

Planfeststellungsverfahren zur Stilllegung des Endlagers für radioaktive Abfälle Morsleben

Verfahrensunterlage

Titel: Endlager Morsleben (ERAM)
Grundwasserrelevante Aspekte: Berücksichtigung von Verfüll- und
Verschleißmaßnahmen

Autor: Brennecke, P. & Laske, D.

Erscheinungsjahr: 2007

Unterlagen-Nr.: P 260

Revision: 01

Unterlagenteil:



Kurzfassung

Verfasser: Peter Brennecke, **ZERNA**

Titel: Grundwasserrelevante Aspekte:
Berücksichtigung von Verfüll- und Verschleißmaßnahmen

Stand: 11.03.2007

Stichworte: Endlager Morsleben, Wasserhaushaltsgesetz (WHG), Grundwasserschutz, Stilllegung, Verfüllung von Abbauen der Grubengebäude, Modellbetrachtungen

Im Rahmen der Arbeiten zum Verfüllen und Verschließen des Endlagers für radioaktive Abfälle Morsleben (ERAM) ist im Hinblick auf die wasserrechtlichen Bestimmungen (Wasserhaushaltsgesetz - WHG, Wassergesetz für das Land Sachsen-Anhalt - WG LSA) der Nachweis zu führen, dass durch die endgelagerten bzw. endzulagernden radioaktiven Abfälle/Abfallgebinde einschließlich der Braunkohlenfilterasche und die Baustoffe für die geplanten Verfüll- und Verschleißmaßnahmen eine schädliche Verunreinigung des Grundwassers oder eine sonstige nachteilige Veränderung seiner Eigenschaften nicht zu besorgen ist. Die Erteilung der wasserrechtlichen Erlaubnis für das vorgesehene Verfüllen und Verschließen des ERAM setzt diesen Nachweis voraus.

Die Prüfung und Bewertung einer möglichen Verschmutzung des Grundwassers durch organische und anorganische Stoffe ist mit Hilfe von konservativen Modellbetrachtungen durchgeführt worden. Sie beschränkten sich zunächst auf die radioaktiven Abfälle/Abfallgebinde einschließlich der Braunkohlenfilterasche. In Ergänzung dazu wird in der vorliegenden Unterlage der Frage nachgegangen, ob und wie sich die Schadstoffe auf das oberflächennahe Grundwasser auswirken, die in den vorgesehenen Baustoffen für das Verfüllen und Verschließen des ERAM enthalten sind.

Im Rahmen der durchgeführten Modellbetrachtungen konnte insbesondere gezeigt werden, dass die Geringfügigkeitsschwellenwerte für das Grundwasser der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA), die kleiner als die Grenzwerte aus der Trinkwasserverordnung sind, nicht überschritten werden. Mit ihrer Unterschreitung gilt der Gefahrenverdacht in der Regel als ausgeräumt und somit auch die Besorgnis einer schädlichen Verunreinigung des Grundwassers oder einer sonstigen nachteiligen Veränderung seiner Eigenschaften im Sinne des § 34 Abs. 2 WHG und § 138 Abs. 2 WG LSA, d. h. der gute Zustand des oberflächennahen Grundwassers bleibt erhalten.

Zusammenfassend ist festzustellen, dass die im Rahmen der hier durchgeführten Untersuchungen betrachteten organischen und anorganischen Stoffe in nur solchen Konzentrationen in das oberflächennahe Grundwasser gelangen können, dass eine Gefahr der Grundwasserbeeinträchtigung nicht zu besorgen ist. Dies bedeutet, dass mit den im Endlager Morsleben vorhandenen radioaktiven Abfällen/Abfallgebänden einschließlich der Braunkohlenfilterasche und den Baustoffen für die geplanten Verfüll- und Verschleißmaßnahmen keine Einwirkungen verbunden sind, die schädliche Veränderungen der physikalischen, chemischen oder biologischen Beschaffenheit des oberflächennahen Grundwassers herbeiführen.

INHALTSVERZEICHNIS

Inhaltsverzeichnis	3
Abkürzungsverzeichnis	4
Tabellenverzeichnis	5
Anhangverzeichnis	5
1 Einleitung	6
2 Radioaktive Abfälle und Braunkohlenfilterasche	7
2.1 Abfallmengen und Aktivitäten	7
2.2 Stoffliche Zusammensetzung	7
3 Weitgehende Verfüllung von Abbauen der Grubengebäude	9
3.1 Begründung der Verfüllmaßnahmen	9
3.2 Verfüllplanung	9
3.3 Verfüllmaterial M3	10
4 Modellbetrachtung zur möglichen Verschmutzung des oberflächennahen Grundwassers	11
4.1 Vorgehensweise	11
4.1.1 Annahmen und Randbedingungen	12
4.1.2 Verdünnungsfaktoren	13
4.1.3 Geringfügigkeitsschwellenwerte und Grenzkonzentrationen	14
5 Elution von Schadstoffen im wässrigen Milieu	16
5.1 Elutionsverfahren nach DIN 38 414 Teil 4	16
5.2 Anwendungsbereiche / -gebiete der DIN 38 414 Teil 4	17
5.3 Elution von Salzbetonproben	19
5.3.1 Charakterisierung der Salzbetone	19
5.3.2 Elutionsversuche	19
5.3.3 Zusammenfassung und Bewertung der Untersuchungsergebnisse	20
6 Prüfung und Bewertung einer möglichen Verschmutzung des oberflächennahen Grundwassers bei Berücksichtigung der weitgehenden Verfüllung von Abbauen der Grubengebäude	21
6.1 Ermittlung von Schadstoffkonzentrationen	21
6.2 Vergleich mit Begrenzungen	21
6.3 Änderung der stofflichen Zusammensetzung	22
6.4 Berücksichtigung der Verfüllmaßnahmen im Zentralteil	23
6.5 Wahrung des wasserrechtlichen Schutzziels	24
7 Zusammenfassende Bewertung	25
8 Literaturverzeichnis	26
Tabellen	30
Anhang	38

Gesamtseitenzahl: 38

ABKÜRZUNGSVERZEICHNIS

AOX	absorbierbare organische Halogenverbindungen – absorbable organic halides
BFA	Braunkohlenfilterasche
bGZ	bergbauliche Gefahrenabwehrmaßnahme im Zentralteil
BTX	Benzol-, Toluol- und Xylol-Aromaten
DEV	Deutsches Einheitsverfahren
DGMK	Deutsche Wissenschaftliche Gesellschaft für Erdöl, Erdgas und Kohle e. V.
DIN	Deutsches Institut für Normung e. V.
DMT	Deutsche Montan Technologie GmbH
DVGW	Deutscher Verein des Gas- und Wasserfaches e. V.
EG	Europäische Gemeinschaft
EN	Europäische Norm
EOX	extrahierbare organische Halogenverbindungen – extractable organic halides
ERA	Endlager für radioaktive Abfälle
ERAM	Endlager für radioaktive Abfälle Morsleben
EWG	Europäische Wirtschaftsgemeinschaft
GAP	Grundwasserschutz bei Abfallverwertung und Produkteinsatz
GDCh	Gesellschaft Deutsche Chemiker
GRS	Gesellschaft für Anlagen- und Reaktorsicherheit mbH
LAGA	Länderarbeitsgemeinschaft Abfall
LABO	Bund-/Länderarbeitsgemeinschaft Bodenschutz
LAWA	Länderarbeitsgemeinschaft Wasser
LHKW	Leichtflüchtige Halogenkohlenwasserstoffe
NAW	Normenausschuss Wasserwesen
PAK	Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe
PCB	Polychlorierte Biphenyle
TA	Technische Anleitung
TOC	organisch gebundener Kohlenstoff (gesamt) – total organic carbon
UTD	Untertagedeponie
WG LSA	Wassergesetz für das Land Sachsen-Anhalt
WHG	Wasserhaushaltsgesetz

TABELLENVERZEICHNIS

Tab. 1:	Einlagerungsfeldspezifische Verdünnungsfaktoren (hier: radioaktive Abfälle/Abfallgebinde einschließlich Braunkohlenfilterasche).....	30
Tab. 2:	Zusammensetzung der Salzbetone (Baustoffe für Verfüll- und Verschleißmaßnahmen).	30
Tab. 3:	Gelöste Schadstoffmassen aus den radioaktiven Abfällen/Abfallgebänden einschließlich Braunkohlenfilterasche in den Einlagerungsfeldern.....	31
Tab. 4:	Schadstoffe (hier: radioaktive Abfälle/Abfallgebinde einschließlich Braunkohlenfilterasche) und ihre modellmäßig berechneten Konzentrationen im oberflächennahen Grundwasser.....	32
Tab. 5:	Schadstoffe (hier: Verfüllmaterial M3) und ihre modellmäßig berechnete Konzentration im oberflächennahen Grundwasser.	33
Tab. 6:	Vergleich von Begrenzungen für organische und anorganische Schadstoffe.	34
Tab. 7:	Modellbetrachtung zum Vergleich von Konzentrationen organischer und anorganischer Schadstoffe im oberflächennahen Grundwasser mit Begrenzungen aus einschlägigen wasserrechtlichen Regelwerken.	35
Tab. 8:	Modellbetrachtung zum Vergleich von Konzentrationen organischer und anorganischer Schadstoffe im oberflächennahen Grundwasser mit Begrenzungen aus einschlägigen wasserrechtlichen Regelwerken (hier: Verfüllmaterial 10-M3).....	36
Tab. 9:	Modellbetrachtung zum Vergleich von Konzentrationen organischer und anorganischer Schadstoffe im oberflächennahen Grundwasser mit Begrenzungen aus einschlägigen wasserrechtlichen Regelwerken (hier: Verfüllmaterialien M2 und M3 sowie 10-M2 und 10-M3).	37

ANHANGVERZEICHNIS

Anhang 1:	Analysenprotokoll für das Verfüllmaterial M3 (Eluatwerte).....	38
-----------	--	----

1 EINLEITUNG

Mit der Verordnung zur Umsetzung der Richtlinie 80/68/EWG des Rates vom 17. Dezember 1979 über den Schutz des Grundwassers gegen Verschmutzung durch bestimmte gefährliche Stoffe (Grundwasserverordnung) vom 18.03.1997 [1] werden der Besorgnisgrundsatz des § 34 'Reinhaltung' des Gesetzes zur Ordnung des Wasserhaushalts (Wasserhaushaltsgesetz - WHG) und des § 138 'Reinhaltung' des Wassergesetzes für das Land Sachsen-Anhalt (WG LSA) konkretisiert [2, 3]. Nach § 34 Abs. 2 WHG und § 138 Abs. 2 WG LSA dürfen Stoffe nur so gelagert oder abgelagert werden, dass eine schädliche Verunreinigung des Grundwassers oder eine sonstige nachteilige Veränderung seiner Eigenschaften nicht zu besorgen ist. Lagern oder Ablagern im Sinne von § 34 Abs. 2 WHG und § 138 Abs. 2 WG LSA ist ein Lagern zur späteren Weiterverwendung bzw. ein Ablagern zur Entledigung (hier: Endlagerung).

Im Hinblick auf eine umfassende wasserrechtliche Prüfung und die Erteilung der wasserrechtlichen Erlaubnis entsprechend den Anforderungen des Wasserhaushaltsgesetzes, des Wassergesetzes für das Land Sachsen-Anhalt und der Grundwasserverordnung ist der Nachweis zu führen, dass die im Endlager für radioaktive Abfälle Morsleben (ERAM) endgelagerten bzw. endzulagernden radioaktiven Abfälle/Abfallgebilde einschließlich der Braunkohlenfilterasche und die Baustoffe für die Verfüllung von ausgewählten Grubenbauen im Rahmen der bergbaulichen Gefahrenabwehrmaßnahme (bGZ) wie auch für die Verfüll- und Verschließmaßnahmen (hier: weitgehende Verfüllung von Abbauen der Grubengebäude) zu keiner schädlichen Verunreinigung des Grundwassers oder einer sonstigen nachteiligen Veränderung seiner Eigenschaften führen.

In Ergänzung zu bisherigen Untersuchungen, die die möglichen Auswirkungen freigesetzter Schadstoffe aus den radioaktiven Abfällen/Abfallgebilden einschließlich der Braunkohlenfilterasche auf das oberflächennahe Grundwasser umfassen, wird nachfolgend der Einfluss derjenigen Schadstoffe untersucht, die in den vorgesehenen Baustoffen für das Verfüllen und Verschließen des ERAM enthalten sind.

Radioaktive Abfälle/Abfallgebilde setzen sich hauptsächlich aus organischen und anorganischen nichtradioaktiven Stoffen zusammen, die als Bestandteile des Abfallbehälters, des Fixierungsmittels und des radioaktiven Abfalls auftreten können. Gegenüber den großen Massen dieser Stoffe sind die Massen der in den radioaktiven Abfällen/Abfallgebilden enthaltenen Radionuklide vergleichsweise gering. Um den o. a. Nachweis führen zu können, wird aufbauend auf den ermittelten Inventaren organischer und anorganischer nichtradioaktiver Bestandteile der radioaktiven Abfälle/Abfallgebilde und der Braunkohlenfilterasche auf Angaben über Menge und Zusammensetzung der Baustoffe für die weitgehende Verfüllung von Abbauen der Grubengebäude zurückgegriffen. In Anlehnung an die Randbedingungen und Vorgaben der radiologischen Langzeitsicherheitsanalyse wird auf dieser Basis die Prüfung und Bewertung einer möglichen Verschmutzung des oberflächennahen Grundwassers durch das Inventar an organischen und anorganischen nichtradioaktiven Schadstoffen durchgeführt. Dabei wird das Ziel verfolgt aufzuzeigen, ob und welche Auswirkungen mit der Endlagerung von radioaktiven Abfällen/Abfallgebilden im ERAM einschließlich der eingebrachten Braunkohlenfilterasche und speziell der für die weitgehende Verfüllung von Abbauen der Grubengebäude vorgesehenen Baustoffe verbunden sind.

Es sei darauf hingewiesen, dass zukünftig Anpassungen und/oder Konkretisierungen im Bereich der Regelungen zum Wasserrecht zu erwarten sind. Gemäß der Richtlinie 2006/118/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 12. Dezember 2006 zum Schutz des Grundwassers vor Verschmutzung und Verschlechterung [4] sind bis spätestens 22. Dezember 2008 Schwellenwerte zur Beurteilung des chemischen Zustandes eines Grundwasserkörpers oder einer Gruppe von Grundwasserkörpern festzulegen. Ferner sind Rechts- und Verwaltungsvorschriften zu erlassen, die erforderlich sind, um dieser Richtlinie spätestens ab dem 16. Januar 2009 nachzukommen.

2 RADIOAKTIVE ABFÄLLE UND BRAUNKOHLEN-FILTERASCHE

Bei der friedlichen Nutzung der Kernenergie und beim Umgang mit Radioisotopen fallen Reststoffe an. Soweit diese nicht schadlos verwertet werden können, müssen sie als radioaktive Abfälle geordnet und sicher beseitigt werden.

In das Endlager für radioaktive Abfälle Morsleben (ERAM) wurden insbesondere radioaktive Abfälle verbracht, die

- beim Betrieb von Kernkraftwerken,
- im Bereich von Forschungs- und Entwicklungsarbeiten,
- bei der Radioisotopenanwendung in Gewerbe, Industrie und Medizin

anfielen.

2.1 ABFALLMENGEN UND AKTIVITÄTEN

Die Endlagerung radioaktiver Abfälle im ERAM erfolgte in den beiden Zeiträumen vom Dezember 1971 bis zum Februar 1991 und vom Januar 1994 bis zum September 1998.

Im Einlagerungszeitraum 1971 - 1991 wurden 6.174 m³ feste radioaktive Abfälle, 8.258 m³ flüssige radioaktive Abfälle und 6.223 Stück ausgediente umschlossene Strahlenquellen endgelagert. Die flüssigen Abfälle wurden mit Braunkohlenfilterasche verfestigt. Das Volumen der Strahlenquellen ist insgesamt sehr gering und kann gegenüber dem Volumen der festen und flüssigen radioaktiven Abfälle vernachlässigt werden. Die Gesamtaktivität beträgt $7,7 \cdot 10^{13}$ Bq (Bezugsdatum: 30.06.2005) [5, 6].

Im Rahmen des Einlagerungszeitraums 1971-1991 wurden 1983 und 1990 radioaktive Abfälle mit vergleichsweise hohen Aktivitäten in das ERAM verbracht. Diese Abfälle (hier: Radiumabfälle, ausgediente umschlossene Strahlenquellen und Abfälle aus der Strahlenquellenproduktion) werden seitdem im ERAM zwischengelagert [7]. Ihre Gesamtaktivität beläuft sich auf etwa $3,9 \cdot 10^{14}$ Bq (Bezugsdatum: 30.06.2005); davon entfallen etwa $3,7 \cdot 10^{11}$ Bq auf die Aktivität des langlebigen Radionuklids Ra-226. Es ist beabsichtigt, dass im Rahmen des Planfeststellungsverfahrens für die Stilllegung des ERAM die sichere Endlagerung der zwischenlagernden Abfälle festgestellt werden soll.

Im Einlagerungszeitraum 1994 - 1998 wurden 22.320 m³ feste radioaktive Abfälle/Abfallgebinde und 394 Stück ausgediente umschlossene Strahlenquellen endgelagert. Das Volumen der Strahlenquellen beträgt insgesamt weniger als 0,1 m³ und kann gegenüber dem Volumen von 22.320 m³ vernachlässigt werden. Die Gesamtaktivität beläuft sich auf $9,1 \cdot 10^{13}$ Bq; davon entfallen $8,1 \cdot 10^{10}$ Bq auf die Aktivität von Alpha-Strahlern und $9,1 \cdot 10^{13}$ Bq auf die Aktivität von Beta/Gamma-Strahlern (dokumentierte Aktivität) [8].

In den Unterlagen [5 - 9] werden die im ERAM vorhandenen radioaktiven Abfälle hinsichtlich Herkunft, Abfallarten, Abfallmengen und Radionuklidinventaren ausführlich und umfassend beschrieben.

2.2 STOFFLICHE ZUSAMMENSETZUNG

Radioaktive Abfälle/Abfallgebinde setzen sich überwiegend aus einer Vielzahl von organischen und anorganischen nichtradioaktiven Stoffen zusammen. Um eine schädliche Verunreinigung des Grundwassers oder eine sonstige nachteilige Veränderung seiner Eigenschaften prüfen und bewerten zu können, müssen An-

gaben über die stoffliche Zusammensetzung der in das ERAM verbrachten radioaktiven Abfälle herangezogen werden.

Die Ermittlung der erforderlichen Basisdaten erfolgte überwiegend im Rahmen einer Bestandsaufnahme bei den Ablieferungspflichtigen; ergänzend wurden umfangreiche Literaturlauswertungen vorgenommen [10, 11]. In diesem Zusammenhang sei darauf hingewiesen, dass die Bestandsaufnahme zunächst zu Materialien und Materialmassen führte, die anschließend nach Komponenten- und Elementmassen weiter detailliert wurden. Aus Gründen der Transparenz und Eindeutigkeit wurde bei der Ermittlung der Basisdaten zwischen solchen Stoffanteilen unterschieden, die dem eigentlichen radioaktiven Abfall, dem verwendeten Fixierungsmittel und den Abfallbehältern bzw. Verpackungen zuzuordnen sind. Diese Einzelangaben wurden dann zum Gesamtstoffinventar zusammengeführt und kumuliert.

In Ergänzung dazu wurde die zur Verfestigung von flüssigen radioaktiven Abfällen und zu Versatzzwecken verwendete Braunkohlenfilterasche berücksichtigt und in entsprechender Weise in das Gesamtstoffinventar aufgenommen.

Die Erfassung der stofflichen Bestandteile führte zu folgenden Ergebnissen:

Der Anteil organischer Stoffe an der Gesamtmasse der in das ERAM eingebrachten radioaktiven Abfälle einschließlich der Braunkohlenfilterasche beträgt etwa $6,08 \cdot 10^3$ Mg (7,4 Massen-%). In dieser Masse sind auch organische chemotoxische Stoffe enthalten [12].

Der Anteil anorganischer Stoffe an der Gesamtmasse der in das ERAM eingebrachten radioaktiven Abfälle einschließlich der Braunkohlenfilterasche beträgt etwa $7,59 \cdot 10^4$ Mg (92,6 Massen-%). In dieser Masse sind auch anorganische chemotoxische Stoffe enthalten [12].

Die Gesamtmasse der organischen und anorganischen Stoffe, die in den radioaktiven Abfällen/Abfallgebunden und der Braunkohlenfilterasche enthalten sind, beläuft sich damit auf etwa $8,20 \cdot 10^4$ Mg. Der Anteil der Braunkohlenfilterasche an dieser Masse beträgt etwa $3,40 \cdot 10^4$ Mg (41,5 Massen-%).

Die weitergehende Aufschlüsselung der in den radioaktiven Abfällen/Abfallgebunden und der Braunkohlenfilterasche enthaltenen organischen und anorganischen chemotoxischen Stoffe nach Verbindungen und Elementen, die für die Prüfung und Bewertung einer möglichen Verschmutzung des oberflächennahen Grundwassers oder einer nachteiligen Beeinträchtigung seiner Eigenschaften von Bedeutung sind, ist in [12] wiedergegeben.

3 WEITGEHENDE VERFÜLLUNG VON ABBAUEN DER GRUBENGEBÄUDE

Mit dem Konzept der weitgehenden Verfüllung von Abbauen der Grubengebäude verfolgt das BfS das Ziel, die Sicherheit des ERAM in der Nachbetriebsphase sicherzustellen (Langzeitsicherheit).

3.1 BEGRÜNDUNG DER VERFÜLLMAßNAHMEN

Für die Stilllegung des ERAM wird der Nachweis der Langzeitsicherheit im Rahmen von standortspezifischen sicherheitsanalytischen Untersuchungen geführt. Im Hinblick auf die Einhaltung der atom- und bergrechtlichen Schutzziele hat das BfS Verfüll- und Verschleißkonzepte zur weitgehenden Verfüllung von Abbauen der Grubengebäude entwickelt, die einen hinreichend sicheren Abschluss der endgelagerten radioaktiven Abfälle von der Biosphäre gewährleisten [13, 14].

Das wesentliche Merkmal der geplanten Verfüll- und Verschleißmaßnahmen für das ERAM besteht in der weitgehenden Verfüllung von Abbauen der Grubengebäude mit einem fließfähigen Salzbeton derart [15], dass

- die gebirgsmechanische Stabilität des Gesamtsystems langfristig gesichert ist,
- die Bewegung von Salzlösungen in den Grubengebäuden generell eingeschränkt wird,
- gewisse Strecken und ausgewählte Grubenbaue derart verfüllt werden, dass sie Abdichtungen gegen den Zutritt von Salzlösungen in die Einlagerungsbereiche bilden und den späteren Radionuklidaustrag verzögern,
- Lösungs- und Umlöseprozesse durch lokal nur beschränkt vorhandene Lösungsvolumina begrenzt werden.

Die Umsetzung dieser Maßnahmen führt also zu einer Verringerung der Resthohlräume, zu einer Abdichtung von Wegsamkeiten und zu einer Stützung des Gebirges. Damit wird insbesondere den Anforderungen aus der standortspezifischen Sicherheitsanalyse, den Anforderungen aus der Szenarienanalyse zur geologischen Langzeitbewertung und den Anforderungen zum Schutz der Tagesoberfläche Rechnung getragen.

Die insgesamt für die Stilllegung durchgeführten Planungsarbeiten berücksichtigen auch die Verfüllung ausgewählter Grubenbaue im Zentralteil des ERAM, die im Rahmen einer bergbaulichen Gefahrenabwehrmaßnahme im Zentralteil (bGZ) verfüllt werden. Hierdurch wird der stark durchbaute Zentralteil stabilisiert. Im Rahmen einer Kompatibilitätsprüfung wurde gezeigt, dass die im Rahmen der bGZ verfüllten Abbaue kompatibel mit dem Stilllegungskonzept sind und das geplante Verfüll- und Verschleißkonzept nicht negativ beeinträchtigt wird [15].

3.2 VERFÜLLPLANUNG

Das aufgefahrene Gesamthohlraumvolumen im ERAM beträgt etwa $8,7 \cdot 10^6 \text{ m}^3$, von denen etwa $2,5 \cdot 10^6 \text{ m}^3$ bereits mit sog. Altversatz verfüllt und verschlossen sind. Im Rahmen der geplanten weitgehenden Verfüllung von Abbauen der Grubengebäude ist das für die Verfüllung notwendige Versatzvolumen zu etwa $4,0 \cdot 10^6 \text{ m}^3$ berechnet worden [16].

Für die Planung der Verfüllreihenfolge ist die grundsätzliche Vorgehensweise so gewählt, dass die Verfüllung auf den tieferen Sohlen begonnen wird und die Grubengebäude sukzessiv von unten nach oben und von außen nach innen verfüllt werden.

3.3 VERFÜLLMATERIAL M3

Für die weitgehende Verfüllung von Abbauen der Grubengebäude ist Salzbeton vorgesehen. Die grundsätzliche Eignung eines solchen Baustoffs wurde mit Hilfe des Referenzmaterials 'Salzbeton der Mischung M3' im Rahmen der durchgeführten Planungsarbeiten für die weitgehende Verfüllung von Abbauen der Grubengebäude gezeigt. Dieses Referenzmaterial - nachfolgend als Verfüllmaterial M3 bezeichnet - setzt sich aus den Ausgangsstoffen

- Zement nach DIN 1164 - CEM III/B 32,5 - N-LH/HS/NA (frühere Bezeichnung: HOZ 35 L),
- Steinkohlenflugasche nach DIN EN 450 (HKV der SAFA Saarfiterasche-Vertriebs-GmbH & Co. KG),
- Rückstandssalz der Schachanlage Zielitz,
- Wasser

zusammen. Die jeweiligen Anteile betragen 9,87 Massen-%, 23,01 Massen-%, 54,49 Massen-% und 12,63 Massen-%. Zement und Steinkohlenflugasche dienen als Bindemittel, Salzgrus als Zuschlagstoff, der bezogen auf handelsübliche Betone mit den Kieszuschlägen verglichen werden kann. Bei dem Zement und der Steinkohlenflugasche handelt es sich um normgerechte und überwachte Bauprodukte, die gemäß Bauproduktengesetz handelsüblich sind und den technischen Anforderungen der Bauregelliste entsprechen. Damit erfüllen diese Baustoffe die für die allgemeine Verwendbarkeit einschlägigen Anforderungen an die Umweltverträglichkeit. Rückstandssalz wird normalerweise über Tage aufgehaldet und ist - bezogen auf die Salinargesteine - als arteigenes Material zu bezeichnen.

Angaben zur chemischen Zusammensetzung und zu den Eigenschaften des hydraulisch abbindenden Verfüllmaterials M3 sind in [17] und [18] enthalten.

4 MODELLBETRACHTUNG ZUR MÖGLICHEN VERSCHMUTZUNG DES OBERFLÄCHENNAHEN GRUNDWASSERS

Die Ausbreitung von Schadstoffen aus einem Endlager in tiefen geologischen Formationen in der Nachbetriebsphase erfolgt insbesondere über den Wasserpfad. Die Prüfung und Bewertung einer möglichen Verschmutzung des oberflächennahen Grundwassers wird mit Hilfe einer Modellbetrachtung vorgenommen; die hier zugrunde gelegten Vorstellungen werden nachfolgend erläutert.

4.1 VORGEHENSWEISE

Die im ERAM endzulagernden bzw. endgelagerten radioaktiven Abfälle/Abfallgebilde einschließlich der Braunkohlenfilterasche setzen sich aus einer Vielzahl von anorganischen und organischen Stoffbestandteilen (Elemente, Verbindungen) zusammen. Ein Zutritt von Salzlösungen in der Nachbetriebsphase führt zu Auslaugungs- und Korrosionsprozessen, denen die Freisetzung von Schadstoffen wie auch verschiedenartigste Wechselwirkungsreaktionen zwischen den ausgelaugten und korrodierten Spezies folgen. Die zugetretenen Salzlösungen setzen sich mit den radioaktiven Abfällen/Abfallgebilden und der Braunkohlenfilterasche um und sättigen sich langsam mit den freigesetzten Schadstoffen auf. Dieser Vorgang kann sich so lange fortsetzen, bis alles umgesetzt oder die entstehende Lösung gesättigt ist, d. h. Löslichkeitsgrenzen erreicht worden sind. Damit handelt es sich um ein sehr komplexes System, dessen mögliche Auswirkungen auf das oberflächennahe Grundwasser zu untersuchen und zu bewerten sind.

Bei Berücksichtigung der Herkunft der radioaktiven Abfälle, der unterschiedlichen Abfallarten, der Heterogenität ihrer chemisch-stofflichen Zusammensetzung, der gewählten Behandlung bzw. Verarbeitung (z. B. mit oder ohne Verwendung eines Fixierungsmittels) und der jeweiligen Abfallbehälter/Verpackungen ist es außerordentlich schwierig, belastbare Angaben über repräsentative Freisetzungen von nichtradioaktiven Bestandteilen aus den im ERAM insgesamt vorhandenen radioaktiven Abfällen/Abfallgebilden und der Braunkohlenfilterasche zu machen (Modellierung des chemischen Quellterms). Dies wird zusätzlich dadurch erschwert, da zur Abbildung der tatsächlichen Verhältnisse auch mögliche Wechselwirkungsreaktionen und die daraus resultierenden Reaktionsprodukte einschließlich von Folgereaktionen berücksichtigt werden müssen. Auch wurden bisher keine Untersuchungen mit einer solchen Zielsetzung durchgeführt, d. h. es stehen keine diesbezüglichen Ergebnisse für sicherheitsanalytische Betrachtungen und Bewertungen im hierfür benötigten Umfang und Detaillierungsgrad zur Verfügung, noch können die erforderlichen Daten aufgrund der Komplexität des Gesamtsystems belastbar prognostiziert werden. Ersatzweise könnte z. B. im Einzelfall auf Daten zurückgegriffen werden, die bisher nur für wenige ausgewählte Schwermetalle hinsichtlich der Entsorgung von konventionellen Abfällen oder Sonderabfällen in Untertagedeponien experimentell ermittelt und von geochemischen Modellrechnungen begleitet wurden [19, 20, 21]. Hier ist allerdings zu bedenken, dass die Erforschung der Eigenschaften von chemotoxischen Stoffen in salinaren Lösungen erst am Anfang steht.

Vor diesem Hintergrund wird der Frage, ob eine schädliche Verunreinigung des Grundwassers oder eine sonstige nachteilige Veränderung seiner Eigenschaften zu besorgen ist, in Form einer Modellbetrachtung nachgegangen. Dabei wird der Ansatz verfolgt, eine Untersuchung mit auf der sicheren Seite liegenden Annahmen und Randbedingungen durchzuführen. Wenn bereits mit einer solchen als "abdeckend" anzusehenden Betrachtung die Einhaltung des wasserrechtlichen Schutzziels aufgezeigt werden kann, muss nicht zwingend auf realitätsnähere Modelle und Rechnungen zurückgegriffen werden.

Die Modellbetrachtung ist konkret auf einen Vergleich von Schadstoffkonzentrationen ausgerichtet. Es werden die Konzentrationen der organischen und anorganischen Stoffe (hier: radioaktive Abfälle/Abfallgebilde, Braunkohlenfilterasche, Verfüllmaterial M3), die sich nach Auflösung und Austritt der mit ihnen belasteten Salzlösungen aus den Grubengebäuden unter Berücksichtigung der Verdünnung im oberflächennahen

Grundwasser einstellen, mit Konzentrationsbegrenzungen für chemische Elemente und organische bzw. anorganische Verbindungen aus einschlägigen wasserrechtlichen Regelwerken verglichen (Kap. 4.1.3).

Im Einzelnen wird wie folgt vorgegangen:

- Es wird von einem Volumen der endgelagerten bzw. endzulagernden Abfälle/Abfallgebilde von 36.752 m^3 und einer Masse der eingebrachten Braunkohlenfilterasche von $3,40 \cdot 10^4 \text{ Mg}$ ausgegangen (Kap. 2.1 und 2.2). Das für die weitgehende Verfüllung von Abbauen der Grubengebäude berechnete Volumen des Verfüllmaterials M3 beträgt etwa $4,0 \cdot 10^6 \text{ m}^3$ (Kap. 3.2).
- Im Rahmen der Betrachtungen zu den radioaktiven Abfällen/Abfallgebilden und der Braunkohlenfilterasche sind deren Auflösung unter Berücksichtigung von Löslichkeitsgrenzen modellmäßig unterstellt und die sich daraus ergebenden Konzentrationen der organischen und anorganischen Stoffe getrennt für die verschiedenen Einlagerungsbereiche bestimmt worden [12]. Mit einlagerungsfeldspezifischen Verdünnungsfaktoren wurden dann die sich im oberflächennahen Grundwasser einstellenden Schadstoffkonzentrationen berechnet (löslichkeitsbestimmter Ansatz).
- Im Rahmen der Betrachtungen zu den möglichen Auswirkungen des Verfüllmaterials M3 auf das oberflächennahe Grundwasser wird von dem o. a. Ansatz abgewichen. Diese methodische Abweichung ist dadurch begründet, dass es sich bei diesem Referenzmaterial um einen Stoff mit einer wohldefinierten Zusammensetzung handelt, der chemisch analysiert und im Einzelnen nach organischen und anorganischen Bestandteilen spezifiziert wurde [17]. Vor diesem Hintergrund kann hier ein Ansatz gewählt werden, der insbesondere darauf beruht, dass im Zusammenhang mit der chemischen Charakterisierung des Verfüllmaterials M3 neben Feststoffanalysen auch Elutionsversuche durchgeführt wurden und experimentell bestimmte Eluatwerte zur Verfügung stehen. Hierauf wird ausführlich in Kap. 5 eingegangen.
- Für die Bewertung der modellmäßig berechneten Konzentrationen organischer und anorganischer Schadstoffe im oberflächennahen Grundwasser werden als Maßstab die in einschlägigen Regelwerken enthaltenen Begrenzungen herangezogen. Diesbezügliche Einzelheiten sind in Kap. 4.1.3 angegeben.
- Es sei darauf hingewiesen, dass mit der modellmäßig getroffenen Annahme einer Auflösung der radioaktiven Abfälle/Abfallgebilde und der Braunkohlenfilterasche unter Berücksichtigung von Löslichkeitsgrenzen die ungünstigste hypothetische Ausgangssituation gewählt wurde und damit ein sicherheitstechnisch konservativer Ansatz verfolgt wird.

4.1.1 Annahmen und Randbedingungen

Nach der o. a. Vorgehensweise werden die Modellbetrachtungen zu einer schädlichen Verunreinigung des oberflächennahen Grundwassers oder einer sonstigen nachteiligen Veränderung seiner Eigenschaften unter folgenden Annahmen bzw. Randbedingungen durchgeführt:

- Die Betrachtungen lehnen sich an die radiologische Sicherheitsanalyse für die Nachbetriebsphase des Endlagers Morsleben an und werden in Anlehnung an die hier getroffenen Randbedingungen und Vorgaben durchgeführt.
- Fällungs- und Flockungsreaktionen, die bei den beteiligten Reaktionspartnern im chemischen Milieu der Grubengebäude, während des Transportes durch die Geosphäre und im oberflächennahen Grundwasser zu deutlichen Konzentrationsabnahmen der gelösten Schadstoffe aufgrund der Bildung von schwerlöslichen oder unlöslichen Reaktionsprodukten führen können, werden nicht berücksichtigt. Andererseits werden auch keine Reaktionen berücksichtigt, die zu einer Löslichkeitserhöhung aufgrund der Bildung von leichtlöslichen Reaktionsprodukten führen können. pH-Wert-, Temperatur- und Zeitabhängigkeiten werden ebenfalls vernachlässigt.
- Die Modellbetrachtungen werden so geführt, als seien die einzelnen Schadstoffe jeweils allein gelöst. Wechselwirkungen, von denen aufgrund des tatsächlich vorhandenen Vielstoff- bzw. Vielkomponentensystems auszugehen ist, werden nicht berücksichtigt. Dieser Ansatz steht im Einklang mit der Vorge-

hensweise bei der Festlegung von Grenzwerten für Trinkwasser. Auch dort werden stets nur Einzelsysteme untersucht, so dass Auswirkungen mehrerer Stoffe nicht erfasst sind. Eine Untersuchung aller möglicher Kombinationen erscheint weder möglich noch vom Aufwand her gesehen vertretbar zu sein; Kombinationen wird im Allgemeinen kein höheres toxisches Potenzial zugemessen als den Einzelkomponenten [22].

- Für die gelösten organischen und anorganischen Schadstoffe wird für ihren Transport aus den Grubengebäuden und durch die Geosphäre keine Rückhaltung durch Sorptionsvorgänge an den technischen Barrieren und an den Gesteinen unterstellt, d. h. es wird insbesondere kein Kredit von der Rückhaltewirkung der geologischen Barriere und des Deckgebirges genommen. Konzentrationsabnahmen, die hier unter tatsächlichen Bedingungen zu erwarten sind, werden damit von den Betrachtungen ausgeschlossen.

4.1.2 Verdünnungsfaktoren

In der Nachbetriebsphase des ERAM werden sich die Resthohlräume in den Einlagerungsfeldern und den restlichen Grubengebäuden mit Salzlösungen füllen. Die mit Lösung gefüllten Resthohlräume in den Grubengebäuden unterliegen der Konvergenz, die zu einem Auspressen der Lösungen führt. Die schadstoffhaltigen Lösungen aus den Einlagerungsfeldern mischen sich beim Übertritt in das Hutgestein mit der gleichzeitig aus der Restgrube ausgepressten unkontaminierten Lösung. Nach ihrem Austreten aus der Salzstruktur gelangen die Lösungen durch das Deckgebirge schließlich in den Bereich des oberflächennahen Grundwassers, wo ihre Vermischung bzw. Verteilung in dem sich dort bewegenden Volumenstrom von 25.000 m³/a erfolgt [14].

Bei der Ableitung der Verdünnungsfaktoren wurden folgende Annahmen zugrunde gelegt:

- Der in den Grubenräumen noch vorhandene Hohlraum ist lösungsgefüllt.
- Bei der Auffüllung der Grubengebäude mit Lösung tritt aus dem Deckgebirge Süßwasser zu. Es finden Hohlraumvergrößerungen auf Grund der Aufsättigung dieser Lösung an Steinsalz und auf Grund von Umlöseprozessen am Carnallit ausschließlich außerhalb der abgedichteten Einlagerungsbereiche statt.
- Es wird angenommen, dass das im Rahmen der Stilllegung eingebrachte Verfüllmaterial M3 lösungs gesättigt ist. Das Porenvolumen des Altversatzes ist lösungszugänglich und trägt damit zur Hohlräum bilanz bei.
- Damit ist das zur Ermittlung einer maximalen Auspressrate zu Grunde zu legende Hohlraumvolumen in den Grubengebäuden konservativ abgeschätzt.
- Als Konvergenzrate wird die für den Zentralteil der Grube Bartensleben ermittelte Konvergenzrate zu Grunde gelegt. Ein sich einstellender Stützdruck der Lösung wird berücksichtigt, nicht berücksichtigt wird die zusätzliche Stützwirkung des Versatzes.
- Die Abschätzung des sich im oberflächennahen Grundwasser bewegenden Volumenstroms erfolgt aus den durchgeführten Modellrechnungen zur Grundwasserbewegung im Deckgebirge im Bereich des ERAM.

Radioaktive Abfälle/Abfallgebinde und Braunkohlenfilterasche

Den Ausgangspunkt für die modellmäßige Berechnung der Schadstoffkonzentrationen im oberflächennahen Grundwasser, die aus der unterstellten Auflösung der eingebrachten Abfälle/Abfallgebinde und der Braunkohlenfilterasche unter Berücksichtigung von Löslichkeitsgrenzen in den Grubengebäuden resultieren, bildet die in jedem Einlagerungsfeld theoretisch mögliche Konzentration der organischen und anorganischen Stoffe. Diese Konzentration wird durch Art und Menge des jeweils eingebrachten Einlagerungsgutes bestimmt

und ist damit spezifisch von den jeweiligen Einlagerungsfeldern abhängig. Für den sich anschließenden Austritt der mit organischen und anorganischen Stoffen belasteten Salzlösungen aus den Grubengebäuden und deren Transport durch die Geosphäre bis in das oberflächennahe Grundwasser kann auf einlagerungsfeldspezifische Verdünnungsfaktoren zurückgegriffen werden [14]. Diese Faktoren sind im Rahmen der sicherheitsanalytischen Arbeiten für die Nachbetriebsphase des ERAM abgeleitet worden und können für die Ermittlung der Schadstoffkonzentrationen herangezogen werden. Sie liegen im Bereich zwischen $7,1 \cdot 10^{-12} \text{ m}^{-3}$ und $1,1 \cdot 10^{-9} \text{ m}^{-3}$ (Tab. 1). Danach bedeutet z. B. der für das West-/Südfeld angegebene Verdünnungsfaktor von $3,5 \cdot 10^{-11} \text{ m}^{-3}$, dass ein Inventar von 100 kg eines Schadstoffs im West-/Südfeld zu einer maximalen Konzentration von $3,5 \cdot 10^{-9} \text{ kg/m}^3 = 3,5 \cdot 10^{-6} \text{ mg/l}$ im oberflächennahen Grundwasser führen kann.

Verfüllmaterial M3

Für die weitgehende Verfüllung von Abbauen in den Grubengebäuden des Endlagers Morsleben ist ein Verfüllmaterial vorgesehen, dessen Eigenschaften grundsätzlich dem Referenzmaterial M3 entsprechen. Für die modellmäßige Berechnung der Schadstoffkonzentrationen im oberflächennahen Grundwasser werden die im Elutionsversuch experimentell bestimmten Schadstoffkonzentrationen (Kap. 5) herangezogen.

Der Schadstoffeintrag in das oberflächennahe Grundwasser wird vom Verhältnis der Lösungsauspressrate aus dem Grubengebäude und dem oberflächennahen Grundwasserstrom bestimmt. Nach Modellrechnungen mit dem im Langzeitsicherheitsnachweis angenommenen Referenzparameterwerten werden danach Maximalwerte von $10 \text{ m}^3/\text{a}$ im Fall "ohne Gaspolster" und rund $65 \text{ m}^3/\text{a}$ in den Fällen "mit Gaspolster" erreicht [14]. In den Fällen mit Gaspolster erreichen die Freisetzungsraten den Maximalwert allerdings nur während einer relativ kurzen Zeitdauer von wenigen Jahrzehnten. Hieraus ergeben sich bei einem Grundwasservolumenstrom im Aquifer von $25.000 \text{ m}^3/\text{a}$ Verdünnungsfaktoren von 2.500 (bei $10 \text{ m}^3/\text{a}$) bzw. von 385 (bei $65 \text{ m}^3/\text{a}$).

4.1.3 Geringfügigkeitsschwellenwerte und Grenzkonzentrationen

Nach § 34 Abs. 2 WHG und § 138 Abs. 2 WG LSA dürfen Stoffe nur so gelagert oder abgelagert werden, dass eine schädliche Verunreinigung des Grundwassers oder eine sonstige nachteilige Veränderung seiner Eigenschaften nicht zu besorgen ist. Dieser immissionsbezogene Besorgnisgrundsatz stellt das wasserrechtliche Schutzziel dar. Es handelt sich um eine sehr strenge (da bereits Besorgnisse auszuschließen sind), zeitlich unbegrenzte und zugleich unbestimmte Anforderung. In beiden Gesetzen wird nicht weiter ausgeführt, wie die verwendeten konkreten Begriffe der "schädlichen Verunreinigung" und der "nachteiligen Veränderung" des Grundwasserzustandes ausgelegt werden müssen. Durch die in der Anlage zur Grundwasserverordnung, Listen I und II, genannten Stofffamilien und Stoffgruppen [2] werden die beiden o. a. Begriffe fachlich näher bestimmt. Je nach Inventar bzw. Konzentration können die hier genannten Stoffe zu einer "schädlichen Verunreinigung" bzw. zu einer "nachteiligen Veränderung" des Grundwasserzustandes beitragen oder diese verursachen; daher müssen durch sie bedingte Auswirkungen auf das Grundwasser geprüft und bewertet werden. Hierzu sind jedoch keine diesbezüglichen Ausführungsbestimmungen (z. B. Verwaltungsvorschriften oder Richtlinien) erlassen worden, in denen die Vorgehensweise zum Nachweis der Einhaltung des o. a. Schutzzieles festgelegt ist. Auch gibt es für die Bewertung von Beeinträchtigungen des Grundwassers keine unmittelbar geltenden, rechtlich verbindlichen Grenz- oder Richtwerte als Maßstab, die den besonderen Gegebenheiten der Endlagerung radioaktiver Abfälle in tiefen geologischen Formationen Rechnung tragen. Die hier vom Einlagerungsbereich ausgehenden möglichen Schadstoffeinträge sind wasserrechtlich bisher nicht geregelt worden.

Vor diesem Hintergrund können daher nur Maßstäbe herangezogen werden, die von der Sache her grundsätzlich geeignet sind, die im Einzelfall unter Berücksichtigung der standortspezifischen Gegebenheiten zu erwartenden "schädlichen Verunreinigungen" bzw. "nachteiligen Veränderungen" des Grundwassers zu konkretisieren und etwaige Beeinträchtigungen zu bewerten. Solche Maßstäbe liegen für Wasserkörper vor, die insbesondere für die Trinkwasserentnahme genutzt werden (in der vorliegenden Unterlage als "oberflächennahes Grundwasser" bezeichnet).

Da Grundwasser eine wertvolle natürliche Ressource ist, muss sie für grundwasserabhängige Ökosysteme und im Hinblick auf die Versorgung mit Wasser für den menschlichen Gebrauch geschützt werden. Als einschlägige Maßstäbe werden die in den nachfolgend genannten Regelwerken enthaltenen quantitativen Begrenzungen herangezogen:

- Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA)
"Ableitung von Geringfügigkeitsschwellenwerten für das Grundwasser" [23],
- Senatsverwaltung für Stadtentwicklung
"Bewertungskriterien für die Beurteilung von Grundwasserverunreinigungen in Berlin (Berliner Liste 2005)" [24],
- "Verordnung zur Novellierung der Trinkwasserverordnung vom 21. Mai 2001" [25],
- DVGW Deutscher Verein des Gas- und Wasserfaches e. V.
"Eignung von Fließgewässern für die Trinkwasserversorgung" [26].

Von diesen Regelwerken hat die Unterlage der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) unmittelbaren Bezug zum Grundwasser, und zwar im Zusammenhang mit der Beurteilung von lokal begrenzten Schadstoffeinträgen. Die hier betrachteten Einträge in das Grundwasser erfolgen dabei entweder über die ungesättigte Zone (Sickerwasser) oder über die gesättigte Zone (Kontaktgrundwasser) [27, 28]. Die Geringfügigkeitsschwellenwerte definieren die schädliche bzw. nachteilige Veränderung des Grundwassers und bei ihrem Überschreiten einen Grundwasserschaden. Weiterhin hat die Berliner Liste 2005 Bezug zum Grundwasser; sie hat die Geringfügigkeitsschwellenwerte der LAWA übernommen. Die Trinkwasserverordnung ist in Verbindung mit einer Nutzung des Grundwassers für die Trinkwassergewinnung gleichwohl für die Bewertung der Grundwasserqualität geeignet, gilt jedoch streng genommen nur für bereits aufbereitetes Reinwasser. Die DVGW-Unterlage stellt eine Orientierung für den Gewässerschutz an Fließgewässern dar, die zur Trinkwasserversorgung genutzt werden. Aufgrund des damit gegebenen Bezugs zur Trinkwasserverordnung können die in ihr enthaltenen Begrenzungen grundsätzlich auch für eine Grundwasserbewertung herangezogen werden. In diesem Zusammenhang sei angemerkt, dass das Merkblatt W 251 des DVGW-Regelwerks in der Regel kleinere Grenzkonzentrationen - insbesondere in Form von Normalanforderungen - im Vergleich zu den Grenzwerten aus der Trinkwasserverordnung enthält.

Um die Einhaltung des Schutzzieles gemäß § 34 Abs. 2 WHG und § 138 Abs. 2 WG LSA nachweisen zu können, werden gemäß den o. a. Ausführungen die unbestimmten Rechtsbegriffe "schädliche Verunreinigung" und "nachteilige Veränderung" in Ermangelung diesbezüglich verbindlicher Regelungen dahingehend ausgelegt, dass keine diesbezüglichen Auswirkungen auf das oberflächennahe Grundwasser zu besorgen sind, wenn die von der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) festgelegten Geringfügigkeitsschwellenwerte (die sich auch in der Berliner Liste 2005 widerspiegeln), die in der Trinkwasserverordnung angegebenen Grenzwerte und die Normalanforderungen aus der Technischen Mitteilung, Merkblatt W 251 des DVGW-Regelwerks eingehalten werden.

Der Vergleich und die Bewertung der Schadstoffkonzentrationen im oberflächennahen Grundwasser, die gemäß den Annahmen und Randbedingungen aus Kap. 4.1.1 und 4.1.2 modellmäßig berechnet werden, erfolgt jeweils unter Heranziehung des restriktivsten Wertes aus [23, 24, 25, 26]. Hierauf wird ausführlicher in Kap. 6.2 eingegangen. Diese Vorgehensweise ist zwar nicht zwingend erforderlich, kann aber als ein Beitrag zum Nachweis eines guten Grundwasserzustandes im Sinne des Bewirtschaftungszieles für das Grundwasser gemäß § 33 a Abs. 1 Nr. 1 und 4 des Siebten Gesetzes zur Änderung des Wasserhaushaltsgesetzes [29] verstanden werden. In Bezug auf § 33 a Abs. 1 Nr. 2 dieses Gesetzes bleibt festzuhalten, dass mit einem guten Grundwasserzustand kein signifikanter und anhaltender Trend ansteigender Schadstoffkonzentrationen auf Grund der Auswirkungen menschlicher Tätigkeiten vorliegt (Anmerkung: Das Siebte Gesetz zur Änderung des Wasserhaushaltsgesetzes dient der Umsetzung der Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik [30]).

5 ELUTION VON SCHADSTOFFEN IM WÄSSRIGEN MILIEU

Die Prüfung und Bewertung möglicher Auswirkungen auf das oberflächennahe Grundwasser, die durch das Einbringen des Verfüllmaterials M3 zur weitgehenden Verfüllung von Abbauen in den Grubengebäuden des Endlagers Morsleben verursacht werden könnten, soll in Analogie zur entsprechenden Vorgehensweise bei konventionellen Baustoffen und Bauprodukten erfolgen. Die hierbei zu erfüllenden Anforderungen umfassen auch den Schutz des Grundwassers, d. h. durch eine Baumaßnahme darf eine Grundwasserverunreinigung nicht zu besorgen sein [31, 32].

Die Beurteilung von Baustoffen und Bauprodukten hat zum Ziel, bei deren Einbau und Verwendung eine Gefährdung von Boden und Grundwasser auszuschließen. Das dabei zugrundegelegte Bewertungskonzept umfasst zwei Stufen, und zwar einerseits die quantitative Ermittlung und Bewertung aller umweltrelevanten Inhaltstoffe des jeweiligen Baustoffs bzw. Bauprodukts und andererseits die quantitative Ermittlung und Bewertung der davon auslaugbaren Anteile. Im Hinblick auf das Grundwasser werden als Beurteilungsmaßstab die Geringfügigkeitsschwellenwerte der Stoffkonzentrationen im Grund- und Sickerwasser (Immissionsgrenzwerte) herangezogen, das Elutionsverhalten (Emissionsverhalten) unter Anwendung standardisierter Prüfverfahren untersucht und zur Bewertung die Stoffgehalte im Eluat bzw. die aus den ermittelten Eluatgehalten prognostizierten, im Grundwasser zu erwartenden Konzentrationen mit den Geringfügigkeitsschwellen verglichen und - je nach Einzelfall und Erfordernis - eine Bewertung der biologischen Parameter bei organischen Stoffen durchgeführt [31, 32]. Ferner sind auch möglicherweise durch äußere Einflüsse auftretende Änderungen der Produkteigenschaften von den Verfüllmaterialkomponenten zu berücksichtigen.

Die o. a. Vorgehensweise ist nicht nur auf mögliche grundwasserrelevante Auswirkungen von Baustoffen und Bauprodukten beschränkt. Vor dem Hintergrund diesbezüglich erforderlicher Prüfungen und Bewertungen zählen die Durchführung von Elutionsversuchen und die Verwendung von Eluatwerten zu den Grundlagen bei der untertägigen Entsorgung von nichtradioaktiven Abfällen bzw. Rückständen [33] und werden für Planungsarbeiten zu Errichtung und Betrieb von Untertagedeponien herangezogen [34]. Darüber hinaus werden Elutionsversuche grundsätzlich bei der Bewertung des mobilisierbaren Schadstoffpotenzials sowie bei der Zuordnung von Abfällen zu Deponieklassen bei ihrer Deponierung herangezogen.

Aus der Forderung nach Einhaltung der Geringfügigkeitsschwellenwerte ergeben sich in der Regel Anforderungen an die Verwertung von Abfällen bzw. Rückständen und den Einsatz von Baustoffen bzw. -produkten, denen z. B. durch einzuhaltende Schadstoffkonzentrationen im Eluat Rechnung getragen wird [27].

5.1 ELUTIONSVERFAHREN NACH DIN 38 414 TEIL 4

In Feststoffen sind, unabhängig von ihrer Genese und/oder geogenen bzw. natürlichen Vorbelastungen, umweltrelevante Bestandteile enthalten, die beim Kontakt mit wässrigen Phasen mehr oder minder gelöst werden können. Das Lösungsverhalten dieser Schadstoffe - oder genauer gesagt ihr Elutionsverhalten - wird einerseits durch die mineralische Zusammensetzung der Feststoffe bzw. die chemischen Bindungsformen der eluierbaren Stoffe (z.B. oxidisch, sulfidisch, chloridisch, etc.) und andererseits durch die chemischen Eigenschaften des Elutionsmittels wie z. B. den pH-Wert bestimmt.

In Deutschland hat sich für die Bewertung des Elutionsverhaltens von Stoffen der Schütteltest nach DIN 38 414 Teil 4 - Bestimmung der Eluierbarkeit mit Wasser (S 4) - durchgesetzt, welches für feste, pastöse und schlammige Materialien anwendbar ist [35].

Aus DIN 38 414 Teil 4 geht unmittelbar hervor, dass die Elution von Schadstoffen sehr komplex ist und neben den Schadstoffgehalten der jeweils untersuchten Probe auch die Elutionsbedingungen von entscheidender Bedeutung sind. Daher ist es wichtig ein Verfahren anzuwenden, welches ein hohes Maß der Übertragbarkeit der Ergebnisse zulässt. Beim Elutionsversuch nach DIN 38 414 Teil 4 wird die Probe unter definier-

ten Bedingungen (vorgegebenes Feststoff-/Lösungsvolumenverhältnis, Zeitdauer der Elution, Raumtemperatur und in der Regel destilliertes Wasser) eluiert. Das Verhältnis von Feststoff und Wasser beträgt 1 zu 10. Die Originalprobe oder die vorbehandelte Probe, die etwa 100 g Trockenmasse enthält, wird auf 1 g eingewogen und anschließend mit 1 l Wasser versetzt [35]. Die Elutionsdauer beträgt 24 Stunden. Feststoffe, deren Korngröße über 10 mm liegen, werden i. a. zerkleinert und das beim Zerkleinern anfallende Feinkorn ist der Probe wieder beizumischen. Infolge der Zerkleinerung wird - im Vergleich zur unzerkleinerten Probe - eine wesentlich vergrößerte spezifische Oberfläche dem Elutionsmittel ausgesetzt und somit der Kontakt zwischen Feststoff und Elutionsmittel deutlich verbessert. Die Zerkleinerung stellt eine "scharfe" Prüfbedingung dar. Hinzu kommt, dass durch die Schüttelbewegung des zerkleinerten Probenmaterials während der Versuchsdurchführung zusätzliche Oberflächen geschaffen werden, die dem Elutionsmittel ausgesetzt sind. Die ermittelten Ergebnisse sind daher als konservativ (d. h. auf der sicheren Seite liegend) zu bewerten, da aus einer zerkleinerten Probe größere Schadstoffmengen freigesetzt (eluiert) werden als aus einer unzerkleinerten Probe. Im Anschluss an die Elution werden die ungelösten Bestandteile durch Filtration abgetrennt und im Filtrat die Konzentrationen der gelösten Stoffe nach den üblichen Verfahren der Wasseranalytik bestimmt.

Durch diese Vorgehensweise wird sichergestellt, dass die löslichen Bestandteile innerhalb kürzester Zeit eluiert werden können. Der hohe Wasseranteil in der Suspension trägt zu einer hohen Freisetzung von Schadstoffen bei und verhindert in der Regel das Erreichen von Löslichkeitsgrenzen.

Der Nachteil des Elutionsversuches nach DIN 38 414 Teil 4 liegt darin, dass er keine Aussagen zum Langzeitverhalten oder Prognosen zum Freisetzungsverhalten von Schadstoffen unter tatsächlichen Bedingungen erlaubt. Dieser Schütteltest ermöglicht jedoch Aussagen über das Freisetzungspotenzial eines Stoffes, das unter bestimmten Prüfbedingungen verfügbar ist.

5.2 ANWENDUNGSBEREICHE / -GEBIETE DER DIN 38 414 TEIL 4

Die DIN 38 414 Teil 4 ist ein allgemein anerkanntes, deutsches Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung, welches gemeinsam vom Normenausschuss Wasserwesen (NAW) und der Fachgruppe 'Wasserchemie' der Gesellschaft deutscher Chemiker (GDCh) erarbeitet wurde. Das Bestimmungsverfahren ist insbesondere für Materialien oder Stoffe ausgelegt, die bei Lagerung oder Deponierung mit Wässern in Berührung kommen können. Aus diesem Grunde wird in einschlägigen Anleitungen, technischen Regeln oder Verordnungen aus dem Abfall- und Umweltrecht auf die DIN 38 414 Teil 4 zurückgegriffen, und zwar als Deutsches Einheitsverfahren (sog. DEV S4-Test oder -Verfahren):

- In der Technischen Anleitung Abfall (TA Abfall) wird im Anhang B 'Probenahme und Analyseverfahren' unter Punkt 2.4 die DIN 38 414 Teil 4 für die 'Eluatherstellung zur Bestimmung der Parameter D4.01-D4.20' explizit festgeschrieben [36].
- In der Technischen Anleitung Siedlungsabfall (TA Siedlungsabfall) wird im Anhang A 'Probenahmen- und Analyseverfahren' unter Punkt 2.4 die DIN 38 414 Teil 4 für die 'Eluatherstellung zur Bestimmung der Parameter (B4)' explizit festgeschrieben [37].
- In den "Anforderungen an die stoffliche Verwertung von mineralischen Abfällen als Versatz - Technische Regeln für den Einsatz von bergbaufremden Abfällen als Versatz" wird in Teil III 'Probenahme und Analytik' unter Punkt 1.2.4. 'Bestimmung des eluierbaren Anteils' festgelegt, dass die Herstellung des Eluats vorläufig nach DIN 38 414 Teil 4 (DEV S4) mit Abweichungen erfolgt [38]. Diese Abweichungen werden unter Punkt 1.2.4 genau beschrieben.
- In der "Verordnung über den Versatz von Abfällen unter Tage und zur Änderung von Vorschriften im Abfallverzeichnis" wird in Anlage 3 (zu § 4 Abs. 4), Abschnitt 'Probenahme und Analytik', unter Punkt 1.2.4 'Bestimmung des eluierbaren Anteils' festgelegt, dass die Herstellung des Eluats nach DIN 38 414, Teil 4 (Ausgabe Oktober 1984) oder dem Trogverfahren nach LAGA Richtlinie EW 98 T (Stand Dezem-

ber 2001) mit Abweichungen erfolgt [39]. Diese Abweichungen werden unter Punkt 1.2.4 genau beschrieben und entsprechen im Wesentlichen denjenigen aus [38].

- Im Rahmen der europäischen Normungsarbeit wurde die DIN 38 414 Teil 4 als eine Grundlage für die Erarbeitung der Europäischen Norm EN 12 457-4 herangezogen, die als DIN EN 12 457-4 den Status einer nationalen Norm erhalten hat [40]. Die europäische Norm entspricht weitgehend der deutschen Norm DIN 38 414 Teil 4.

Mit diesen Beispielen wird deutlich, dass bei der Bewertung von Wechselwirkungen zwischen Abfällen bzw. Materialien/Stoffen und den Schutzgütern Wasser und Boden das Elutionsverfahren nach DIN 38 414 Teil 4 [35] eine wichtige Position einnimmt und in der Regel als Standardverfahren eingesetzt wird. Da aber Baustoffe im Vergleich zu Abfällen ein wesentlich geringeres Schadstoffpotenzial enthalten, ist der Frage nachzugehen, ob bzw. inwiefern dieses Elutionsverfahren auch hierbei zur Bewertung herangezogen werden kann.

Der Deutsche Ausschuss für Stahlbeton veröffentlichte 1996 einen Sachstandsbericht zur Bewertung der Umweltverträglichkeit zementgebundener Baustoffe [41]. Im Kapitel 2.1.1 'Auslaugung' wird darauf hingewiesen, dass nach dem derzeitigen Kenntnisstand die Elution von umweltrelevanten Stoffen aus zementgebundenen Baustoffen im Wesentlichen ein diffusionsgesteuerter Prozess ist. Die mit Wasser gefüllten Kapillarporen bilden den für die Auslaugungsvorgänge maßgeblichen Porenraum. In weiterführenden Untersuchungen wurden verschiedene Mörtel/Betone ohne und mit Zusatz von Steinkohlenflugasche eluiert, wobei auch der Einfluss des pH-Wertes experimentell bestimmt wurde [42]. Danach ist die Freisetzung von Schadstoffen nicht nur von den vorliegenden Löslichkeitsbestimmenden Mineralverbindungen, sondern insbesondere vom pH-Wert abhängig, d. h. die Eluierbarkeit wird vom jeweils im Eluat vorliegenden pH-Wert bestimmt. Wie die ermittelten Versuchsergebnisse für Chrom, Kupfer und Zink zeigen, nimmt die eluierte Schadstoffmenge mit steigendem pH-Wert ab.

Trotz der genannten Schwierigkeit wird für die Untersuchung des Elutionsverhaltens hauptsächlich der Schütteltest nach DIN 38 414 Teil 4 angewendet (Kap. 5.1). Dieses Verfahren bietet wie alle Schütteltests den Vorteil, dass es einfach und schnell durchgeführt werden kann. Allerdings kann nicht vorhergesagt werden, in welcher Zeit unter realen Bedingungen die ermittelten Konzentrationen ausgelaugt werden. Untersuchungen zum zeitabhängigen Elutionsverhalten sind mit Schütteltests nur eingeschränkt möglich. Praxisrelevante Freisetzungsraten können mit diesem Verfahren nicht ermittelt werden, da im DEV S4-Verfahren das Probenmaterial zerkleinert wird. Durch die Zerkleinerung werden die Matrix aufgebrochen und neue Reaktionsflächen erschlossen (deutliche Vergrößerung der Oberfläche). Obwohl die genannten Schwierigkeiten bekannt sind, wird dieses Verfahren häufig durchgeführt - u. a. auch auf Veranlassung von Genehmigungsbehörden. Dabei ist wohl die Festschreibung des Verfahrens in einer Norm [35] ausschlaggebend, die eine einheitliche Durchführung sicherstellt.

Im o. a. Sachstandsbericht [41] werden Elutionsversuche an Mörtelproben vorgestellt, die nach DIN 1164 unter Verwendung von Hochofenzement hergestellt wurden. Die Elutionsversuche wurden nach DIN 38 414 Teil 4 und nach dem Trogverfahren (Standtest unter praxisorientierten Bedingungen) durchgeführt. Im Ergebnis zeigte sich, dass die Zink- und Chromgehalte im Eluat beim DEV S4-Verfahren um den Faktor 3 bis 4 größer sind als beim Trogverfahren. Alle anderen untersuchten Parameter lagen bei beiden Verfahren unterhalb der Nachweisgrenze. In einer weiteren Versuchsreihe wurden Mörtelproben, die mit und ohne Steinkohlenflugaschen hergestellt wurden, bezüglich der Gesamtgehalte, der verfügbaren Anteile, der eluierbaren Anteile nach dem DEV S4-Verfahren sowie der praxisorientierten eluierbaren Anteile an Schwermetallen verglichen. Im Ergebnis des Vergleichs wird deutlich, dass die Konzentrationen der untersuchten Schwermetalle beim DEV S4-Verfahren deutlich größer sind als bei den praxisorientierten Standtests (in der Regel 1 bis 2 Größenordnungen). Allerdings werden auch beim DEV S4-Verfahren nicht die gesamten verfügbaren Schwermetallgehalte erfasst. Vielmehr werden hier Schwermetallgehalte ermittelt, die sich zwischen den verfügbaren und den unter praxisnahen Bedingungen eluierbaren Gehalten bewegen. Die Untersuchungen zeigen aber auch, dass das Elutionsverfahren nach DIN 38 414 Teil 4 in jedem Fall konservativ (d. h. auf der sicheren Seite liegend gegenüber den praxisorientierten Standtests (Bestimmung der Parameter nach 56 Tagen bei 8 Eluentenwechsel)) ist und zu vergleichsweise größeren freigesetzten (eluieren) Schadstoffmengen führt.

5.3 ELUTION VON SALZBETONPROBEN

5.3.1 Charakterisierung der Salzbetone

Salzbeton ist ein Gemisch aus Zement, Steinkohlenflugasche, Salzgrus (Steinsalz) und Wasser, wobei die Bindemittel ausschließlich Zement und Flugasche sind. Für die Verfüll- und Verschleißmaßnahmen einschließlich der Verfüllung ausgewählter Grubenbaue im Zentralteil des ERAM wurden drei Salzbetone als potenziell zu verwendende Baustoffe untersucht, die sich insbesondere im Gehalt der Steinkohlenflugasche unterscheiden. Die Zusammensetzung der untersuchten Salzbetone bzw. der potenziellen Verfüll- und Versatzbaustoffe ist in Tab. 2 angegeben [17, 18].

Als Zement wurde ein DIN 1164-CEM III/B 32,5 - N-LH/HS/NA (frühere Bezeichnung: HOZ 35 L) verwendet, der durch eine geringe Hydratationswärmeentwicklung gekennzeichnet ist. Als Flugasche wurde eine als Betonzusatzstoff zugelassene Steinkohlenflugasche eingesetzt, die den Anforderungen der DIN EN 450 entspricht. Der Salzgrus ist überwiegend ein feinkörniger Haldenrückstand, der bei der Kaligewinnung anfällt und etwa 93 % NaCl enthält. Als Anmachflüssigkeit wurde normales Leitungswasser (Trinkwasser) verwendet.

5.3.2 Elutionsversuche

Im Rahmen der Untersuchungen zum Umweltschutz wurden drei Salzbetone M1, M2 und M3 chemisch analysiert [17]. Die Untersuchungen wurden in Anlehnung an die Technischen Regeln für den Einsatz von bergbaufremden Abfällen als Versatz des Länderausschusses Bergbau [38] durchgeführt und umfassten neben Feststoffanalysen auch Eluatanalysen, wobei festgelegte Parameter im Feststoff und im Eluat bestimmt werden. Die Elutionsversuche wurden gemäß DIN 38 414 Teil 4 in destilliertem Wasser durchgeführt.

Grundsätzlich sollten Elutionsversuche nach Möglichkeit mit einem Elutionsmittel durchgeführt werden, dem die untersuchten Materialien bzw. Stoffe in der Praxis ausgesetzt sind. Aufgrund der Standortverhältnisse ist zu erwarten, dass bei Zutritt von Wässern eine Aufsättigung mit NaCl bzw. $MgCl_2$ erfolgt. Würde für die Elutionsversuche ein für das ERAM typisches 'Grubenwasser' verwendet, so wären eine NaCl-Lösung, eine IP 21-Lösung oder eine Mischung dieser beiden Lösungen denkbar.

Allerdings muss darauf hingewiesen werden, dass mit zunehmender Salinität die quantitative Bestimmung der eluierten Bestandteile erschwert wird.

Weiter ist zu bedenken, dass die o. a. Salzbetone zu mehr als 50 Massen-% aus Steinsalz (NaCl) bestehen. Befindet sich ein solcher Salzbeton im Kontakt mit einem Elutionsmittel aus destilliertem Wasser, wird sich somit zwangsläufig eine salzhaltige Lösung (NaCl-Lösung) einstellen. Allerdings ist diese Lösung nur zu einem Siebtel gesättigt.

Bei der Durchführung der Elutionsversuche zeigte sich, dass selbst in dieser teilgesättigten Lösung die Bestimmungsgrenzen für Cadmium und Thallium größer sind als z.B. die für eine Zuordnung erforderlichen Grenzwerte nach Z0 bzw. V0 [38]. Eine Einhaltung der Zuordnungskriterien für einen "uneingeschränkten Einbau" kann damit nicht eindeutig nachgewiesen werden, obwohl selbst im Feststoff bzw. in der Originalsubstanz weder Cadmium noch Thallium nachgewiesen wurden. Bei der Bewertung sollten daher auch immer, so wie es die DIN 38 414 Teil 4 vorsieht, die Gehalte der umweltrelevanten Schadstoffe in der Originalsubstanz herangezogen werden. Es macht keinen Sinn, eine Überschreitung der Zuordnungskriterien aufgrund einer unzureichenden Bestimmungsgrenze anzunehmen, obwohl dieser Parameter selbst im Feststoff nicht nachgewiesen werden kann.

Vor diesem Hintergrund erscheint die Durchführung der Elutionsversuche gemäß DIN 38 414 Teil 4 als gerechtfertigt. Selbst wenn die Verwendung des Elutionsmittels destilliertes Wasser zu signifikanten Abweichungen bei den Stoffkonzentrationen im Eluenten im Vergleich zur Verwendung einer gesättigten Salzlösung führen sollte, müsste dies unter den in Kap. 5.2 dargestellten Sachverhalten bewertet werden.

5.3.3 Zusammenfassung und Bewertung der Untersuchungsergebnisse

Nachfolgend sind die Ergebnisse der Feststoffanalysen der drei Salzbetone zusammengefasst [17]:

- In keinem der Salzbetone M1, M2 und M3 konnten EOX, BTX, LHKW, PAK oder PCB nachgewiesen werden. Die jeweiligen untersuchten Einzelverbindungen lagen unterhalb der Nachweis- bzw. Bestimmungsgrenzen. Der Gehalt an Kohlenwasserstoffen lag bei allen Proben unterhalb der Nachweisgrenze.
- Im Salzbeton M1 konnten nur die Parameter Chrom (gesamt), Nickel, Zink sowie Cyanide (gesamt) nachgewiesen werden, deren Gehalte allerdings in den selben Größenordnungen liegen wie die Nachweisgrenzen. Bei den Salzbetonen M2 und M3 konnten darüber hinaus die Parameter Arsen, Blei und Kupfer nachgewiesen werden. Ihre Gehalte betragen etwa das 2- bis 3-fache der Nachweisgrenzen und sind auf die Verwendung der Steinkohlenflugasche zurückzuführen.

Die Elutionsversuche an den Salzbetonproben wurden gemäß DIN 38 414 Teil 4 durchgeführt [35]. Zusammenfassend können die Ergebnisse wie folgt beschrieben werden [17]:

- Der wasserlösliche Anteil mit 50,9 Massen-% bis 57,5 Massen-% ist auf den Salzzuschlag zurückzuführen. Eine Elution in einer gesättigten Salzlösung würde das Inlöslichgehen des wasserlöslichen Steinsalzanteils verhindern. Ausgehend von dem gelösten Salzgrus stellt sich der entsprechende Chloridgehalt (etwa 25 g/l) sowie die entsprechende elektrische Leitfähigkeit im Eluat ein. Der Sulfatgehalt liegt bei allen drei Proben bei etwa 1 g/l und kann im Wesentlichen auf den Zementgehalt zurückgeführt werden.
- Als einziges Schwermetall konnte bei allen drei Salzbetonen nur Blei mit einem Gehalt von 0,03 mg/l bis 0,07 mg/l (Bestimmungsgrenze des Verfahrens: 0,02 mg/l) im Eluat nachgewiesen werden. Alle anderen Schwermetalle sind unterhalb der Nachweisgrenze. Darüber hinaus konnten nur noch die Summenparameter TOC (nicht beim Salzbeton M3) und AOX im Eluat nachgewiesen werden.
- Unter Berücksichtigung der in der Originalsubstanz gemessenen Blei-Gehalte von 1 mg/kg (entspricht der Bestimmungsgrenze) beim Salzbeton M1, von 9 mg/kg beim Salzbeton M2 und von 16 mg/kg beim Salzbeton M3 werden aus dem Salzbeton M1 etwa 30 %, aus dem Salzbeton M2 etwa 6,7 % und aus dem Salzbeton M3 etwa 4,4 % des Bleigehalts eluiert. Hierdurch wird deutlich, dass durch die Verwendung der Steinkohlenflugasche der Bleigehalt zwar erhöht wird, dieser aber nur zu einem sehr geringem Anteil mobilisiert werden kann.
- Da im hochsalinaren Milieu die Eluierbarkeit von Blei durch die Komplexbildung mit Chloridionen deutlich zunehmen kann [19, 20], muss die Mobilisierung von Blei gesondert betrachtet werden. Bei konservativer Unterstellung, dass das gesamte Blei aus dem Salzbeton M3 in Lösung gehen kann, würde dies zu einer Konzentration im Eluat von etwa 1,6 mg/l führen. Dies entspricht dem 23-fachen des gemessenen Werts.

Die Ergebnisse des Elutionsversuchs (hier: Analysenprotokolle der Kali und Salz Consulting GmbH, Kassel) mit dem Salzbeton M3 (d. h. dem für die weitgehende Verfüllung von Abbauen der Grubengebäude vorgesehenen Verfüllmaterial M3) sind im Anhang wiedergegeben.

6 PRÜFUNG UND BEWERTUNG EINER MÖGLICHEN VERSCHMUTZUNG DES OBERFLÄCHENNAHEN GRUNDWASSERS BEI BERÜCKSICHTIGUNG DER WEITGEHENDEN VERFÜLLUNG VON ABBAUEN DER GRUBENGEBÄUDE

Die Untersuchung möglicher Auswirkungen, die von den radioaktiven Abfällen/Abfallgebänden, der Braunkohlenfilterasche und dem Verfüllmaterial M3 auf das oberflächennahe Grundwasser ausgehen können, beruht auf einem Vergleich von Schadstoffkonzentrationen, die einerseits unter theoretischen Annahmen modellmäßig berechnet und andererseits als Maßstab einschlägigen Regelwerken aus dem Bereich des Wasserrechts entnommen werden.

6.1 ERMITTLUNG VON SCHADSTOFFKONZENTRATIONEN

Gemäß der in Kap. 4 dargestellten Vorgehensweise sind die Konzentrationen der organischen und anorganischen Schadstoffe zu berechnen, die sich im oberflächennahen Aquifer einstellen. Für die radioaktiven Abfälle/Abfallgebände einschließlich der Braunkohlenfilterasche liegen diese Konzentrationen bereits vor [12]. Die Untersuchung von möglichen Auswirkungen des noch einzubringenden Verfüllmaterials M3 auf das oberflächennahe Grundwasser - d. h. die Untersuchung einer möglichen zusätzlichen Belastung des oberflächennahen Grundwassers durch im Verfüllmaterial M3 enthaltene Schadstoffe - stellt auf die experimentell bestimmten Eluatwerte ab (Kap. 4.1). Für die Untersuchung und Bewertung dieser zusätzlichen Auswirkungen ist es daher ausreichend, sich nur auf diejenigen Stoffe zu beschränken, die im Rahmen des Elutionsversuchs untersucht worden sind [17].

Vor diesem Hintergrund wurden in Tab. 3 die aus den radioaktiven Abfällen/Abfallgebänden einschließlich Braunkohlenfilterasche gelösten Schadstoffmassen in den Einlagerungsfeldern zusammengestellt [12]. Ausgehend von diesen Massen sind mit Hilfe der in Tab. 1 genannten Verdünnungsfaktoren die jeweils von den einzelnen Einlagerungsfeldern herrührenden Beiträge zur Schadstoffbelastung im oberflächennahen Grundwasser modellmäßig berechnet und in Tab. 4 getrennt angegeben worden. Von diesen Schadstoffkonzentrationen wurde der jeweils ungünstigste (d. h. größte) Wert als sog. Referenzwert Abfälle/BFA gesondert ausgewiesen; im Sinne der hier verfolgten konservativen Modellbetrachtung wird er für die weitere Prüfung und Bewertung einer schädlichen Verunreinigung des oberflächennahen Grundwassers oder einer sonstigen nachteiligen Beeinflussung seiner Eigenschaften herangezogen.

Für das Verfüllmaterial M3 wurden die experimentell ermittelten Eluatwerte herangezogen. Messwerte liegen für Chlorid, Sulfat, Blei und AOX vor; alle anderen Werte liegen unterhalb der jeweiligen Bestimmungsgrenze [17]. Sofern sie im Analysenprotokoll (Anhang) als "kleiner Bestimmungsgrenze" angegeben waren, wurde mit der Bestimmungsgrenze weitergerechnet. Für die modellmäßige Berechnung der Schadstoffkonzentrationen im oberflächennahen Grundwasser wurden Verdünnungen von 2.500 und 385 verwendet (Kap. 4.1.2). Die daraus resultierenden Ergebnisse sind in Tab. 5 zusammengestellt.

6.2 VERGLEICH MIT BEGRENZUNGEN

Zur Bewertung der möglichen Auswirkungen auf den Zustand des oberflächennahen Grundwassers werden gemäß Kap. 4.1.3 die Geringfügigkeitsschwellenwerte der LAWA und der Berliner Liste 2005, die Grenzwerte der Trinkwasserverordnung und die Normalanforderungen aus dem Merkblatt W 251 des DVGW-

Regelwerks als Maßstab herangezogen [23, 24, 25, 26]. Ein Überblick über die jeweils einzuhaltenden Begrenzungen ist in Tab. 6 wiedergegeben.

In Tab. 7 sind für die verschiedenen organischen und anorganischen Schadstoffe die modellmäßig berechneten Konzentrationen im oberflächennahen Grundwasser angegeben. Hierbei wird zwischen den radioaktiven Abfällen/Abfallgebinden einschließlich Braunkohlenfilterasche (Spalte Referenzwert Abfälle/BFA) und dem Verfüllmaterial M3* (Spalte Verfüllmaterial M3*) unterschieden. Im Sinne des hier gewählten konservativen Ansatzes werden für die Bewertung der Auswirkungen auf den Grundwasserzustand die jeweils ungünstigsten (d.h. größten) Werte herangezogen (Spalte Referenzwert Abfälle/BFA/M3*), die mit den jeweils ungünstigsten (d.h. kleinsten) Begrenzungen (Spalte Begrenzung [mg/l]) aus den herangezogenen Regelwerken (Tab. 6) verglichen werden; zusätzlich wird für jede Begrenzung die zutreffende Literaturstelle genannt.

Als wesentliche Ergebnisse dieser konservativen Modellbetrachtung (Tab. 7) bleiben festzuhalten:

- Aus dem Vergleich der berechneten Schadstoffkonzentrationen im oberflächennahen Grundwasser mit den jeweiligen Begrenzungen folgt unmittelbar, dass die als Maßstab herangezogenen Geringfügigkeitschwellenwerte/Grenzwerte/Normalanforderungen um den Faktor 1,5 bis 770 (bei einem Verdünnungsfaktor von 385) bzw. 10 bis 5.000 (bei einem Verdünnungsfaktor von 2.500) unterschritten werden.
- Mit Ausnahme von Arsen werden die Schadstoffeinträge durch den Salzbeton bestimmt. Dabei sind sie mit Ausnahme von Chlorid, Sulfat, Blei und AOX auf die Bestimmungsgrenzen der Messverfahren zurückzuführen.
- Selbst unter der Annahme, dass das gesamte vorhandene Blei beim Elutionsversuch in Lösung geht, wird die entsprechende Begrenzung um den Faktor 1,7 (bei einem Verdünnungsfaktor von 385) bzw. 10,9 (bei einem Verdünnungsfaktor von 2.500) unterschritten.
- Unter zusätzlicher Berücksichtigung der in Kap. 4.1.1 getroffenen Annahmen und unterstellten Randbedingungen ist somit die Gefahr einer Beeinträchtigung des oberflächennahen Grundwassers nicht zu besorgen.

6.3 ÄNDERUNG DER STOFFLICHEN ZUSAMMENSETZUNG

Die Planungsarbeiten für die weitgehende Verfüllung von Abbauen des Grubengebäudes sind mit dem Referenzmaterial "Salzbeton der Mischung M3" (Verfüllmaterial M3) durchgeführt worden, dessen Ausgangsstoffe Zement, Flugasche, Salz und Wasser einschließlich ihrer jeweiligen prozentualen Anteile genau spezifiziert sind (Kap. 3.3). Im Hinblick auf die zukünftige Verwendung dieses Baustoffs für die weitgehende Verfüllung von Abbauen der Grubengebäude kann in der Praxis nicht ausgeschlossen werden, dass es zu Änderungen seiner stofflichen Zusammensetzung kommen kann und damit Abweichungen von den o. a. Spezifikationen vorliegen werden. Dies könnte dadurch bedingt sein, dass z. B. auf eine Flugasche oder Zement anderer Herkunft und Zusammensetzung zurückgegriffen werden müsste.

Vor diesem Hintergrund ist der Fragestellung nachzugehen, ob und inwiefern Änderungen der chemischen Zusammensetzung des Verfüllmaterials toleriert werden können, ohne dass eine schädliche Verunreinigung des oberflächennahen Grundwassers oder einer sonstigen nachteiligen Veränderung seiner Eigenschaften im Sinne des § 34 Abs. WHG und § 138 Abs. 2 WG LSA zu besorgen sind. Derartige Änderungen sollen im Rahmen der hier durchgeführten Untersuchungen dadurch berücksichtigt werden, dass modellmäßig größere Eluatwerte angenommen und die daraus resultierenden Auswirkungen auf das oberflächennahe Grundwasser ermittelt bzw. bewertet werden.

Das Ergebnis dieser Modellbetrachtung spiegelt sich in Tab. 8 wider:

- Mit der Bezeichnung "Verfüllmaterial 10-M3" wird ein fiktiver Baustoff mit geänderter stofflicher Zusammensetzung bezeichnet, für den zehnfach höhere Werte in der Lösung als in der Eluatanalyse für den

Salzbeton M3 angesetzt werden. Damit werden zehnfach größere Schadstoffkonzentrationen im oberflächennahen Grundwasser unterstellt. Die entsprechenden Eluatwerte finden sich in der Spalte Eluat Verfüllmaterial 10-M3.

- Für die Berechnung des Schadstoffeintrags wird nur der ungünstigste Fall bzw. die geringste Verdünnung von 385 herangezogen.
- In Analogie zu der in Kap. 6.1 und 6.2 beschriebenen Vorgehensweise sind die im oberflächennahen Grundwasser modellmäßig berechneten, jeweils ungünstigsten (d. h. größten) Schadstoffkonzentrationen in der Spalte Referenzwert Abfälle/BFA/10-M3* angegeben; diese Konzentrationen werden wieder mit den jeweils ungünstigsten (d. h. kleinsten) Begrenzungen (Spalte Begrenzung [mg/l]) verglichen.
- Der Vergleich zeigt, dass die Begrenzungen formal bei Chlorid um den Faktor 6,5 und bei Ammonium-N um den Faktor 2 überschritten werden. Bei Cadmium wird der Grenzwert erreicht bzw. geringfügig überschritten. Alle anderen Elemente liegen um den Faktor 2 bis 77 unterhalb der Begrenzungen.
- Die Überschreitung beim Chloridgehalt ist nur von theoretischer Bedeutung, da unabhängig vom Versatzmaterial immer eine gesättigte Salzlösung aus dem Grubengebäude ausgepresst wird. Die Überschreitungen beim Ammonium-N und Cadmium sind nur auf die Bestimmungsgrenzen beim Messverfahren zurückzuführen und beruhen nicht auf einen realen Schadstoffeintrag. Hierdurch können keine nachteiligen Auswirkungen auf das oberflächennahe Grundwasser abgeleitet werden.
- Es ist festzuhalten, dass selbst bei Baustoffen, die einen zehnfach höheren Schadstoffeintrag mit sich bringen, die herangezogenen wasserrechtlichen Begrenzungen mit Ausnahme von Chlorid, Cadmium und Ammonium eingehalten werden. Daher haben geringfügige Änderungen bei den Salzbetonausgangsstoffen keine nachteiligen Auswirkungen auf das oberflächennahe Grundwasser.
- Im Hinblick auf die Überschreitung von Begrenzungen ist grundsätzlich anzumerken, dass z. B. die Grenzwerte aus der Trinkwasserverordnung beträchtliche Sicherheitsspannen enthalten, durch deren Einengung die menschliche Gesundheit im Allgemeinen noch nicht beeinträchtigt oder gar gefährdet wird [43, 44]. Überschreitungen sollten stets im Rahmen von Einzelfallbetrachtungen behandelt und bewertet werden.

Damit können solche Abweichungen bzw. Änderungen in der stofflichen Zusammensetzung der für die weitgehende Verfüllung von Abbauen der Grubengebäude vorgesehenen Baustoffe bzw. Verfüllmaterialien toleriert werden, bei denen eine Beschränkung der Schadstoffkonzentrationen im Eluat derart gewährleistet (und im Einzelfall nachzuweisen) ist, dass es zu keinen Überschreitungen der zur Einhaltung des wasserrechtlichen Schutzzieles heranzuziehenden Begrenzungen kommen kann.

6.4 BERÜCKSICHTIGUNG DER VERFÜLLMAßNAHMEN IM ZENTRALTEIL

Im Rahmen des Kompatibilitätsnachweises wurde gezeigt, dass die Verfüllmaßnahmen im Zentralteil (hier: Verwendung des Verfüllmaterials M2) die spätere Stilllegung entsprechend dem geplanten Verfüll- und Verschlusskonzept (hier: Verwendung des Verfüllmaterials M3) nicht negativ beeinflussen [15]. Dieser Sachverhalt gilt auch aus wasserrechtlicher Sicht:

- Die im Zusammenhang mit dem Verfüllmaterial M2 durchgeführten Prüfungen und Bewertungen sind in [45] dargestellt.
- Für beide Verfüllmaterialien M2 und M3 ist die Einhaltung der wasserrechtlichen Schutzziele einzeln nachgewiesen worden.

- Aus dem Vergleich der modellmäßig berechneten Schadstoffkonzentrationen im oberflächennahen Grundwasser (hier: Tab. 7, Spalte Referenzwert Abfälle/BFA/M2* aus [45] und Tab. 7, Spalte Referenzwert Abfälle/BFA/M3* aus der vorliegenden Unterlage) lassen sich nur geringfügige Unterschiede zwischen diesen Werten und entsprechend große Abstände zu den herangezogenen Begrenzungen unmittelbar erkennen (Tab. 9). Damit ergeben sich auch im Hinblick auf die Einhaltung der Schutzziele aus wasserrechtlicher Sicht keine Abweichungen oder Änderungen, wenn beide Verfüllmaterialien M2 und M3 gemeinsam betrachtet werden.
- Dieses Ergebnis gilt auch für den Fall, wenn für M2 und M3 Abweichungen in der stofflichen Zusammensetzung unterstellt werden, die z. B. durch zehnfach größere Schadstoffeintrag charakterisiert sind (Tab. 9, Spalte Referenzwert Abfälle/BFA/10-M2* aus [45] und Spalte Referenzwert Abfälle/BFA/10-M3*).

6.5 WAHRUNG DES WASSERRECHTLICHEN SCHUTZZIELS

Die vorliegende Prüfung und Bewertung einer Verschmutzung des oberflächennahen Grundwassers durch bestimmte gefährliche Stoffe ist auf der Basis von Angaben, die im Rahmen einer Bestandsaufnahme bei den Abfallverursachern und ergänzend dazu in umfangreichen Literaturrecherchen ermittelt wurden, unter weit auf der sicheren Seite liegenden Annahmen und Randbedingungen vorgenommen worden. Die durchgeführten Modellbetrachtungen zeigen im Ergebnis auf, dass eine schädliche Verunreinigung des oberflächennahen Grundwassers oder eine sonstige nachteilige Veränderung seiner Eigenschaften im Sinne des § 34 Abs. 2 WHG und des § 138 Abs. 2 WG LSA bei der Verwendung des Verfüllmaterials M3 - selbst bei Abweichungen der stofflichen Zusammensetzung in gewissen Grenzen - für die weitgehende Verfüllung von Abbauen in den Grubengebäuden des ERAM nicht zu besorgen ist.

7 ZUSAMMENFASSENDE BEWERTUNG

Die im Zusammenhang mit den Planungsarbeiten für die weitgehende Verfüllung von Abbauen in den Grubengebäuden des Endlagers für radioaktive Abfälle Morsleben erforderliche Prüfung und Bewertung einer möglichen Verschmutzung des oberflächennahen Grundwassers durch organische und anorganische Schadstoffe, die als Bestandteile der endgelagerten bzw. endzulagernden radioaktiven Abfälle/Abfallgebände einschließlich der Braunkohlenfilterasche und des Verfüllmaterials M3 in der Nachbetriebsphase freigesetzt werden können, sind mit Hilfe von Modellbetrachtungen durchgeführt worden. Im Ergebnis konnte gezeigt werden, dass unter den getroffenen modellmäßigen Annahmen und den angenommenen ungünstigsten Randbedingungen die jeweils restriktivsten schadstoffspezifischen Begrenzungen der Geringfügigkeitschwellenwerte der LAWA und der Berliner Liste 2005, der Trinkwasserverordnung und der Normalanforderungen aus dem Merkblatt W 251 des DVGW-Regelwerks um den Faktor 1,5 bis 770 unterschritten werden.

Unter Berücksichtigung der gewählten Modellbetrachtung, bei der insbesondere

- die Auflösung der radioaktiven Abfälle/Abfallgebände einschließlich der Braunkohlenfilterasche unter Berücksichtigung von Löslichkeitsgrenzen zu Beginn der Nachbetriebsphase angenommen wurde (ungünstigste hypothetische Ausgangssituation),
- für die gelösten organischen und anorganischen Schadstoffe keine Rückhaltung durch Sorptionsvorgänge im Bereich der Grubengebäude und an den Gesteinen unterstellt wurde (d. h. keine Rückhaltewirkung der technischen und geologischen Barrieren sowie des Deckgebirges),
- die Herabsetzung von Löslichkeiten, von Fällungs- und Flockungsreaktionen sowie von Wechselwirkungen der gelösten Stoffe und entstandenen Reaktionsprodukte nicht berücksichtigt wurde,
- der Eintrag von Schadstoffen aus dem Verfüllmaterial in das oberflächennahe Grundwasser mit dem kleinsten Verdünnungsfaktor berechnet wurde,

muss davon ausgegangen werden, dass sich in Wirklichkeit weitaus kleinere Konzentrationen der hier untersuchten organischen und anorganischen Schadstoffe im oberflächennahen Grundwasser einstellen werden.

Als Gesamtergebnis ist damit festzustellen, dass bei Unterschreitung der als Maßstab herangezogenen Begrenzungen (hier: jeweils restriktivster Wert aus den verwendeten Regelwerken) im Hinblick auf den Zustand des oberflächennahen Grundwassers ein Gefahrenverdacht als ausgeräumt anzusehen ist. Nach den durchgeführten Betrachtungen und Untersuchungen können bestimmte gefährliche Stoffe aus den endgelagerten bzw. endzulagernden radioaktiven Abfällen/Abfallgebänden einschließlich der Braunkohlenfilterasche und aus dem Verfüllmaterial M3 für die weitgehende Verfüllung von Abbauen in den Grubengebäuden des Endlagers Morsleben in nur so geringer Menge und Konzentration in das oberflächennahe Grundwasser gelangen, dass die Gefahr einer Beeinträchtigung der Grundwasserqualität bzw. eine schädliche Verunreinigung seiner Eigenschaften im Sinne des § 34 Abs. WHG und § 138 Abs. 2 WG LSA nicht zu besorgen ist. Dies gilt auch für den Fall, wenn für die weitgehende Verfüllung von Abbauen in den Grubengebäuden ein Baustoff verwendet wird, der im Vergleich zum Verfüllmaterial M3 z. B. durch größere Eluatwerte charakterisiert ist.

8 LITERATURVERZEICHNIS

- [1] "Verordnung zur Umsetzung der Richtlinie 80/68/EWG des Rates vom 17. Dezember 1979 über den Schutz des Grundwassers gegen Verschmutzung durch bestimmte gefährliche Stoffe (Grundwasserverordnung) vom 18. März 1997"
Bundesgesetzblatt, Jahrgang 1997, Teil I, Nr. 18, S. 542-544
- [2] "Gesetz zur Ordnung des Wasserhaushalts (Wasserhaushaltsgesetz - WHG)"
Bundesgesetzblatt, Jahrgang 1996, Teil I, Nr. 58, S. 1696-1711
- [3] "Bekanntmachung der Neufassung des Wassergesetzes für das Land Sachsen-Anhalt (WG LSA) vom 12. April 2006"
Gesetz- und Verordnungsblatt für das Land Sachsen-Anhalt 17 (2006), Nr. 15, S. 248-310
- [4] "Richtlinie 2006/118/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 12. Dezember 2006 zum Schutz des Grundwassers vor Verschmutzung und Verschlechterung"
Amtsblatt der Europäischen Union, L 372/19-31, 27.12.2006
"Berichtigung der Richtlinie 2006/118/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 12. Dezember 2006 zum Schutz des Grundwassers vor Verschmutzung und Verschlechterung"
Amtsblatt der Europäischen Union, L 53/30, 22.02.2007
- [5] K. Kugel
"Radionuklidinventar des Endlagers für radioaktive Abfälle Morsleben - Einlagerungszeitraum 1971 bis 1991 -"
Bundesamt für Strahlenschutz, interner Bericht ET-IB-100-REV-2, Salzgitter, Oktober 2006
- [6] K. Kugel
"Entsorgung radioaktiver Abfälle im Endlager für radioaktive Abfälle Morsleben (ERAM) - Einlagerungszeitraum 1971 bis 1991 -"
Bundesamt für Strahlenschutz, interner Bericht ET-IB-109-REV-2, Salzgitter, Dezember 2006
- [7] K. Kugel
"Entsorgung radioaktiver Abfälle im Endlager Morsleben (ERAM) - Zwischengelagerte radioaktive Abfälle -"
Bundesamt für Strahlenschutz, interner Bericht ET-IB-112, Salzgitter, Februar 2000
- [8] K. Kugel
"Entsorgung radioaktiver Abfälle im Endlager für radioaktive Abfälle Morsleben (ERAM) - Einlagerungszeitraum 1994 bis 1998 -"
Bundesamt für Strahlenschutz, interner Bericht ET-IB-110-REV-2, Salzgitter, Januar 2007
- [9] K. Kugel
"Entsorgung radioaktiver Abfälle im Endlager für radioaktive Abfälle Morsleben (ERAM) - Überblick über die Einlagerung radioaktiver Abfälle im gesamten Zeitraum 1971 bis 1998 -"
Bundesamt für Strahlenschutz, interner Bericht SE-IB-13/07, Salzgitter, Februar 2007
- [10] C. Herzog / L. Schneider / V. Simm
"Stoffliche Bestandteile in den Einlagerungshohlräumen des ERAM"
Stoller Ingenieurtechnik GmbH, Dresden, Stand: 27.04.2001
- [11] K. Kugel / W. Noack
"Stoffliche Bestandteile der radioaktiven Abfälle im Endlager für radioaktive Abfälle Morsleben (ERAM)"
Bundesamt für Strahlenschutz, interner Bericht ET-IB-115-REV-1, Salzgitter, November 2000
- [12] P. Brennecke
"Endlager Morsleben (ERAM) - Grundwasserrelevante Aspekte: Radioaktive Abfälle und Braunkohlenfilterasche"
Bundesamt für Strahlenschutz, interner Bericht SE-IB-14/07, Salzgitter, März 2007

- [13] R. Storck / D.-A. Becker / D. Buhmann / R.-P. Hirsekorn / T. Meyer/ U. Nosek / A. Rübél
 "Endlager Morsleben - Modellrechnungen zur Langzeitsicherheit mit dem Rechenprogramm EMOS - Revision 1"
 Gesellschaft für Anlagen- und Reaktorsicherheit (GRS) mbH, Bericht GRS-A-3185, Braunschweig, Stand: 01.08.2006
- [14] M. Niemeyer / G. Resele / J. Skrzyppek / S. Wilhelm / J. Holocher / O. Jaquet / G. Klubertanz / J. Poppei / R. Schwarz
 "Endlager Morsleben - Langzeitsicherheitsnachweis für das verfüllte und verschlossene Endlager mit dem Programm PROSA"
 Colenco Power Engineering AG, Bericht 4651/144, Baden/Schweiz, Stand: 04.07.2004
- [15] J. Preuss **ZERNA**
 "ERA Morsleben Stilllegungskonzept - Kompatibilitätsnachweis -"
 Bundesamt für Strahlenschutz, interner Bericht ET-IB-123, Salzgitter, Oktober 2001
- [16] **[REDACTED]**
 "Verfüllplan zur Stilllegung des ERAM nach Durchführung der bergbaulichen Gefahrenabwehrmaßnahme im Zentralteil - Konzeptplanung -"
 Deutsche Gesellschaft zum Bau und Betrieb von Endlagern für Abfallstoffe mbH, Peine, Stand: 15.12.2005
- [17] W. Wittke / C. Erichsen / D. Schmitt
 "Projekt Morsleben - Chemische Untersuchungen an Dickstoff/Salzbeton-Versatz - Untersuchungsergebnisse zum Umweltschutz - Revision 01 -"
 Professor Dr.-Ing. W. Wittke Beratende Ingenieure für Grundbau und Felsbau GmbH, Aachen, Stand: 26.10.1999
- [18] **[REDACTED]**
 "Salzbeton - Zusammenstellung der Eigenschaften und Materialkennwerte (Referenzmaterial M3)"
 Deutsche Gesellschaft zum Bau und Betrieb von Endlagern für Abfallstoffe mbH, Peine, Stand: 13.01.2006
- [19] H.-J. Herbert / J. Mönig
 "Exemplarische Untersuchungen von Wechselwirkungsreaktionen UTD-relevanter chemisch-toxischer Abfälle mit hochsalinaren Lösungen"
 Gesellschaft für Anlagen- und Reaktorsicherheit (GRS) mbH, Bericht GRS-126, Braunschweig, Juli 1996
- [20] H.-J. Herbert / J. Mönig
 "Wechselwirkungsreaktionen Untertagedeponie-relevanter chemisch-toxischer Abfälle mit hochsalinaren Lösungen"
 Geologische Rundschau 86 (1997) Nr. 2, S. 389-403
- [21] H.-J. Herbert / H. Moog / S. Hagemann / J. Mibus
 "Experimentelle Untersuchungen und geochemische Modellierung zum Verhalten schwermetallhaltiger chemisch-toxischer Abfälle in Untertagedeponien in Salzformationen"
 Gesellschaft für Anlagen- und Reaktorsicherheit (GRS) mbH, Bericht GRS-A-2655, Köln, Juli 1999
- [22] U. Hässelbarth
 "Die Bedeutung der Grenzwerte für chemische Stoffe in der Trinkwasserverordnung und die Regelungen beim Überschreiten von Grenzwerten"
 in: K. Aurand/U. Hässelbarth/H. Lange-Asschenfeldt/W. Steuer (Hrsg.), 'Die Trinkwasserverordnung - Einführung und Erläuterungen für Wasserversorgungsunternehmen und Überwachungsbehörden', S. 126-140, Erich Schmidt Verlag GmbH & Co, Berlin (1991)
- [23] Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) unter Vorsitz von Nordrhein-Westfalen (Hrsg.)
 "Ableitung von Geringfügigkeitsschwellenwerten für das Grundwasser", Düsseldorf, Stand: Dezember 2004

- [24] Senatsverwaltung für Stadtentwicklung
"Bewertungskriterien für die Beurteilung von Grundwasserverunreinigungen in Berlin (Berliner Liste 2005)"
Amtsblatt für Berlin (2005) Nr. 35, S. 2683-2692
- [25] "Verordnung zur Novellierung der Trinkwasserverordnung vom 21. Mai 2001"
Bundesgesetzblatt, Jahrgang 2001, Teil I, Nr. 24, S. 959-980
- [26] DVGW Deutscher Verein des Gas- und Wasserfaches e. V.
"Eignung von Fließgewässern für die Trinkwasserversorgung"
DVGW-Regelwerk, Technische Mitteilung, Merkblatt W 251, DVGW, Bonn, August 1996
- [27] Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) unter Vorsitz des Niedersächsischen Umweltministeriums
"Grundsätze des vorsorgenden Grundwasserschutzes bei Abfallverwertung und Produkteinsatz (GAP-Papier)"
Hannover, Stand: Mai 2002
- [28] Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA), Bund-/Länderarbeitsgemeinschaft Bodenschutz (LABO),
Länderarbeitsgemeinschaft Abfall (LAGA)
"Gefahrenbeurteilung von Bodenverunreinigungen/Altlasten als Gefahrenquelle für das Grundwasser"
Stand: 17. Juni 1998
- [29] "Siebtes Gesetz zur Änderung des Wasserhaushaltsgesetzes vom 18. Juni 2002"
Bundesgesetzblatt, Jahrgang 2002, Teil I, Nr. 37, S. 1914-1922
- [30] "Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur
Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik"
Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften, Nr. L 327/1-72, 22.12.2000
- [31] A. Pawel
"Bewertung von Bauprodukten hinsichtlich Boden- und Grundwasserschutz"
in: H.-J. Irmshler/P. Schubert (Hrsg.), "Mauerwerk Kalender", 25. Jahrgang, S. 219-229, Ernst &
Sohn Verlag für Architektur und technische Wissenschaften GmbH, Berlin (2000)
- [32] Verein Deutscher Zementwerke e. V. (Hrsg.)
"Zement Taschenbuch 2000", 49. Ausgabe, Kap. 18 'Umweltverträglichkeit', S. 587-614, Verlag Bau +
Technik GmbH, Düsseldorf (2000)
- [33] W. Knissel / R. Triebel / T. Rückwald
"Grundlagen der untertägigen Entsorgung von zu immobilisierenden Abfällen"
in: K.-H. Lux/DGMK-Deutsche Wissenschaftliche Gesellschaft für Erdöl, Ergas und Kohle
e. V./Clausthaler Umwelttechnik Institut GmbH, "Nutzung bergbaulicher Hohlräume als Speicher und
Deponien sowie Verwertung von Reststoffen/Abfällen im Bergbau unter besonderer Berücksichtigung
gebirgsmechanischer Aspekte", Vorträge anlässlich des Kolloquiums am 26. und 27. Oktober 1995,
Schriftenreihe Abt. Geomechanik im Bergbau, Tunnelbau und Deponietechnik-Institut für Bergbau -
Technische Universität Clausthal, Heft Nr. 6, S. 27-47, Clausthal-Zellerfeld (1995)
- [34] W. G. Coldewey / R. Hewig / W. Müller / P. Rüterkamp
"Geologisch-hydrogeologisches Gutachten zur Errichtung einer Untertagedeponie (UTD) im Stein-
salzbergwerk Borth der Solvay Salz GmbH", Teil H, Kap. 5.2.2 'Kontamination der Wässer in der
UTD', S. 4/10-6/10, DMT-Gesellschaft für Forschung und Prüfung mbH, Essen, September 1995
- [35] DIN - Deutsches Institut für Normung e. V.
"Deutsches Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung - Schlamm und
Sedimente (Gruppe S) - Bestimmung der Eluierbarkeit mit Wasser (S4)"
DIN 38 414 Teil 4, Beuth Verlag GmbH, Berlin, Oktober 1984
- [36] "Gesamtfassung der Zweiten allgemeinen Verwaltungsvorschrift zum Abfallgesetz (TA Abfall), Teil 1:
Technische Anleitung zur Lagerung, chemisch/physikalischen, biologischen Behandlung, Verbren-
nung und Ablagerung von besonders überwachungsbedürftigen Abfällen vom 12. März 1991"
Gemeinsames Ministerialblatt 42 (1991) Nr. 8, S. 137-214

- [37] "Dritte Allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Abfallgesetz (TA Siedlungsabfall) -Technische Anleitung zur Verwertung, Behandlung und sonstigen Entsorgung von Siedlungsabfällen vom 14. Mai 1993" Bundesanzeiger, 45. Jahrgang, 1993, Nr. 99 a
- [38] Länderausschuss Bergbau
"Anforderungen an die stoffliche Verwertung von mineralischen Abfällen als Versatz unter Tage - Technische Regeln für den Einsatz von bergbaufremden Abfällen als Versatz"
Stand: 22.10.1996
- [39] "Verordnung über den Versatz von Abfällen unter Tage und zur Änderung von Vorschriften zum Abfallverzeichnis vom 24. Juli 2002"
Bundesgesetzblatt, Jahrgang 2002, Teil I, Nr. 52, S. 2833-2847
- [40] DIN - Deutsches Institut für Normung e. V.
"Charakterisierung von Abfällen, Auslaugung - Übereinstimmungsuntersuchung für die Auslaugung von körnigen Abfällen und Schlämmen, Teil 4: Einstufiges Schüttelverfahren mit einem Flüssigkeits-/ Feststoffverhältnis von 10 l/kg für Materialien mit einer Korngröße unter 10 mm (ohne oder mit Korngrößenreduzierung), Deutsche Fassung EN 12457-4:2002"
DIN EN 12457-4, Beuth Verlag GmbH, Berlin, Januar 2003
- [41] I. Hohberg / C. Müller / P. Schießl / G. Volland
"Umweltverträglichkeit zementgebundener Baustoffe - Sachstandsbericht"
Deutscher Ausschuss für Stahlbeton, Heft 458, Beuth Verlag GmbH, Berlin (1996)
- [42] I. Hohberg
"Charakterisierung, Modellierung und Bewertung des Auslaugverhaltens umweltrelevanter, anorganischer Stoffe aus zementgebundenen Baustoffen"
Deutscher Ausschuss für Stahlbeton, Heft 542, Beuth Verlag GmbH, Berlin (2003)
- [43] F. K. Ohnesorge
"Grundlagen und Problematik bei der Festsetzung von Grenzwerten für Trinkwasser - Inhaltsstoffe aus toxikologischer Sicht"
gwf-wasser/abwasser - Das Gas- und Wasserfach 121 (1980) Nr. 11, S. 515 - 522
- [44] F. K. Ohnesorge
"Grenz- und Richtwerte der Trinkwassergüte aus toxikologischer Sicht - Richtige Auswahl und Festlegung von Grenzwerte", in: AMK - Ausstellungs-, Messe-, Kongress-GmbH Berlin (Hrsg.), "Wasser Berlin '85 - Kongressvorträge", S. 671 - 675, Wissenschaftsverlag Volker Spies GmbH, Berlin (1985)
- [45] P. Brennecke / **ZERNA**
"Endlager Morsleben (ERAM) - Grundwasserrelevante Aspekte: Berücksichtigung von Verfüllmaßnahmen im Zentralteil"
Bundesamt für Strahlenschutz, interner Bericht SE-IB-15/07, Salzgitter, März 2007

TABELLEN

Tab. 1: Einlagerungsfeldspezifische Verdünnungsfaktoren (hier: radioaktive Abfälle/Abfallgebände einschließlich Braunkohlenfilterasche).

Einlagerungsfeld	Verdünnungsfaktor [m ⁻³]
Nordfeld	1,1 · 10 ⁻⁹
Westfeld	3,5 · 10 ⁻¹¹
Ostfeld	7,1 · 10 ⁻¹²
Zentralteil	2,2 · 10 ⁻¹¹
Südfeld	3,5 · 10 ⁻¹¹

Tab. 2: Zusammensetzung der Salzbetone (Baustoffe für Verfüll- und Verschleißmaßnahmen).

Salzbeton	Zusammensetzung der Salzbetone			
	Zement [Massen -%]	Flugasche [Massen -%]	Salzgrus [Massen -%]	Wasser [Massen -%]
Salzbeton M1	32,34	-	54,72	12,94
Salzbeton M2	16,44	16,44	53,74	13,38
Salzbeton M3	9,87	23,01	54,49	12,63

Tab. 3: Gelöste Schadstoffmassen aus den radioaktiven Abfällen/Abfallgebinden einschließlich Braunkohlenfilterasche in den Einlagerungsfeldern.

Schadstoff	Gelöste Schadstoffmassen aus Abfällen/Abfallgebinden/BFA [kg]				
	Nordfeld	Westfeld	Ostfeld	Zentralteil	Südfeld
Chlorid	79	2.893	2.794	105	43.482
Sulfat	19	83.680	39.664	14.546	630.942
Cyanide (leicht freisetzbar)					
Cyanide (gesamt)					
Phenolindex					
Arsen	$1 \cdot 10^{-3}$	398	$1 \cdot 10^{-2}$	24	3.149
Blei	1	241	80	18	430
Cadmium	2	44	7	$2 \cdot 10^{-1}$	26
Chrom (VI)	$9 \cdot 10^{-1}$	196	7	2	262
Chrom (gesamt)	$9 \cdot 10^{-1}$	196	7	2	263
Kupfer	$5 \cdot 10^{-3}$	$3 \cdot 10^{-1}$	1	$2 \cdot 10^{-1}$	6
Nickel	$2 \cdot 10^{-1}$	12	25	8	218
Quecksilber	$2 \cdot 10^{-2}$	7	$6 \cdot 10^{-2}$	$8 \cdot 10^{-2}$	10
Thallium	$6 \cdot 10^{-2}$	5	$1 \cdot 10^{-1}$	$5 \cdot 10^{-2}$	6
Zink	$8 \cdot 10^{-2}$	36	78	2	178
TOC					
Fluorid	161	1.059	302		104
Ammonium-N		7.064	5.259	17	7.328
AOX					

Tab. 4: Schadstoffe (hier: radioaktive Abfälle/Abfallgebinde einschließlich Braunkohlenfilterasche) und ihre modellmäßig berechneten Konzentrationen im oberflächennahen Grundwasser.

Schadstoff	Schadstoffkonzentrationen im oberflächennahen Grundwasser [mg/l]					Referenzwert Abfälle/BFA
	Nordfeld	Westfeld	Ostfeld	Zentralteil	Südfeld	
Chlorid	$8,64 \cdot 10^{-5}$	$1,01 \cdot 10^{-4}$	$1,98 \cdot 10^{-5}$	$2,31 \cdot 10^{-6}$	$1,52 \cdot 10^{-3}$	$1,52 \cdot 10^{-3}$
Sulfat	$2,03 \cdot 10^{-5}$	$2,92 \cdot 10^{-3}$	$2,81 \cdot 10^{-4}$	$3,20 \cdot 10^{-4}$	$2,20 \cdot 10^{-2}$	$2,20 \cdot 10^{-2}$
Cyanide (leicht freisetzbar)						
Cyanide (gesamt)						
Phenolindex						
Arsen	$1,19 \cdot 10^{-9}$	$1,39 \cdot 10^{-5}$	$1,11 \cdot 10^{-10}$	$5,36 \cdot 10^{-7}$	$1,10 \cdot 10^{-4}$	$1,10 \cdot 10^{-4}$
Blei	$1,15 \cdot 10^{-6}$	$8,42 \cdot 10^{-6}$	$5,66 \cdot 10^{-7}$	$4,02 \cdot 10^{-7}$	$1,50 \cdot 10^{-8}$	$8,42 \cdot 10^{-6}$
Cadmium	$2,31 \cdot 10^{-6}$	$1,55 \cdot 10^{-6}$	$4,90 \cdot 10^{-7}$	$3,42 \cdot 10^{-9}$	$9,01 \cdot 10^{-7}$	$2,31 \cdot 10^{-6}$
Chrom (VI)	$1,02 \cdot 10^{-6}$	$6,84 \cdot 10^{-6}$	$4,73 \cdot 10^{-8}$	$4,47 \cdot 10^{-8}$	$9,18 \cdot 10^{-6}$	$9,18 \cdot 10^{-6}$
Chrom (gesamt)	$1,02 \cdot 10^{-6}$	$6,84 \cdot 10^{-6}$	$4,70 \cdot 10^{-8}$	$4,50 \cdot 10^{-8}$	$9,19 \cdot 10^{-6}$	$9,19 \cdot 10^{-6}$
Kupfer	$5,79 \cdot 10^{-9}$	$1,14 \cdot 10^{-8}$	$5,01 \cdot 10^{-9}$	$4,07 \cdot 10^{-9}$	$2,08 \cdot 10^{-7}$	$2,08 \cdot 10^{-7}$
Nickel	$2,55 \cdot 10^{-7}$	$4,21 \cdot 10^{-7}$	$1,75 \cdot 10^{-7}$	$1,77 \cdot 10^{-7}$	$7,63 \cdot 10^{-6}$	$7,63 \cdot 10^{-6}$
Quecksilber	$3,05 \cdot 10^{-8}$	$2,50 \cdot 10^{-7}$	$4,59 \cdot 10^{-10}$	$1,76 \cdot 10^{-12}$	$3,46 \cdot 10^{-7}$	$2,50 \cdot 10^{-7}$
Thallium	$6,60 \cdot 10^{-11}$	$1,75 \cdot 10^{-10}$	$7,10 \cdot 10^{-13}$	$1,10 \cdot 10^{-12}$	$2,10 \cdot 10^{-10}$	$1,75 \cdot 10^{-10}$
Zink	$9,73 \cdot 10^{-8}$	$1,27 \cdot 10^{-6}$	$5,55 \cdot 10^{-7}$	$4,58 \cdot 10^{-8}$	$6,23 \cdot 10^{-6}$	$6,23 \cdot 10^{-6}$
TOC						
Fluorid	$1,77 \cdot 10^{-4}$	$3,70 \cdot 10^{-5}$	$2,14 \cdot 10^{-7}$		$3,64 \cdot 10^{-6}$	$1,77 \cdot 10^{-4}$
Ammonium-N		$2,47 \cdot 10^{-4}$	$3,73 \cdot 10^{-5}$	$3,69 \cdot 10^{-7}$	$2,56 \cdot 10^{-4}$	$2,56 \cdot 10^{-4}$
AOX						

Tab. 5: Schadstoffe (hier: Verfüllmaterial M3) und ihre modellmäßig berechnete Konzentration im oberflächennahen Grundwasser.

Schadstoff	Eluat Verfüllmaterial M3 [mg/l]	Konzentration im Grundwasser [mg/l] bei einer Verdünnung von 2.500	Konzentration im Grundwasser [mg/l] bei einer Verdünnung von 385
Chlorid	25.000 ⁺⁾	10,00	64,90
Sulfat	1.010 ⁺⁾	$4,04 \cdot 10^{-1}$	2,62
Cyanide (leicht freisetzbar)	0,005	$2,00 \cdot 10^{-6}$	$1,30 \cdot 10^{-5}$
Cyanide (gesamt)	0,005	$2,00 \cdot 10^{-6}$	$1,30 \cdot 10^{-5}$
Phenolindex	0,005	$2,00 \cdot 10^{-6}$	$1,30 \cdot 10^{-5}$
Arsen	0,005	$2,00 \cdot 10^{-6}$	$1,30 \cdot 10^{-5}$
Blei	0,07 ⁺⁾	$2,80 \cdot 10^{-5}$	$1,82 \cdot 10^{-4}$
Cadmium	0,02	$8,00 \cdot 10^{-6}$	$5,19 \cdot 10^{-5}$
Chrom (VI)	0,02	$8,00 \cdot 10^{-6}$	$5,19 \cdot 10^{-5}$
Chrom (gesamt)	0,02	$8,00 \cdot 10^{-6}$	$5,19 \cdot 10^{-5}$
Kupfer	0,02	$8,00 \cdot 10^{-6}$	$5,19 \cdot 10^{-5}$
Nickel	0,02	$8,00 \cdot 10^{-6}$	$5,19 \cdot 10^{-5}$
Quecksilber	0,0002	$8,00 \cdot 10^{-8}$	$5,19 \cdot 10^{-7}$
Thallium	0,015	$6,00 \cdot 10^{-6}$	$3,90 \cdot 10^{-5}$
Zink	0,05	$2,00 \cdot 10^{-5}$	$1,30 \cdot 10^{-4}$
TOC	1,0	$4,00 \cdot 10^{-4}$	$2,60 \cdot 10^{-3}$
Fluorid	10	$4,00 \cdot 10^{-3}$	$2,60 \cdot 10^{-2}$
Ammonium-N	15	$6,00 \cdot 10^{-3}$	$3,90 \cdot 10^{-2}$
AOX	0,099 ⁺⁾	$3,96 \cdot 10^{-5}$	$2,57 \cdot 10^{-4}$

⁺⁾ Messwerte; ansonsten Angabe der jeweiligen Bestimmungsgrenze des Nachweisverfahrens.

Tab. 6: Vergleich von Begrenzungen für organische und anorganische Schadstoffe.

Schadstoff	Berliner Liste 2005 [mg/l]	LAWA 2004 [mg/l]	TrinkwasserV 2001 [mg/l]	DVGW 1996 [mg/l]
Chlorid	250	250	250	100
Sulfat	240	240	240	100
Cyanid (leicht freisetzbar)	0,005	0,005		
Cyanid (gesamt)	0,05	0,05	0,05	0,01
Phenol	0,008	0,008		
Arsen	0,01	0,01	0,01	0,005
Blei	0,007	0,007	0,01	0,01
Cadmium	0,0005	0,0005	0,005	0,001
Chrom (VI)	0,006			
Chrom (gesamt)			0,05	0,03
Kupfer	0,014	0,014	2,0	0,02
Nickel	0,014	0,014	0,02	0,03
Quecksilber	0,0002	0,0002	0,001	0,0005
Thallium	0,0008	0,0008		
Zink	0,058	0,058		0,1
TOC				
Fluorid	0,75	0,75	1,5	1,0
Ammonium-N	0,5		0,5	0,2
AOX				0,03

Tab. 7: Modellbetrachtung zum Vergleich von Konzentrationen organischer und anorganischer Schadstoffe im oberflächennahen Grundwasser mit Begrenzungen aus einschlägigen wasserrechtlichen Regelwerken.

Schadstoff	Schadstoffkonzentrationen im oberflächennahen Grundwasser [mg/l]			Begrenzung [mg/l]	Zitat
	Referenzwert Abfälle/BFA	Verfüllmaterial M3*	Referenzwert Abfälle/BFA/M3*		
Chlorid	$1,52 \cdot 10^{-3}$	64,90	64,90	100	[26]
Sulfat	$2,20 \cdot 10^{-2}$	2,62	2,62	100	[26]
Cyanide (leicht freisetzbar)		$1,30 \cdot 10^{-5}$	$1,30 \cdot 10^{-5}$	0,005	[23, 24]
Cyanide (gesamt)		$1,30 \cdot 10^{-5}$	$1,30 \cdot 10^{-5}$	0,01	[26]
Phenolindex		$1,30 \cdot 10^{-5}$	$1,30 \cdot 10^{-5}$	0,008	[23, 24]
Arsen	$1,10 \cdot 10^{-4}$	$1,30 \cdot 10^{-5}$	$1,10 \cdot 10^{-4}$	0,005	[26]
Blei	$8,42 \cdot 10^{-6}$	$1,82 \cdot 10^{-4}$	$1,82 \cdot 10^{-4}$	0,007	[23, 24]
Cadmium	$2,31 \cdot 10^{-6}$	$5,19 \cdot 10^{-5}$	$5,19 \cdot 10^{-5}$	0,0005	[23, 24]
Chrom (VI)	$9,18 \cdot 10^{-6}$	$5,19 \cdot 10^{-5}$	$5,19 \cdot 10^{-5}$	0,006	[24]
Chrom (gesamt)	$9,19 \cdot 10^{-6}$	$5,19 \cdot 10^{-5}$	$5,19 \cdot 10^{-5}$	0,03	[26]
Kupfer	$2,08 \cdot 10^{-7}$	$5,19 \cdot 10^{-5}$	$5,19 \cdot 10^{-5}$	0,014	[23, 24]
Nickel	$7,63 \cdot 10^{-6}$	$5,19 \cdot 10^{-5}$	$5,19 \cdot 10^{-5}$	0,014	[23, 24]
Quecksilber	$2,50 \cdot 10^{-7}$	$5,19 \cdot 10^{-7}$	$5,19 \cdot 10^{-7}$	0,0002	[23, 24]
Thallium	$2,10 \cdot 10^{-10}$	$3,90 \cdot 10^{-5}$	$3,90 \cdot 10^{-5}$	0,0008	[23, 24]
Zink	$6,23 \cdot 10^{-6}$	$1,30 \cdot 10^{-4}$	$1,30 \cdot 10^{-4}$	0,058	[23, 24]
TOC		$2,60 \cdot 10^{-3}$	$2,60 \cdot 10^{-3}$		
Fluorid	$1,77 \cdot 10^{-4}$	$2,60 \cdot 10^{-2}$	$2,60 \cdot 10^{-2}$	0,75	[23, 24]
Ammonium-N	$2,56 \cdot 10^{-4}$	$3,90 \cdot 10^{-2}$	$3,90 \cdot 10^{-2}$	0,2	[26]
AOX		$2,57 \cdot 10^{-4}$	$2,57 \cdot 10^{-4}$	0,03	[26]

* Konzentration bei einer Verdünnung von 385.

Tab. 8: Modellbetrachtung zum Vergleich von Konzentrationen organischer und anorganischer Schadstoffe im oberflächennahen Grundwasser mit Begrenzungen aus einschlägigen wasserrechtlichen Regelwerken (hier: Verfüllmaterial 10-M3).

Schadstoff	Eluat Verfüllmaterial 10-M3 [mg/l]	Schadstoffkonzentrationen im oberflächennahen Grundwasser [mg/l]			Begrenzung [mg/l]
		Referenzwert Abfälle/BFA	Verfüllmaterial 10-M3*	Referenzwert Abfälle/BFA/ 10-M3*	
Chlorid	$2,50 \cdot 10^5$	$1,52 \cdot 10^{-3}$	649	649	100
Sulfat	$1,01 \cdot 10^4$	$2,20 \cdot 10^{-2}$	26,2	26,2	100
Cyanide (leicht freisetzbar)	0,05		$1,30 \cdot 10^{-4}$	$1,30 \cdot 10^{-4}$	0,005
Cyanide (gesamt)	0,05		$1,30 \cdot 10^{-4}$	$1,30 \cdot 10^{-4}$	0,01
Phenolindex	0,05		$1,30 \cdot 10^{-4}$	$1,30 \cdot 10^{-4}$	0,008
Arsen	0,05	$1,10 \cdot 10^{-4}$	$1,30 \cdot 10^{-4}$	$1,30 \cdot 10^{-4}$	0,005
Blei	0,7	$8,42 \cdot 10^{-6}$	$1,82 \cdot 10^{-3}$	$1,82 \cdot 10^{-3}$	0,007
Cadmium	0,2	$2,31 \cdot 10^{-6}$	$5,19 \cdot 10^{-4}$	$5,19 \cdot 10^{-4}$	0,0005
Chrom (VI)	0,2	$9,18 \cdot 10^{-6}$	$5,19 \cdot 10^{-4}$	$5,19 \cdot 10^{-4}$	0,006
Chrom (gesamt)	0,2	$9,19 \cdot 10^{-6}$	$5,19 \cdot 10^{-4}$	$5,19 \cdot 10^{-4}$	0,03
Kupfer	0,2	$2,08 \cdot 10^{-7}$	$5,19 \cdot 10^{-4}$	$5,19 \cdot 10^{-4}$	0,014
Nickel	0,2	$7,63 \cdot 10^{-6}$	$5,19 \cdot 10^{-4}$	$5,19 \cdot 10^{-4}$	0,014
Quecksilber	0,002	$2,50 \cdot 10^{-7}$	$5,19 \cdot 10^{-6}$	$5,19 \cdot 10^{-6}$	0,0002
Thallium	0,15	$2,10 \cdot 10^{-10}$	$3,90 \cdot 10^{-4}$	$3,90 \cdot 10^{-4}$	0,0008
Zink	0,50	$6,23 \cdot 10^{-6}$	$1,30 \cdot 10^{-3}$	$1,30 \cdot 10^{-3}$	0,058
TOC	$1,00 \cdot 10^1$		$2,60 \cdot 10^{-2}$	$2,60 \cdot 10^{-2}$	
Fluorid	$1,00 \cdot 10^2$	$1,77 \cdot 10^{-4}$	$2,60 \cdot 10^{-1}$	$2,60 \cdot 10^{-1}$	0,75
Ammonium-N	$1,50 \cdot 10^2$	$2,56 \cdot 10^{-4}$	$3,90 \cdot 10^{-1}$	$3,90 \cdot 10^{-1}$	0,2
AOX	0,99		$2,57 \cdot 10^{-3}$	$2,57 \cdot 10^{-3}$	0,03

* Konzentration bei einer Verdünnung von 385.

Tab. 9: Modellbetrachtung zum Vergleich von Konzentrationen organischer und anorganischer Schadstoffe im oberflächennahen Grundwasser mit Begrenzungen aus einschlägigen wasserrechtlichen Regelwerken (hier: Verfüllmaterialien M2 und M3 sowie 10-M2 und 10-M3).

Schadstoff	Schadstoffkonzentrationen im oberflächennahen Grundwasser [mg/l]				Begrenzung [mg/l]
	Referenzwert Abfälle/BFA/M2*	Referenzwert Abfälle/BFA/M3*	Referenzwert Abfälle/BFA/ 10-M2*	Referenzwert Abfälle/BFA/ 10-M3*	
Chlorid	65,7	64,90	657	649	100
Sulfat	2,81	2,62	28,1	26,2	100
Cyanide (leicht freisetzbar)	$1,30 \cdot 10^{-5}$	$1,30 \cdot 10^{-5}$	$1,30 \cdot 10^{-4}$	$1,30 \cdot 10^{-4}$	0,005
Cyanide (gesamt)	$1,30 \cdot 10^{-5}$	$1,30 \cdot 10^{-5}$	$1,30 \cdot 10^{-4}$	$1,30 \cdot 10^{-4}$	0,01
Phenolindex	$1,30 \cdot 10^{-5}$	$1,30 \cdot 10^{-5}$	$1,30 \cdot 10^{-4}$	$1,30 \cdot 10^{-4}$	0,008
Arsen	$1,10 \cdot 10^{-4}$	$1,10 \cdot 10^{-4}$	$1,30 \cdot 10^{-4}$	$1,30 \cdot 10^{-4}$	0,005
Blei	$1,56 \cdot 10^{-4}$	$1,82 \cdot 10^{-4}$	$1,56 \cdot 10^{-3}$	$1,82 \cdot 10^{-3}$	0,007
Cadmium	$2,60 \cdot 10^{-5}$	$5,19 \cdot 10^{-5}$	$2,60 \cdot 10^{-4}$	$5,19 \cdot 10^{-4}$	0,0005
Chrom (VI)	$5,19 \cdot 10^{-5}$	$5,19 \cdot 10^{-5}$	$5,19 \cdot 10^{-4}$	$5,19 \cdot 10^{-4}$	0,006
Chrom (gesamt)	$5,19 \cdot 10^{-5}$	$5,19 \cdot 10^{-5}$	$5,19 \cdot 10^{-4}$	$5,19 \cdot 10^{-4}$	0,03
Kupfer	$5,19 \cdot 10^{-5}$	$5,19 \cdot 10^{-5}$	$5,19 \cdot 10^{-4}$	$5,19 \cdot 10^{-4}$	0,014
Nickel	$5,19 \cdot 10^{-5}$	$5,19 \cdot 10^{-5}$	$5,19 \cdot 10^{-4}$	$5,19 \cdot 10^{-4}$	0,014
Quecksilber	$5,19 \cdot 10^{-7}$	$5,19 \cdot 10^{-7}$	$5,19 \cdot 10^{-6}$	$5,19 \cdot 10^{-6}$	0,0002
Thallium	$3,90 \cdot 10^{-5}$	$3,90 \cdot 10^{-5}$	$3,90 \cdot 10^{-4}$	$3,90 \cdot 10^{-4}$	0,0008
Zink	$1,30 \cdot 10^{-4}$	$1,30 \cdot 10^{-4}$	$1,30 \cdot 10^{-3}$	$1,30 \cdot 10^{-3}$	0,058
TOC	$5,45 \cdot 10^{-3}$	$2,60 \cdot 10^{-3}$	$5,45 \cdot 10^{-2}$	$2,60 \cdot 10^{-2}$	
Fluorid	$1,30 \cdot 10^{-3}$	$2,60 \cdot 10^{-2}$	$1,30 \cdot 10^{-2}$	$2,60 \cdot 10^{-1}$	0,75
Ammonium-N	$3,90 \cdot 10^{-2}$	$3,90 \cdot 10^{-2}$	$3,90 \cdot 10^{-1}$	$3,90 \cdot 10^{-1}$	0,2
AOX	$3,12 \cdot 10^{-5}$	$2,57 \cdot 10^{-4}$	$3,12 \cdot 10^{-4}$	$2,57 \cdot 10^{-3}$	0,03

* Konzentration bei einer Verdünnung von 385.

ANHANG

Anhang 1: Analysenprotokoll für das Verfüllmaterial M3 (Eluatwerte)



Kali und Salz Consulting GmbH, Postfach 10 20 29, D-34111 Kassel

**Kali und Salz
Consulting GmbH**

Heringen, den 17.02.99
Dr. Elke Reitermayer
☎ 06624 / 81 - 1782

PKAXTUEJJA92FD183629.WK4

Analysenprotokoll

Auftraggeber:	Institut für Gefahrstoff-Forschung Herr Werner Waldring 97 44789 Bochum
Probenbezeichnung:	M 3 für Pos. 5
Auftragsnummer:	D - 1836 - 29 - A - 0199

Parameter	Einheit	Ergebnis	BG	Analyseverfahren
pH - Wert im Eluat		11,6		DIN 38404-C 5
el. Leitfähigkeit im Eluat	mS/m	10,9 · 10 ³	0,001	DIN 38404-C 8
Chlorid	mg/l	25 · 10 ³	0,5	DIN 38405-D 19
Sulfat	mg/l	1,01 · 10 ³	0,5	DIN 38405-D 19
Cyanide (leicht freisetzbar)	mg/l	< 0,005	0,005	DIN 38405-D 13
Cyanid (gesamt)	mg/l	< 0,005	0,005	DIN 38405-D 13
Phenolindex	mg/l	< 0,005	0,005	DIN 38409-H 16
Arsen	mg/l	< 0,005	0,005	DIN 38405-D 18
Blei	mg/l	0,07	0,02	DIN 38406-E 22
Cadmium	mg/l	< 0,02	0,02	DIN 38406-E 22
Chrom (VI)	mg/l	< 0,02	0,02	DIN 38405-D 24
Chrom (gesamt)	mg/l	< 0,02	0,02	DIN 38406-E 22
Kupfer	mg/l	< 0,02	0,02	DIN 38406-E 22
Nickel	mg/l	< 0,02	0,02	DIN 38406-E 22
Quecksilber	mg/l	< 0,0002	0,0002	DIN EN 1483
Thallium	mg/l	< 0,015	0,015	DIN 38406-E 26
Zink	mg/l	< 0,05	0,05	DIN 38406-E 22
TOC	mg/l	< 1,0	1,0	DIN 38409-H 3
Fluorid	mg/l	< 10	10	DIN 38405-D 19
Ammonium-N	mg/l	< 15	15	DIN 38406 - E 5
AOX	mg/l	0,099	0,010	DIN EN 1485
wasserlöslicher Anteil	Gew.-%	55,0	0,1	DIN 38409 H1

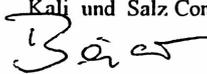
BG : Bestimmungsgrenze des Verfahrens

Gehaltsangaben in mg/l beziehen sich auf das Eluat gemäß DIN 38414 - S4.

Bemerkung:

Wenn nicht anders vereinbart, werden die Rückstellproben vier Wochen nach Zusendung der Analyseergebnisse verworfen bzw. dem Auftraggeber zur Entsorgung zurückgeschickt.

Mit freundlichem Glückauf
Kali und Salz Consulting GmbH


i. V. Dr. Beier
Friedrich-Ebert-Straße 160
D-34119 Kassel
Telefon: (05 61) 301-0
Telefax: (05 61) 301-1211
Telex: 99 632-0 wuk d


i. A. Dr. Reitermayer
Bankverbindung:
Wintershall Bank GmbH
(BLZ 520 200 00) Konto 770 299
S.W.I.F.T.-Code: WINB DE 51
via GENO DE FF 200

Geschäftsführung:
Dr. Volker Lukas, Dr. Michael Schaper
Dr.-Ing. Hans Schneider, Dr. Ingo Stahl
Sitz der Gesellschaft: Kassel
Registergericht: Kassel (HRB 4174)