable Barriere wirkt, die zwar das Gas ein- und durchdringen lässt, aber ein Wasserzutritt von außen nicht möglich ist, da sie sich bei abnehmendem Gasdruck wieder verschließt (Lux 2016). Auf der anderen Seite ist der zeitnahe Einschluss der Abfallbehälter im Salinargebirge gewollt und zentraler Gegenstand des Sicherheitskonzeptes. Sollte sich das Erfordernis einer Rückholung bzw. Bergung ergeben, wäre eine entsprechende bergbauliche Maßnahme grundsätzlich, wenngleich mit hohem technologischem, finanziellem und zeitlichem Aufwand, nicht ausgeschlossen (Lux 2016).

Ein weiterer Nachteil könnte darin gesehen werden, dass Salzlagerstätten ein großes wirtschaftliches Potenzial (z. B. zur Rohstoffgewinnung und Speicherung von Energieträgern) aufweisen und daher ein unbeabsichtigtes

menschliches Eindringen nicht unwahrscheinlich ist (Lux 2016).

In Deutschland gibt es umfangreiche Erfahrungen mit der Entsorgung nicht radioaktiver Abfälle in ehemaligen Steinsalz-(Kali-)Bergwerken, wie die Ausführungen in Kapitel 2.1 schon gezeigt haben. Am Standort der Untertagedeponie Herfa-Neurode (Hessen)⁹⁵ stellen drei natürliche Barrieren die Isolierung der Abfälle gegenüber der Biosphäre sicher (vgl. Behnsen 2008)⁹⁶:

- a) das Salzgebirge (300 m mächtig),
- b) die Tonschichten über dem Salzgebirge (100 m mächtig) und
- c) der Buntsandstein (500 m mächtig), der mehrere Grundwasserstauer (Aquikluden) enthält.

Hinzu kommen technische Barrieren in Form von Verpackung des Abfalls sowie der Abtrennung der Ablagerungskammern durch Wände und Dämme. Sobald eine Kammer vollständig mit Abfällen belegt ist, wird diese mittels einer Ziegelmauer verschlossen. Teilfelder der Deponie werden durch Dämme vom übrigen Grubengebäude abgetrennt (Lux 2016). Diese technischen Barrieren dienen dem Arbeits- und Gesundheitsschutz sowie der Bewetterung, haben langzeitsicherheitstechnisch jedoch keine Bedeutung. Deponiebereiche und aktiver Salzgewinnungsbergbau werden durch vorsorglich geplante und vorgeschriebene

⁹⁵ Ein ehemaliger Kalibergbau, der nun toxische Industrieabfälle aufnimmt (Behnsen 2008 und Lux 1992).

⁹⁶ Die Salzlagerstätte ist aufgrund der darüber liegenden Tonschicht in den vergangenen 240 Millionen Jahren praktisch nicht verändert worden (Kaliampakos et al. 2006, S. 53f).

sowie zeitnah zu errichtende Dammbauwerke voneinander separiert, um im Fall eines Salzlösungszutrittes dem kalkulierten hydrostatischen Druck in der Tiefe der Untertagedeponie zu widerstehen (Behnsen 2008; Lux 2016). Sobald der aktive Abbau und die Ablagerung von Abfällen abgeschlossen sind, werden die Schächte verschlossen (vgl. Behnsen 2008). Ein Versatz der Resthohlräume und Grubenbaue ist nicht vorgesehen. Außerdem ist in der Deponieverordnung gefordert, dass die chemotoxischen Abfälle unter Ablagerungsbedingungen keine Gase bilden (Lux 2016).

Erfahrungen mit Entsorgungsbergwerken können bei der Suche nach einem Standort für ein Endlager für hoch radioaktive Abfälle nützlich sein; allerdings müssen hier noch weitere Bedingungen erfüllt werden wie zum Beispiel die Berücksichtigung der Wärmeentwicklung aus dem Zerfall der Radionuklide und die Gasbildung aus der Behälterkorrosion, da auch unter diesen zusätzlichen Einwirkungen die Verhinderung des Radionuklidtransportes über sehr lange Zeiträume gewährleistet werden soll.

Bisher konzentrieren sich die Erkenntnisse und Erfahrungen in Deutschland sehr auf das Salinargebirge als Wirtsgestein, während es an Erfahrungen und Forschungsergebnissen zu den anderen potenziellen Wirtsgesteinen (Ton und Granit) mangelt. Hier können zur ersten Orientierung Ergebnisse aus anderen Ländern insbesondere aus Forschungsarbeiten aus Untertagelaboren (Mont Terri in der Schweiz und Äspö in Schweden) herangezogen werden, die jedoch allein nicht ausreichend sein können, da die geologische, geohydraulische, geomechanische und geochemische Situation je nach Standort sehr variiert.

Appel et al. (2015, S. 106f) konstatieren, dass das in Deutschland über Jahrzehnte andauernde Beharren auf dem Salzgebirge als Wirtsgestein aus sicherheitstechnischer Perspektive nicht nachvollziehbar ist und es durchaus Tonsteinvorkommen gibt, die einer näheren Untersuchung würdig sind. In der jüngeren Zeit ist daher dieses Beharren auf dem Salzgebirge als Wirtsgestein aufgebrochen worden (siehe beispielsweise AkEnd, Kommission Endlagerung hoch radioaktiver Abfälle und das Forschungskonzept des PTKA).

Zusammenfassend kann festgehalten werden, dass gerade in Bezug auf Ton- und Granitgestein in Deutschland noch viele Fragen hinsichtlich eines die Sicherheitsanforderungen gewährleistenden Endlagersystems offen sind. Fragen dieser Art können für alle Wirtsgesteine drei Kategorien zugeordnet werden und zwar zur Wirkungsweise technischer Eingriffe, zur Abfall-Wirtsgestein-Wirkungsbeziehung und zur Funktionsweise sicherheitstechnischer Maßnahmen über lange Zeiträume (siehe hierzu Tab. 2 im Fazit). Deutlich wird hier vor allem das Zusammenwirken zwischen geologischen und geotechnischen Barrieren, das sowohl positive Wechselwirkungen erwarten lässt als auch nicht intendierte Folgen, bei denen zum großen Teil noch nicht eingeschätzt werden kann, ob diese positiv oder negativ sein werden. Hierauf soll nachstehend noch näher eingegangen werden.

4.2. Potenzielle nicht intendierte Folgen in der Nachbetriebsphase

Wenn hoch radioaktive Abfälle in geologische Formationen eingelagert werden, so haben diese Wirkungen auf das

Wirtsgestein. Zu diesen Wirkungen zählen beispielsweise Temperaturerhöhungen in den umgebenden Gesteinsschichten, die im Tongestein bei über 100 °C dazu führen, dass im Gesteinsgefüge eingelagertes Wasser verdunstet, möglicherweise auch Mineralumwandlungen erfolgen, die das Quellvermögen nachteilig verändern. In Tongestein hat damit insbesondere die Temperatur im Kontext der Entsorgung von hoch radioaktiven Abfällen eine besondere Bedeutung. Neben Schrumpfrissen durch eine zu starke Austrocknung des Gesteins müssen sowohl der Wassertransport als auch das Eindringen von Luft verhindert oder zumindest so gering wie möglich gehalten werden. Aufgrund der Störung durch Temperaturerhöhungen (im Bereich von 100 °C und mehr) und damit der Gefahr irreversibler Schädigungen des Gesteinsgefüges sollten bei der Einlagerung von hoch radioaktiven Abfällen Maximaltemperaturen von 90 °C nicht überschritten werden (Delay et al. 2008, S. 100ff). Eine erhöhte Wasser- und Luftzufuhr birgt die Gefahr, dass das Material der Behälter durch Oxidation und Korrosion verändert und Radionuklide gelöst werden. Ebenfalls muss die Degradation von Ausbaumaterialien bedacht werden, da die Degradation von Zement zu einer Freisetzung von alkalischen Elementen führt, die den pH-Wert von Wasser ansteigen lassen und so zum Zerfall von Quarz und Tonmaterial beitragen (Delay et al. 2008, S. 100ff).

In ungesättigten Milieus kann Wärmezufuhr oder Wärmeverlust dazu führen, dass sich der Wärmetransfer zwischen den eingelagerten Behältern und den technischen und geologischen Barrieren verändert (Savage 1995, S. 76ff). Temperaturerhöhungen, verursacht durch die eingelagerten Abfälle, können auch zu weitergehenden Komp-

ressionsbelastungen führen. Eine Überbeanspruchung des Gesteins und die daraus folgenden Konturabschalungen können dazu führen, dass Behälter beschädigt werden. Damit geht deren Einschlusswirksamkeit verloren oder verringert sich zumindest (Savage 1995, S. 76ff). Eine Veränderung in den Fluiddruckverhältnissen kann ebenfalls chemische Prozesse verändern. Dadurch wird die Ausfällung von Calcit begünstigt, wodurch sich der pH-Wert des Wassers verändert, sodass das Lösungsvermögen des Wassers wieder steigt (Savage 1995, S. 76ff). Weitere chemische Prozesse können durch organische Materialien (Papier, Gummi, Plastik, Textilien) ausgelöst werden, die vor allem in schwach bis mittel radioaktiven Abfällen enthalten sind. Diese Prozesse können zu Verbindungen mit kationischen Radionukliden führen sowie zur Entwicklung von Kolloiden, die Radionuklide aufnehmen können. Sie können auch eine Veränderung der chemischen Umwelt sowie eine Gasentwicklung durch Reduktionsprozesse bewirken (Savage 1995, S. 76ff; Kansy und Popp 2006, S. 69). Daher müssen Möglichkeiten geschaffen werden, dass die Gase entweichen können (z. B. in Form von Gasöffnungen in den Behältern und die Anordnung permeabler Versatzmaterialien). Außerdem kann ionisierende Strahlung zur Entstehung von Wasserstoff führen, wodurch das Oxidationsvermögen des Wassers erhöht wird (Savage 1995, S. 76ff).

Wirtsgesteine haben unter Einwirkung endlagerbedingter Prozesse somit sowohl positive als auch negative Wirkungseigenschaften auf das Endlagersystem, wobei die nachteiligen Veränderungen nach Möglichkeit vermieden und gegebenenfalls durch geotechnische Maßnahmen

kompensiert werden müssen (siehe hierzu Kapitel 4.1.4.1).

Das heutige Wissen basiert in aller Regel auf Modellen und Berechnungen, die keine erfahrungsgemäß belegten und damit abschließenden Aussagen zur Zuverlässigkeit der Funktionsfähigkeit der natürlichen und künstlichen Barrieren geben können. So lassen sich beispielsweise auch die Folgen eines Lösungszuflusses im Salzgebirge nicht abschließend quantifizieren, da künftige Rahmenbedingungen und relevante Parameter auf Vorhersagen beruhen, die mit großen Ungewissheiten behaftet sind (Streffer et al. 2011, S. 16f). Auch Geckeis et al. (2012, S. 291) konstatieren, dass eine Modellierung allein nicht ausreicht, um über Hunderttausende von Jahren in die Zukunft verlässliche Aussagen zu treffen. Hier sind in-situ-Experimente in Untertagelabors und die Forschung an natürlichen Analoga eine Hilfestellung zur Überprüfung von Modellannahmen und Modellaussagen (Geckeis et al. 2012, S. 291f). Doch auch diese Untersuchungen können keine abschließende Sicherheit bezüglich der Aussagekraft gewährleisten.

In Bezug auf Salzgestein sind die wichtigsten Prozesse das Kriechen des Salzes und die daraus resultierende Konvergenz in Strecken und Kammern sowie die Migration von Gasen und Lösungen im natürlichen Gestein und in Puffer- und Versatzmaterialien während der Nachbetriebsphase. Keiner dieser Prozesse kann allerdings im ingenieurtechnischen Sinne (überprüfbar) zuverlässig modelliert werden. So können die Konvergenzraten z. B. im Vorhinein nur grob geschätzt werden, basierend auf empirischen Daten. Allerdings besteht hier auch die Möglichkeit, durch Felduntersuchungen während der Betriebsphase standortbezoge-

ne Daten zu erheben und dann in die Stilllegungsplanung zu implementieren (Lux 2016). Das Gleiche gilt für den Austrag von Gasen und Lösungen. Aufgrund unsicherer Parameter bleibt die tatsächliche Einwirkung bzw. Auswirkung von wärmeerzeugenden Abfällen auf das System fraglich. In einer Langzeitperspektive kann erwartet werden, dass die Behälter im Steinsalzgebirge durch Gebirgsdeformationen (Konvergenzen) relativ unkontrolliert bewegt werden, d. h. auch, dass diese sehr nahe zusammenkommen könnten, je nach Alter und Typ der hoch radioaktiven wärmeerzeugenden Materialien, sodass eine kritische Masse erzeugt werden könnte (Pusch 2008, S. 243f). Außerdem bestehen Ungewissheiten bezüglich der Bildung von Gasen, die durch die Korrosion der Behälter entstehen und die unter hohem Druck stehen können (Pusch 2008, S. 243f).

Schadstoffbelastungen durch Bergbauaktivitäten können über viele Jahre eine Region negativ beeinflussen. Erfahrungen dieser Art sind im Gewinnungsbergbau bekannt, beispielsweise im Bleibergbau in West-Wales oder bei der Urangewinnung in Sachsen und Thüringen (Wismut) (Förstner und Grathwohl 2007, S. 100f)⁹⁷. Des Weiteren können Bergschäden auftreten, d. h. Absenkungen über dem flächenhaften untertägigen Abbau von Kohle-, Gas- und Öllagerstätten sowie daraus resultierende Setzungsschäden an Straßen und Gebäuden (Pohl 2005, S. 366f). Auch die Auflösung von Salzgestein durch Grundwasser aus wasserhaltigen Horizonten über einem Salzdiapir kann zu subrosionsbedingten Hohlraumbildungen führen und

⁹⁷ Dies betrifft beispielsweise die langfristige Kontaminierung und Belastung der Böden und des Sickerwassers (Förstner und Grathwohl 2007, S. 100f).

infolge dessen ein Nachsacken des Deckgebirges verursachen, das dann Erdfälle an der Tagesoberfläche nach sich ziehen könnte (Pohl 2005; Zirngast 1991). Einbrüche von Gruben Hohlräumen können sowohl während der Betriebsphase als auch in der Nachbetriebsphase auftreten, wenn die Hohlräume nicht mit Versatzmaterial verfüllt werden und so keine Stützung und Stabilisierung des Deckgebirges herbeigeführt wird (Pohl 2005, S. 366f; Hoevels 1941).

5. Fazit

Dieser ENTRIA-Arbeitsbericht hat aus Perspektive der Technikfolgenabschätzung gezeigt, dass jedes Bergwerk als technologisches Artefakt einen massiven Eingriff in das natürliche geologische System darstellt. Nicht nur das Aufahren eines Bergwerkes, sondern auch die Betriebsphase verbunden mit dem Offenhalten der Strecken sowie der Einlagerung von chemotoxischen oder radioaktiven Abfällen im Falle von Entsorgungsbergwerken stellen einen über längere Zeiträume andauernden Eingriff in das geologische System dar. Daraus entstehen neben der regulären Entwicklung des Endlagersystems mit seinen Barrieren auch nicht intendierte Folgen, denen adäquat begegnet werden muss. Beispiele für solche nicht intendierten Folgen können sowohl Gefährdungslagen während des Auffahrens und der Betriebsphase für das Betriebspersonal sein als auch Veränderungen der oberflächennahen Gegebenheiten und der Biosphäre, z. B. in Form von Senkungen des Untergrunds oder Belastungen der Luft, des Wassers oder der Böden. Im Kontext der Entsorgung radioaktiver Abfälle kommen weitere mögliche Risiken und Folgen hinzu, insbesondere die Gefahr der Radionuklidmigration, der zunächst mit technischen Maßnahmen begegnet werden soll. Die Ausführungen in Kapitel 4 haben jedoch gezeigt, dass aus derzeitiger Sicht geotechnische Maßnahmen nach technischen Eingriffen nur bedingt die mechanische und hydraulische ursprüngliche Qualität der geologischen Systeme wiederherzustellen vermögen und hier noch einige wichtige Fragen offen sind.

Besonders hervorzuheben ist in diesem Zusammenhang, dass bisher noch nicht abschließend geklärt ist, welche Wirkungen die technischen Eingriffe auf das Wirtsgestein und somit die geologische Barriere haben. Einerseits bestehen noch Wissenslücken dahingehend, inwiefern technische Maßnahmen während des Auffahrens und der Betriebsphase Schädigungen im geologischen System zu begrenzen vermögen. Andererseits gibt es kaum Erkenntnisse dazu, ob die geologische Situation nach dem bzw. durch den Verschluss des Entsorgungsbergwerkes annähernd wieder in ihren Ausgangszustand versetzt werden kann. Daher gilt es zu analysieren, welchen Einfluss verbleibende Integritätsverluste der geologischen Barriere, aber auch von vornherein nicht erkannte Integritätsdefizite auf die Langzeitsicherheit des Endlagersystems haben. Des Weiteren gilt es zu klären, welchen Einfluss die eingelagerten Abfälle auf das Wirtsgestein und das Abfall-Wirtsgestein-System haben. Viele Erkenntnisse basieren auf Modellen, die nicht alle Faktoren einbeziehen können und daher immer nur ein selektives Abbild der Realität widerspiegeln, weshalb Ungewissheiten per se vorhanden bleiben. Insbesondere die große Zahl an Einflussfaktoren sowie die „unbekannten Unbekannten“ im System führen dazu, dass Modelle letztlich nicht nur Fragen offen lassen, sondern auch neue Fragen aufwerfen. Weiterhin hat sich gezeigt, dass nicht nur allein Nicht-Wissen im Bereich wissenschaftlich-technischer Erkenntnisse den Umgang mit und die Entsorgung von radioaktiven Abfällen erschwert, sondern auch politisches Handeln, das sich als voreilig erweist und wichtige gesellschaftliche Interessen nicht im Entscheidungsprozess berücksichtigt. Die Nuclear Energy Agency (NEA) formulierte beispielsweise 1999 noch nach-

stehende offene Aufgabenbereiche: die Begrenzung der Wirksamkeit von Migrationsvorgängen für den Radionuklidtransport; die Ermittlung des Einflusses von Gas auf die Barriereigenschaften des Wirtsgesteins; die Charakterisierung der natürlich vorkommenden Kolloide; die Identifizierung des Einflusses organischer Materialien auf den Radionuklidtransport sowie die Ableitung der natürlichen und der technogen beeinflussten Veränderungen der Geosphäre (NEA 1999, S. 57).

Die heute noch zum großen Teil offenen Fragen können in fünf Kategorien subsumiert werden:

1. Fragen zu technischen Eingriffen in das geologische System,
2. Fragen zur Abfall-Wirtsgestein-Wirkungsweise,
3. Fragen zur zukünftigen Entwicklung der geologischen Verhältnisse am Standort,
4. Fragen zur Funktion sicherheitstechnischer Maßnahmen über lange Zeiträume und
5. Fragen zur Robustheit von Wissen und dem Umgang mit Nicht-Wissen und Ungewissheit.

Viele der Fragen, die in der nachfolgenden Tab. 2 den fünf Kategorien zugeordnet sind, sind im Text selbst implizit oder explizit angesprochen worden. Diese offenen Fragen werden von der Forschung zwar inzwischen angegangen, können jedoch noch nicht abschließend beantwortet werden. Problematisch ist hier vor allem die Tatsache, dass die meisten Untersuchungen mit ihren Befunden auf Modellen basieren und die Prozessabläufe nicht in Untertage-laboren über die in den Modellen enthaltenen langen Zeit-

räume hinweg überprüft sind oder auch nicht überprüfbar sein werden. Die Erkenntnisse zu möglichen Entwicklungen von Prozessabläufen und zum Endlagersystemverhalten insgesamt über lange Zeiträume hinweg sind daher mit Ungewissheiten behaftet.

Die Reduzierung von bestehenden Ungewissheiten und der Umgang mit noch grundsätzlich wohl auch verbleibenden Ungewissheiten sind daher essentieller Teil von Forschung und Langzeitsicherheitsanalysen.

Tab. 2: Fragekategorien und vertiefende Fragestellungen

<i>Kategorie</i>	<i>Konkrete Fragen</i>
Technische Eingriffe in das geologische System	Welche Wirkungen haben technische Eingriffe auf das Wirtsgestein und das Deckgebirge? Welche Wirkung hat die Jahrzehnte andauernde Offenhaltung des Endlager-Bergwerkes auf die geologische Barriere und das Geosystem insgesamt?
Abfall-Wirtsgestein-Wirkungsweise	Welche Auswirkungen hat die Einlagerung wärmeerzeugender Abfälle auf das Wirtsgestein? Welche Wechselwirkungen sind zwischen dem radioaktiven Abfall und dem Wirtsgestein zu erwarten?
Zukünftige Entwicklung der geologischen Verhältnisse	Wie entwickelt sich die geologische Situation am Endlagerstandort unter Endlagereinwirkungen in der Zukunft? Wie wirken sich tektonische oder klimatische Veränderungen auf die Geotektonik bzw. auf einzelne geologische Strukturen aus, z. B. Diapire?

Funktion sicherheits- technischer Maß- nahmen	Wie werden sich geotechnische Barrieren in einem tiefen geologischen Endlager über lange Zeiträume verhalten? Werden die geotechnischen Barrieren die auf Basis von Modellen angenommene Funktion hinreichend erfüllen? Welchen Einfluss haben Wärmeentwicklung und Gasbildungsprozesse auf die Barrierewirkung? Wie kann mit entstehenden Gasen umgegangen werden und wie wird vermieden, dass es hier zu Disruptionen aufgrund des großen Druckes kommt, wenn Gase nicht entweichen können? Wie kann ein Entweichen von Gasen ermöglicht werden, ohne gleichzeitig Migrationswege für Radionuklide zu eröffnen? Wie verändern sich geotechnische Barrieren unter Endlagerbedingungen (z. B. Korrosion)?
Robustheit von Wissen, Umgang mit Nicht-Wissen und Ungewissheit	Geben modellgestützte Annahmen ausreichend robustes Wissen über zukünftige Entwicklungen? Wie kann mit Nicht-Wissen u. Ungewissheiten adäquat umgegangen werden? Welche Handlungsmöglichkeiten stehen beim Eintreten nicht intendierter Folgen offen?

Quelle: Eigene Zusammenstellung.

Die Auflistung dieser Fragen macht deutlich, dass einerseits mehr Wissen notwendig ist, dieses vertiefte Wissen andererseits aber auch wieder neue Fragen aufwerfen wird. Es ist heute nicht möglich, abschließende Antworten

auf Fragen zu geben, die Entwicklungen betreffen, die in so ferner Zukunft liegen. Prognosen und Abschätzungen, aber auch physikalische Modellierungen und rechnerische Simulationen sind immer mit Ungewissheiten behaftet. Daher muss in vielen Fällen nach heutigem Stand von Wissenschaft und Technik, trotz des unvollständigen Wissens, eine Entscheidung getroffen werden. Aufgrund der Tragweite der Entscheidung im Kontext der Endlagerung und der langen Zeiträume, für die Entscheidungen getroffen werden müssen, ist die Forderung nach robustem Wissen als Basis für robuste Entscheidungen besonders stark. Aus gesellschaftlicher wie auch sozialwissenschaftlicher Perspektive ist daher der Wunsch nach einem Monitoring, das bei Fehlentwicklungen korrigierende Handlungsmöglichkeiten offenhält, verständlich. Dem entgegen steht die naturwissenschaftlich-technische Perspektive, die eine möglichst geringe Veränderung, insbesondere dauerhaft verbleibender Einwirkungen auf das geologische Barrierensystem anstrebt und den damit dann als sicher erachteten Einschluss der radioaktiven Abfälle im Blick hat. Zusätzliche Auffahrungen und längerfristiges Offenhalten erscheinen vor diesem Hintergrund eher kontraproduktiv.

Die Diskussion in diesem Artikel hat gezeigt, dass Bergwerke in tiefen geologischen Formationen als technologische Artefakte im Kontext der Entsorgung chemotoxischer und radioaktiver Abfälle sowohl Stärken als auch Schwächen haben. Zu den Stärken gehören, dass unmittelbare Außenwirkungen durch die Freisetzung von umweltgefährdenden Schadstoffen infolge exogener Einwirkungen aufgehalten werden können, Mobilisierungsprozesse deutlich verlangsamt stattfinden und eine signifikante Schadstoffrückhaltung durch ein auch zeitlich gestaffeltes

Mehrfachbarrierensystem aus technischen, geotechnischen und geologischen Barrieren und somit eine Einbindung der radioaktiven und chemotoxischen Partikel in das geologische Barrierensystem erfolgt. Hier sind vor allem die abnehmende Strahlungsaktivität von Radionukliden und die verringerte Wärmeleistung mit Erreichen der Halbwertszeiten relevant. Nach 300 bis 500 Jahren ist die Wärmeleistung der radioaktiven Abfälle deutlich abgeklungen und somit sind nur noch die langlebigen Radionuklide wie beispielsweise Plutonium aktiv. Zu den Schwächen von Bergwerken im Entsorgungskontext gehört, dass eine längerfristige Überwachung des Endlagers, also ein Monitoring, zwar technisch realisierbar erscheint, jedoch mit Beeinträchtigungen hinsichtlich der Isolationswirkung der geologischen Barriere verbunden sein kann, die derzeit noch nicht grundlegend untersucht sind. Bergwerke sind außerdem immer technologische Artefakte, d. h. selbst wenn diese vollständig verschlossen werden, so kann dieser Verschluss nur mittels geotechnischer Maßnahmen erfolgen. Eine komplette Wiederherstellung des geologischen Systems im Lauf der Zeit kann nur auf Basis von Modellen und Experimenten prognostiziert bzw. postuliert werden. Hierbei muss jedoch berücksichtigt werden, dass die Herstellung von Hohlräumen und insbesondere die lange Offenhaltung, die für die Einlagerung von radioaktiven Abfällen notwendig ist, in jedem Fall eine Schädigung des geologischen Systems zur Folge haben und Wirkungen mit sich bringen, deren sicherheitstechnisch gesehen nachteilige Folgen selbst wiederum mit technischen Maßnahmen ausgeglichen werden sollen.

An dieser Stelle bedarf es somit einer Abwägung zwischen einerseits dem erwarteten Nutzen aus einem längerfristigen Monitoring und andererseits den potenziell den Einschluss der radioaktiven Abfällen im geologischen Milieu mindernden Faktoren sowie den in beiden Fällen möglichen nicht intendierten Folgen von Bergwerken generell und im Kontext der Entsorgung radioaktiver Abfälle insbesondere. Innerhalb der Forschungsplattform ENTRIA wird zu den potentiellen Wirkungen eines längerfristigen Monitorings und den Möglichkeiten, diese einzugrenzen, geforscht (siehe hierzu Lux et al. 2016 / i. E. und hier Abb. 11). Die bestehenden Ungewissheiten sowie die Fragen, die derzeit nicht beantwortet werden können, müssen offen benannt werden, um eine Tolerierbarkeit der verschiedenen sicherheitsbezogenen nachteiligen Effekte überhaupt abwägen zu können. Ein wichtiges Element, Akzeptabilität zu gewinnen, ist die frühzeitige Einbindung der Bevölkerung in den Abwägungs-/Entscheidungsprozess.

In politischen Entscheidungsprozessen spielen oft widersprüchliche Wertesysteme und ethische Grundhaltungen eine Rolle, die manchmal dazu führen, dass sich Konflikte nicht auflösen lassen. Partizipation garantiert somit nicht, dass der Konflikt um die Entsorgung radioaktiver Abfälle aufgelöst werden kann und keine Proteste mehr stattfinden, jedoch wird ohne die offensive und institutionalisierte Beteiligung der Öffentlichkeit an den Untersuchungs- und Entscheidungsprozessen eine einvernehmliche Lösung dieses Technikkonfliktes insbesondere auch mit den vor Ort letztendlich von der Entsorgungsmaßnahme Betroffenen kaum möglich sein. Möglichkeiten und Wege eines solchen

partizipativen Vorgehens bei der Endlagerung hoch radioaktiver Abfälle werden derzeit untersucht.

Literatur

- AkEnd (2002): Auswahlverfahren für Endlagerstandorte. Köln.
- Alcántara, S.; Kuhn, R.; Renn, O. (2014): DELIKAT – Fachdialoge Deliberative Demokratie. Analyse Partizipativer Verfahren für den Transformationsprozess. Umwelt-Bundesamt. Dessau-Roßlau.
- Andersson, K. (2013): Copper Corrosion in Nuclear Waste Disposal. A Swedish Case Study on Stakeholder Insight. In: *Bulletin of Science, Technology & Society* 33 (3-4), S. 85-95.
- Appel, D.; Kreusch, J.; Neumann, W. (2015): Darstellung von Entsorgungsoptionen. Hannover/Zürich: ENTRIA-Arbeits-bericht-01 (Transversalprojekt Interdisziplinäre Risikoforschung).
- Auffermann, B.; Suomela, P.; Kaivo-oja, J.; Vehmas, J.; Luukkanen, J. (2015): A Final Solution for a Big Challenge. The Governance of Nuclear Waste Disposal in Finland. In: Brunnengräber, A., Di Nucci, M.R., Isidoro Losada, A.M., Mez, L. und Schreurs, M. A. (Hg.): Nuclear Waste Governance. An International Comparison. Heidelberg: Springer, S. 227-247.
- Bauchmüller, M. (2010): Verstrahlt, vergraben, vergeigt – das Desaster des Atomlagers Asse. In: *Süddeutsche Zeitung*, 20.03.2010, S. 8-9.
- Bautz, I.; Kaschubowski, J.; Kreuzer, M.; Jung, T. (2013): Endlager Asse II – Transparenz, Information und Beteiligung: Wie kann verlorenes Wissen wiederhergestellt werden? In: *UMID Umwelt und Mensch – Informationsdienst* (2), S. 144-153.
- Beer, H.; Stackebrandt, W. (2010): Tiefenlage der Zechsteinoberfläche. In: LBGR (Hg.): Atlas zur Geologie von Brandenburg. 4. Aufl., S. 82-83.
- Behnen, H. (2008): Underground Repositories for Chemically Toxic Waste in German Salt and Potash Mines. In: Rempe, N. T. (Hg.): Deep Geologic Repositories. Boulder: The Geological Society of America, S. 31-40.
- Bluth, J. (2015): Bestand und Prognose hochradioaktiver Abfälle unter Berücksichtigung von Anforderungen der Endlagerung. Literaturstudie/Empfehlungen des Niedersächsischen Ministeriums für Umwelt, Energie und Klimaschutz. Hg. v. Kommission Lagerung hochradioaktiver Abfallstoffe. Niedersächsisches Ministerium für Umwelt, Energie und Klimaschutz. Online verfügbar unter https://www.bundestag.de/blob/373852/9b35eb1e6e96e4c9347bfa34806155ab/drs_018-data.pdf, zuletzt geprüft am 22.05.2015.

- Bollingerfehr, W.; Buhmann, D.; Filbert, W.; Keller, S.; Krone, S.; Lommerzheim, A. et al. (2013): Status of the Demonstration for an HLW Repository in Salt. Hg. v. GRS, BGR und DBETEC. Peine.
- Bollingerfehr, W.; Filbert, W.; Dörr, S.; Herold, P.; Lerch, C.; Burgwinkel, P.; Charlier, F.; Thomauske, B.; Bracke, G.; Kilger, R. (2012): Endlagerauslegung und -optimierung. Bericht zum Arbeitspaket 6; Vorläufige Sicherheitsanalyse für den Standort Gorleben (GRS-281). Hg. v. DBETEC, GRS und NSE. Peine.
- Brasser, T.; Droste, J.; Müller-Lyda, I.; Neles, J.; Sailer, M.; Schmidt, G.; Steinhoff, M. (2008): Endlagerung wärmeentwickelnder Abfälle in Deutschland. Hauptband. Hg. v. GRS und Öko-Institut (GRS 247).
- Brasser, T.; Bletz, B.; Noseck, U.; Schmidt, G. (2008): Endlagerung wärmeentwickelnder radioaktiver Abfälle in Deutschland. Anhang Natürliche Analoga. Die Rolle Natürlicher Analoga bei der Sicherheitsbewertung von Endlagern. Gesellschaft für Anlagen und Reaktorsicherheit. Hg. v. GRS und Öko-Institut (Anhang zu GRS 247).
- Brewitz, W.; Droste, J. (2008): Geological Features of the Morsleben Repository and their Relevance for Long-term Safety. In: Rempe, N. T. (Hg.): Deep Geologic Repositories. Boulder: The Geological Society of America, S. 53-66.
- Brunnengräber, A.; Mez, L. (2014): Strahlende Hinterlassenschaften aus Produktion und Konsumtion. Zur Politischen Ökonomie des Atommülls. In: *PROKLA* 44 (176), S. 371-382.
- Brunnengräber, A.; Mez, L.; Di Nucci, M. R.; Schreurs, M. (2012): Nukleare Entsorgung. Ein „wicked“ und höchst konfliktbehaftetes Gesellschaftsproblem. In: *TATuP* 21 (3), S. 59-65.
- Buja, H. O. (2013): Ingenieurhandbuch Bergbautechnik. Lagerstätten und Gewinnungstechnik. Berlin, Wien, Zürich: Beuth Verlag.
- Bundesamt für Energie (BFE) (30.01.2015): Newsletter Tiefenlager. Online verfügbar unter http://www.bfe.admin.ch/radioaktiveabfaelle/05182/index.html?lang=de&dossier_id=05183, zuletzt geprüft am 30.01.2015.
- Bundesamt für Energie (BFE) (2013): Forum „Zugangsbauwerke Schacht/Rampe“. Mit Prof. Dr. Meinert Rahn, Eidgenössisches Nuklearsicherheitsinspektorat; PD Dr. ing. Jochen Filibeck, Zentrum Geotechnik der TU München; Prof. Dr. Simon Löw, Eidgenössische technische Hochschule. BFE.
- Bundesamt für Strahlenschutz (BfS) (2001): Endlager Morsleben. Das Endlager für radioaktive Abfälle vor der Stilllegung. Hg. v. BfS. Salzgitter. Online verfügbar unter <http://www.bfs.de/de/bfs/>

- publikationen/broschueren/endlager/leporello_stilllegung_eram.html, zuletzt geprüft am 02.10.2014.
- Bundesamt für Strahlenschutz (BfS) (2008): Ergebnis des Fachgesprächs zu den Gebirgsbeobachtungen 2008 in der Schachtanlage Asse II. Online verfügbar unter http://www.asse.bund.de/SharedDocs/Downloads/DE/StudienGutachten/2009-01_nmu_fachgesprach-gebirgsbeobachtung.pdf?__blob=publicationFile, zuletzt geprüft am 30.10.2014.
- Bundesamt für Strahlenschutz (BfS) (2014): Schachtanlage Asse II. Gesamtdarstellung zur Rückholungsplanung. Stand: Januar 2014. BfS-25/14. Online verfügbar unter http://doris.bfs.de/jspui/bitstream/urn:nbn:de:0221-2014021211169/3/BfS_25_14_Asse-Rueckholung_Stand_2014.pdf, zuletzt geprüft am 3.8.2016.
- Bundesamt für Strahlenschutz (BfS) (2015a): Abfallprognosen. Online verfügbar unter <http://www.bfs.de/DE/themen/ne/abfaelle/prognosen/prognosen.html>, zuletzt geprüft am 25.11.2015.
- Bundesamt für Strahlenschutz (BfS) (2015b): Abfallverursacher. Bundesamt für Strahlenschutz (BfS). Online verfügbar unter <http://www.bfs.de/de/endlager/abfaelle/abfallverursacher.html>, zuletzt geprüft am 22.05.2015.
- Bundesamt für Strahlenschutz (BfS) (2015c): Endlager Konrad – Asse Abfall nach Konrad. Online verfügbar unter http://www.endlager-konrad.de/Konrad/DE/aktuell/info_konrad/artikel/100130-asse-abfall-nach-konrad.html, zuletzt geprüft am 10.12.2015.
- Bundesministerium der Justiz und des Verbraucherschutzes (BMJV) (1995): Allgemeine Bundesbergverordnung (ABBergV). Bundesjustizministerium.
- Bundesministerium der Justiz und des Verbraucherschutzes (BMJV) (2013): Bundesberggesetz (BBergG). Bundesjustizministerium.
- Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU) (1991): Zweite allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Abfallgesetz. TA Abfall. Online verfügbar unter http://www.esa-online.de/images/pdf/TA_abfall.pdf, zuletzt geprüft am 31.10.2014.
- Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU) (1993): Technische Anleitung zur Verwertung, Behandlung und sonstigen Entsorgung von Siedlungsabfällen. TA Siedlungsabfall. Online verfügbar unter http://www.bmub.bund.de/fileadmin/bmu-import/files/pdfs/allgemein/application/pdf/tasi_ges.pdf, zuletzt geprüft am 31.10.2014.

- Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU) (2001): Novellierung der Strahlenschutzverordnung. Das Konzept der Freigabe. Online verfügbar unter http://www.bmub.bund.de/fileadmin/Daten_BMU/Download_PDF/Strahlenschutz/strlschv_novelle_2001_freigabe.pdf, zuletzt geprüft am 27.05.2015.
- Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU) (2004): Management von Bergbauabfällen und Taubgestein. In: BVT-Merkblatt. Online verfügbar unter https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/419/dokumente/bvt_management-bergbauabfaelle_vv.pdf, zuletzt geprüft am 03.11.2014.
- Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU) (2006): Technische Regeln für den Einsatz von Abfällen als Versatz. TR Versatz. Online verfügbar unter http://www.tlba.de/docs/TR_Versatz_Stand_17_10_2006.pdf, zuletzt geprüft am 31.10.2014.
- Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU) (2010): Sicherheitsanforderungen an die Endlagerung wärmeentwickelnder radioaktiver Abfälle.
- Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU) (2012): Entwurf für ein 14. Gesetz zur Änderung des Atomgesetzes. Vorblatt Gesetzentwurf der Bundesregierung.
- Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU) (2013a): Gesetz über die friedliche Verwendung der Kernenergie und den Schutz gegen ihre Gefahren (Atomgesetz). AtG, vom 28.08.2013. Online verfügbar unter <http://www.bmub.bund.de/bmub/parlamentarische-vorgaenge/detailansicht/artikel/atomgesetz-atg-gesetz-ueber-die-friedliche-verwendung-der-kernenergie-und-den-schutz-gegen-ihre-gefahren/>, zuletzt geprüft am 08.01.2015.
- Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU) (2013b): Gesetz zur Suche und Auswahl eines Standortes für ein Endlager für Wärme entwickelnde Abfälle und zur Änderung anderer Gesetze, (StandAG), Version vom 24.04.2013.
- Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit (BMUB) (2015): Programm für eine verantwortungsvolle und sichere Entsorgung bestrahlter Brennelemente und radioaktiver Abfälle. Nationales Entsorgungsprogramm.
- Carr, M. D. (1988): Geologic and Hydrologic Investigations of a Potential Nuclear Waste Disposal Site at Yucca Mountain, Southern Nevada. Washington/DC: United States Gov. Print. Office.

- Castilla-Gómez, J.; Herrera-Herbert, J. (2015): Environmental Analysis of Mining Operations: Dynamic Tools for Impact Assessment. In: *Minerals Engineering* 76, S. 87-96. DOI: 10.1016/j.mineng.2014.10.024.
- Cavalcanti, P.M.P.S.; La Rovere, E. L. (2011): Strategic Environmental Assessment of Mining Activities: A Methodology for Quantification of Cumulative Impacts on the Air Quality. In: *Journal of the Air & Waste Management Association* 61 (4), S. 377-389. DOI: 10.3155/1047-3289.61.4.377.
- Daoud, A.; Elam, M. (2012): Identifying Remaining Socio-technical Challenges at the National Level. Sweden. Antwerpen (Working Paper).
- DBETEC (2011): Endlagerkonzepte. Bericht zum Arbeitspaket 5. Vorläufige Sicherheitsanalyse für den Standort Gorleben. Köln (GRS 272).
- Delay, J.; Lesavre, A.; Wileveau, Y. (2008): The French Underground Research Laboratory in Bure as a Precursor for Deep Geological Repositories. In: Rempe, N. T. (Hg.): *Deep Geologic Repositories*. Boulder: The Geological Society of America, S. 97-111.
- Ellenberg, J. (2003): Salzlagerstätten und Auslaugung – das Beispiel Südwestthüringen. In: Leibnitz-Institut für Länderkunde. (Hg.): *Nationalatlas Bundesrepublik Deutschland. Relief, Boden und Wasser*. 1. Aufl. Heidelberg [u.a.]: Spektrum Akademischer Verlag, S. 56-57.
- Expertengruppe-Schweizer-Tiefenlager (ESchT) (2008): Risse im Opalinuston. Bericht zur Besprechung in der ETH Zürich am 19.02.2008. 7 Seiten.
- Feiveson, H.; Mian, Z.; Ramana, M. V.; von Hippel, F. (2011): Managing Spent Fuel from Nuclear Power Reactors. Experience and Lessons from Around the World. International Panel on Fissile Materials (IPFM), 186 Seiten.
- Förstner, U.; Grathwohl, P. (2007): *Ingenieurgeochemie. Technische Geochemie – Konzepte und Praxis*. 2., neu bearbeitete Auflage. Berlin, Heidelberg: Springer.
- Forster, M. (2000): *Farbenspiel. Ein Jahrhundert Umweltnutzung durch die Basler chemische Industrie*. Teilw. zugl.: Basel, Univ., Diss., 1998.
- Gärtner, G.; Stockmann, N.; Fricke, H.; Wallmüller, R. (2008): Geological Characterization of the Asse Salt Mine for Mining, Disposal of Radioactive Waste, and Proof of Long-term Safety. In: Rempe, N. T. (Hg.): *Deep Geologic Repositories*. Boulder: The Geological Society of America, S. 41-52.

- Geckeis, H.; Röhlig, K.-J.; Mengel, K. (2012): Endlagerung radioaktiver Abfälle. In: *Chemie in unserer Zeit* 46 (5), S. 282-293. DOI: 10.1002/ciuz.201200583.
- Ghanbarzadeh, S; Hesse, M.A.; Prodanovic, M.; Gardner, J.E. (2015): Deformation-assisted Fluid Percolation in Rock Salt. In: *Science*, Bd. 350, H. 6264, S. 1069-1074.
- Grothe, H. (Hg.) (1962): Lexikon des Bergbaues. Stuttgart: Deutsche Verlags-Anstalt.
- GRS (2012): Bentonite Barriers – New Experiments and State of the Art. Bentonite as Barrier Material for the Sealing of Underground Disposal Sites. Final Report. Unter Mitarbeit von Mingliang Xie, Rüdiger Mieke, Jörn Kasbohm, Horst-Jürgen Herbert, Lothar Meyer und Udo Ziesche. Hg. v. GRS. Peine (GRS-300).
- GRS; Baltes, B.; Röhlig, K.-J.; Kindt, A. (2007): Sicherheitsanforderungen an die Endlagerung hochradioaktiver Abfälle in tiefen geologischen Formationen – Entwurf der GRS (GRS-A-3358).
- Grunwald, A. (2005): Zur Rolle von Akzeptanz und Akzeptabilität von Technik bei der Bewältigung von Technikkonflikten. In: *TATuP* 14 (3), S. 54-60.
- Grunwald, A. (2010): Technikfolgenabschätzung - eine Einführung. 2., grundlegend überarb. und wesentlich erw. Aufl. Berlin: edition sigma.
- Grunwald, A.; Hocke, P. (Hg.) (2006a): Wohin mit dem radioaktiven Abfall? Berlin: edition sigma.
- Grunwald, A.; Hocke, P. (2006b): Die Endlagerung nuklearer Abfälle als ungelöstes Problem. In: Hocke, P. und Grunwald, A. (Hg.): Wohin mit dem radioaktiven Abfall? Perspektiven für eine sozialwissenschaftliche Endlagerforschung. Berlin: edition sigma, S. 11-34.
- GSF-Forschungszentrum für Umwelt und Gesundheit in der Helmholtz-Gemeinschaft (2007): Kosmische Strahlung beim Fliegen. Hg. v. GSF. Fachinformationsdienst Lebenswissenschaften, Umwelt und Gesundheit (FLUGS). Neuherberg. Online verfügbar unter http://www.helmholtz-muenchen.de/fileadmin/EPCARD-Portal/PDF/Strahlung_Fliegen.pdf, zuletzt geprüft am 23.01.2015.
- Handelsblatt, 07.07.2016: „Wohin mit dem atomaren Müll?“ Online verfügbar unter <http://www.handelsblatt.com/politik/international/atomendlager-suche-grossbritannien-und-finnland/13840048-6.html>, zuletzt geprüft am 12.07.2016.

- Hanks, T. C. (1999): Yucca Mountain as a Radioactive-Waste Repository. A Report to the Director U.S. Geological Survey. Washington: U.S. Government Print. Office.
- Hasse, J. (1998): Verwertung von Kraftwerksrückständen im Bergbau. In: Hengerer, D., Lorber, K.-E., Nelles, M. und Wöber, G. L. F. (Hg.): Restabfallbehandlung, Deponietechnik, Entsorgungsbergbau und Altlastenproblematik. Rotterdam, Brookfield: A.A. Balkema, S. 221-227.
- Hassel, T.; Köhler, A.; Jakob, H. (2014): Behälterdossiers. VP6: Einlagerung in tiefe geologische Formationen mit Vorkehrung zur Überwachung und Rückholbarkeit. Hg. v. ENTRIA. Institut für Werkstoffkunde, Leibniz Universität Hannover. Hannover.
- Hatzfeld, H.; Hirsch, H.; R, Kollert (Hg.) (1979): Der Gorleben-Report. Ungewissheit und Gefahren der nuklearen Entsorgung. Frankfurt am Main: Fischer Taschenbuch.
- Hatzfeld, K. (1953): Handbuch der Grubensicherheit. Berlin: VEB Verlag Technik.
- Hocke, P.; Kallenbach-Herbert, B. (2015): Always the Same Old Story? Nuclear Waste Governance in Germany. In: Brunnengräber, A., Di Nucci, M.R., Isidoro Losada, A.M., Mez, L. und Schreurs, M.A. (Hg.): Nuclear Waste Governance. An International Comparison. Heidelberg: Springer, S. 177-201.
- Hoevels, W. (1941): Der Einfluss der Rechtsgrundlagen des Bergbaues auf Betrieb und Wirtschaftlichkeit der Ton-Gruben des Westerwald- und Taunus-Gebietes. Dissertation, Krefeld. Bergakademie Clausthal.
- Hudec, M. R.; Jackson, M. P.A. (2007): Terra infirma: Understanding Salt Tectonics. In: *Earth-Science Reviews* 82 (1-2), S. 1-28. DOI: 10.1016/j.earscirev.2007.01.001.
- Hußmann, J. (1998): Möglichkeiten und Grenzen der Verwertung von Abfällen im Steinkohlenbergbau an der Ruhr. In: Hengerer, D., Lorber, K.-E., Nelles, M., Wöber, G. L. F. (Hg.): Restabfallbehandlung, Deponietechnik, Entsorgungsbergbau und Altlastenproblematik. Rotterdam, Brookfield: A.A. Balkema, S. 235-242.
- International Atomic Energy Agency (IAEA) (1994): Classification of Radioactive Waste. Hg. v. IAEA. Wien (Safety Series, No 111-G-1.1).
- International Atomic Energy Agency (IAEA) (2011): Disposal of Radioactive Waste. Hg. v. IAEA (IAEA Safety Standards for Protecting People and the Environment; Specific Safety Requirements, No-SSR-5).
- Online verfügbar unter http://www-pub.iaea.org/MTCD/publications/PDF/Pub1449_web.pdf, zuletzt geprüft am 27.10.2014.

- Ipsen, D.; Kost, S.; Weichler, H. (2010): Analyse der Nutzungsgeschichte und der Planungs- und Beteiligungsformen der Schachthanlage Asse II. Endbericht. Kassel.
- Jackson, M.P.A.; Vendeville, B. C. (1994): Regional Extension as a Geologic Trigger for Diapirism. In: *Geological Society of America Bulletin* 106 (1), S. 57-73.
- Jahn, G. (1998): Verwertungstechniken für Industrieabfälle als bergbau-licher Versatz. In: Hengerer, D., Lorber, K.-E., Nelles, M. und Wöber, G. L. F. (Hg.): Restabfallbehandlung, Deponietechnik, Entsorgungs-bergbau und Altlastenproblematik. Rotterdam, Brookfield: A.A. Balkema, S. 213-219.
- Jung, H. G. (2003): Sekundäre Prozesse in Bergbauhalden und Aufberei-tungsabgängen. Steuerung von Stoffmobilität und Krustenbildung. Dissertation. Marburg/Lahn.
- Kåberger, T.; Swahn, J. (2015): Model or Muddle? Governance and Management of Radioactive Waste in Sweden. In: Brunnengräber, A., Di Nucci, M. R., Losada, A. M. I., Mez, L. und Schreurs, M. (Hg.): Nuclear Waste Governance. Wiesbaden: Springer VS, S. 203-225.
- Kaliampakos, D.; Mavropoulos, A.; Menegaki, M. (2006): Need and Potential for Underground Disposal – Survey of Underground Mines in Europe. In: Popov, V. und Pusch, R. (Hg.): Disposal of Hazardous Waste in Underground Mines. Southampton: WIT Press, S. 33-60.
- Kansy, A.; Popp, T. (2006): Modellentwicklung zur Gaspermeation aus unterirdischen Hohlräumen im Salzgebirge. In: Forschungszentrum Karlsruhe in der Helmholtz-Gemeinschaft (Hg.): Untertägige Entsorgung. Siebtes Statusgespräch zu FuE-Vorhaben auf dem Gebiet der Entsorgung gefährlicher Abfälle in tiefen geologischen Formationen. am 03. und 04. Mai 2006 in Karlsruhe. Unter Mitarbeit von Projekt-träger Forschungszentrum Karlsruhe Wassertechnologie und Entsorgung. Karlsruhe (Wissenschaftliche Berichte, FZKA-PTE Nr. 9), S. 69-86.
- Klarr, K. (2008): Grundlagen zur Geologie der Asse. Report of the National Research Center for Environment and Health. 117. Aufl. Hg. v. The Geological Society of America, Inc. Boulder (II).
- Klinge, H.; Köthe, A.; Ludwig, R.-R. und Zwirner, R. (2002): Geologie und Hydrogeologie des Deckgebirges über dem Salzstock Gorleben. In: *Zeitschrift für Angewandte Geologie* 48 (2), S. 7-15.
- Kojo, M.; Kari, M.; Litmanen, T. (2010): The Socio-economic and Com-munication Challenges of Spent Nuclear Fuel Management in Finland. In: *Progress in Nuclear Energy* 52 (2), S. 168-176. DOI: 10.1016/j.pnucene.2009.06.008.

- Kuster, J.; Insenring, M.; Meier, H.-R. (2010): Tiefenlager für radioaktive Abfälle im Zürcher Weinland und im Südranden. Studie zur Abschätzung der sozio-ökonomischen Effekte im Kanton Schaffhausen. BHP Hauser und Partner AG. Zürich. Online verfügbar unter http://www.klargegenatom.de/Sozio-Okonomische_Studie_Schaffhausen.pdf, zuletzt geprüft am 29.01.2015.
- Leser, H. (Hg.) (2001): DIERCKE-Wörterbuch Allgemeine Geographie. München: Westermann.
- Lux, K.-H. (1992): Gebirgsmechanische Aspekte bei der Planung und dem Betrieb von Entsorgungsbergwerken. In: Fettweis, G. B., Golser, J. und Hengerer, D. (Hg.): Deponietechnik und Entsorgungsbergbau. Rotterdam, Brookfield: A.A. Balkema, S. 169-190.
- Lux, K.-H.; Czaikowski, O. (2006): Laborative und numerische Grundlagenuntersuchungen zur Übertragbarkeit von Stoffmodellansätzen und EDV-Software für Endlager im Salzgestein auf Endlager im Tonstein. In: Forschungszentrum Karlsruhe in der Helmholtz-Gemeinschaft (Hg.): Untertägige Entsorgung. Siebtes Statusgespräch zu FuE-Vorhaben auf dem Gebiet der Entsorgung gefährlicher Abfälle in tiefen geologischen Formationen. am 03. und 04. Mai 2006 in Karlsruhe. Unter Mitarbeit von Projektträger Forschungszentrum Karlsruhe Wassertechnologie und Entsorgung (Wissenschaftliche Berichte, FZKA-PTE Nr. 9), S. 45-68.
- Lux, K.-H. (2016): Fachgespräch zur Tiefenlagerung hochradioaktiver Abfälle in geologischen Formationen. Peine, geführt von der Autorin am 09.03.2016.
- Lux, K.-H.; Düsterloh, U.; Wolters, R.; Zhao, J.; Rutenberg, M.; Feierabend, J. (2016 / i. E.): TH2M-basierte multiphysikalische Modellierung und Simulation von Referenz-Endlagersystemen im Salinar- und Tonsteingebirge ohne und mit Vorkehrungen zur längerfristigen Rückholbarkeit auch nach Verschluss. Ein Beitrag zur Verbesserung der Robustheit von Sicherheitsfunktionen mit sehr hoher Relevanz im Hinblick auf die Entwicklung von Bewertungsgrundlagen zum Vergleich von Entsorgungsoptionen. ENTRIA-Arbeitsbericht.
- McGinnes, D. F. (2008): Waste Sources and Classification. In: W. R. Alexander und L. E. McKinley (Hg.): Deep Geological Disposal of Radioactive Waste. 1. Aufl. Amsterdam, Boston: Elsevier, S. 8-40.
- McKinley, I. G.; Alexander, R. W.; Blaser, P. C. (2008): Development of Geological Disposal Concepts. In: Alexander, W. R. und McKinley, L. E. (Hg.): Deep Geological Disposal of Radioactive Waste. 1. Aufl. Amsterdam, Boston: Elsevier, S. 41-76.

- Meyer, H.; Wanka, T. (2007): Strahlenschutz und Umgebungsüberwachung im Bereich der Schachtanlage Asse. Jahresbericht 2006 (GSF-Bericht, 06,03).
- Michel, R.; Klipsch, K.; Ernst, Th.; Gorny, M.; Jakob, D.; Vahlbruch, J.; Synal, H.-A.; Schnabel, C. (2004): Ableitung von radioökologischen Parametern aus dem langfristigen Eintrag von Iod-129. BMU (Hg.) Reaktorsicherheit und Strahlenschutz; 2004-650; Bonn.
- Minhans, A.; Neles, J.; Schmidt, G. (2008): Endlagerung wärmeentwickelnder radioaktiver Abfälle in Deutschland. Anhang Entsorgungsstrategien. Darstellung und Bewertung von Alternativen zur Endlagerung. GRS, Öko-Institut. Braunschweig, Darmstadt (Anhang zu GRS-247).
- NAGRA (2014): Arbeitsbericht NAB 14-87. Development and evolution of the Excavation Damaged Zone (EDZ) in the Opalinus Clay – A synopsis of the state of knowledge from Mont Terri. Wettingen.
- Neles, J. (2008): Endlagerung wärmeentwickelnder radioaktiver Abfälle in Deutschland. Anhang Abfälle. Entstehung, Mengen und Eigenschaften von wärmeentwickelnden radioaktiven Abfällen. Unter Mitarbeit von S. Mohr und G. Schmidt. Hg. v. Öko-Institut und GRS. Braunschweig, Darmstadt. Online verfügbar unter: http://www.grs.de/sites/default/files/pdf/grs-247_anhg01_abfaelle.pdf, zuletzt geprüft am 31.10.2014.
- Nuclear Energy Agency (NEA) (1999): Geological Disposal of Radioactive Waste. Paris (Radioactive Waste Management).
- Nurmi, A.; Kojo, M.; Litmanen, T. (2012): Identifying Remaining Socio-technical Challenges at the National Level. Finland. Antwerpen (Working Paper, WP1-MS 5).
- Olsson, O.; Hedman, T.; Sundman, B.; Svemar, C. (2008): Geological Disposal of Radioactive Waste - Experience from Operating Facilities in Sweden. In: Rempe, N. T. (Hg.): Deep Geologic Repositories. Boulder: The Geological Society of America, S. 73-80.
- Ott, K. (2014): Handeln auf Probe für die Ewigkeit? Die Einlagerung hochradioaktiver atomarer Reststoffe als eine Generationenaufgabe. In: Nicole C. Karafyllis (Hg.): Das Leben führen? Lebensführung zwischen Technikphilosophie und Lebensphilosophie. Für Günther Ropohl zum 75. Geburtstag. Berlin: edition sigma, S. 239-258.
- Poggendorf, K. (2008): Gorleben – Der Streit um die nukleare Entsorgung und die Zukunft einer Region. Lüneburg: Nordlanddruck.
- Pohl, W. L. (2005): Mineralische und Energie-Rohstoffe. Stuttgart: Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung.

- Pusch, R. (2006): Criteria for Selecting Repository Mines. In: Viktor Popov und Roland Pusch (Hg.): Disposal of Hazardous Waste in Underground Mines. Southampton: WIT, S. 61-78.
- Pusch, R. (2008): Geological Storage of Highly Radioactive Waste. Heidelberg: Springer.
- Rack, M. (1991): Zweite Allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Abfallgesetz TA Abfall – Teil 1. Technische Anleitung zur Lagerung, chemisch/physikalischen, biologischen Behandlung, Verbrennung und Ablagerung von besonders überwachungsbedürftigen Abfällen. Berlin: BMUB (GMBI 139, ber. 469).
- Reuther, C.-D. (2012): Grundlagen der Tektonik. Kräften und Spannungen der Erde auf der Spur. Heidelberg: Spektrum Akademischer Verlag.
- Röhlig, K.-J.; Walther, C.; et al. (2014): Memorandum zur Entsorgung hochradioaktiver Reststoffe. Hannover: ENTRIA.
- Ropohl, G. (2009): Allgemeine Technologie. Eine Systemtheorie der Technik. 3. Aufl. Karlsruhe: Universitätsverlag Karlsruhe.
- Rucht, D. (1980): Von Wyhl nach Gorleben. Bürger gegen Atomprogramm und nukleare Entsorgung. München: Beck.
- Rucht, D. (2008): Die Anti-Atomkraftbewegung. In: Roth, R. und Rucht, D. (Hg.): Die sozialen Bewegungen in Deutschland seit 1945, ein Handbuch. Frankfurt am Main: Campus, S. 245-266.
- Savage, D. (1995): The Scientific and Regulatory Basis for the Geological Disposal of Radioactive Waste. Chichester: Wiley.
- Schade, H. W. J. (2008): Reverse Mining – The Development of Deep Geologic Isolation of Hazardous (Chemotoxic) Waste in Germany and its International Prospects. In: Rempe, N. T. (Hg.): Deep Geologic Repositories. Boulder: The Geological Society of America, S. 23-30.
- Schneider, H. (2010): Übergang der Zuständigkeit für das Salzbergwerk Asse II auf das Bundesamt für Strahlenschutz. In: *atw* 55 (1), S. 23-34.
- Schultz-Ela, D. D.; Jackson, M.P.A.; Vendeville, B. C. (1993): Mechanics of Active Salt Diapirism. In: *Tectonophysics* 228 (3-4), S. 275-312. DOI: 10.1016/0040-1951(93)90345-K.
- Shrader-Frechette, K. S. (1993): Burying Uncertainty. Risk and the Case against Geological Disposal of Nuclear Waste. Berkeley: University of California Press.
- Shrader-Frechette, K. (1996): Nuclear Waste. The Academy and Million-Year Estimates. In: *The Quarterly Review of Biology* 71 (3), S. 381-385.

- Simon, E. (2008): Technikerhaltung. Das technische Artefakt und seine Instandhaltung; eine technikphilosophische Untersuchung. Frankfurt am Main, Berlin, Bern, Wien: Lang.
- Sirocko, F. (2012): Das Norddeutsche Becken. Lüneburg. Online verfügbar unter <http://www.geologie-lueneburg.de/materialien.htm>, zuletzt geprüft am 23.01.2015.
- Streffer, C.; Gethmann, C. F.; Kamp, G.; Kröger, W.; Reh binder, E.; Renn, O.; Röhlig, K.-J. (2011): Radioactive Waste. Berlin, Heidelberg: Springer.
- Thein, J. (1992): Untertägige Deponierung im Nichtsalzgestein – Möglichkeiten und Grenzen. In: Fettweis, G. B., Golser, J. und Hengerer, D. (Hg.): Deponietechnik und Entsorgungsbergbau. Rotterdam, Brookfield: A.A. Balkema, S. 155-167.
- Thomé-Kozmiansky, K. J. (2014): Mineralische Nebenprodukte und Abfälle. Aschen Schlacken Stäube und Baurestmassen. Nietwerder: TK-Verlag.
- Tiggemann, A. (2006): Der Weg nach Gorleben. Zur Geschichte der Endlagerung in der Bundesrepublik Deutschland (1955-1977). In: Hocke, P. und Grunwald, A. (Hg.): Wohin mit dem radioaktiven Abfall? Perspektiven für eine sozialwissenschaftliche Endlagerforschung. Berlin: edition sigma, S. 85-118.
- Tiggemann, A. (2010): Gorleben als Entsorgungs- und Endlagerstandort. Der niedersächsische Auswahl- und Entscheidungsprozess Expertise zur Standortvorauswahl für das „Entsorgungszentrum“ 1976/77. Niedersächsisches Ministerium für Umwelt und Klimaschutz. Köln.
- U.S. Department of Energy (2014): Evaluation of Options for Permanent Geologic Disposal of Spent Nuclear Fuel and High-Level Radioactive Waste in Support of a Comprehensive National Nuclear Fuel Cycle Strategy. Volume II. Appendices.
- Umeki, H. (2008): Repository Design. In: Alexander, W. R. und McKinley, L. E. (Hg.): Deep Geological Disposal of Radioactive Waste. 1. Aufl. Amsterdam, Boston: Elsevier, S. 112-143.
- Wasylycia-Leis, J.; Fitzpatrick, P.; Fonseca, A. (2014): Mining Communities from a Resilience Perspective: Managing Disturbance and Vulnerability in Itabira, Brazil. In: *Environmental management* 53 (3), S. 481-495. DOI: 10.1007/s00267-014-0230-1.
- Weyer, J. (2008): Techniksoziologie. Genese Gestaltung und Steuerung sozio-technischer Systeme. Weinheim, München: Juventa.

Zirngast, M. (1991): Die Entwicklungsgeschichte des Salzstocks Gorleben. Ergebnis einer strukturgeologischen Bearbeitung: mit 2 Tabellen. Stuttgart: Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung.