

## **Obertägige Verwertung immobilisierter Abfälle versus Versatz von Abfällen in Bergwerken – Vergleichende ökologische Bewertung unter besonderer Berücksichtigung der Langzeitsicherheit**

Im Auftrag  
der Grube Teutschenthal Sicherungs GmbH & Co.  
KG,  
der Glückauf Sondershausen Entwicklungs- und  
Sicherungs GmbH,  
der K + S Entsorgung GmbH,  
der NDH Entsorgungsbetreiber GmbH sowie  
der Umwelt, Entsorgung und Verwertung GmbH

Darmstadt, 17. März 2004

### **Autoren:**

Günter Dehoust  
Peter Küppers  
Gerhard Schmidt  
Carsten Neu

### **Öko-Institut e.V.**

**Büro Darmstadt**  
Elisabethenstr. 55-57  
D-64283 Darmstadt  
**Tel.** +49 (0) 6151 - 81 91-0  
**Fax** +49 (0) 6151 - 81 91-33

**Geschäftsstelle Freiburg**  
Postfach 6226  
D-79038 Freiburg  
**Tel.** +49 (0) 761 - 45 295-0  
**Fax** +49 (0) 761 - 47 54 37

**Büro Berlin**  
Novalisstr. 10  
D-10115 Berlin  
**Tel.** +49 (0) 30 - 28 04 86-0  
**Fax** +49 (0) 30 - 28 04 86-88



## Inhaltsverzeichnis

<b>1</b>	<b>Einleitung .....</b>	<b>1</b>
1.1	Ziel der Studie .....	1
1.2	Gesetzliche Vorgaben .....	2
1.3	Abfallwirtschaftliche Rahmenbedingungen.....	3
<b>2</b>	<b>Beschreibung der untersuchten Abfallverwertungsverfahren .....</b>	<b>5</b>
2.1	Verwertung im Bergversatz .....	5
2.1.1	Allgemeine Beschreibung .....	5
2.1.1.1	Bedeutung des Bergversatzes .....	5
2.1.1.2	Abfälle und ihre Eignung .....	11
2.1.1.3	Zulassungsverfahren.....	15
2.1.2	Verfahrensbeschreibung .....	16
2.1.2.1	Hydraulischer Versatz (Spül- und Pumpversatz) .....	17
2.1.2.2	Mechanischer Versatz mit Big Bags (Stapelversatz) .....	17
2.1.2.3	Schüttversatz (Kipp-, Sturz- oder Schiebeversatz) .....	18
2.1.2.4	Pneumatischer Versatz (Blasversatz) .....	18
2.1.3	Risiken beim Versatz bergbaufremder Abfälle.....	18
2.1.3.1	Grundsätzliche Risiken beim Versatz in Bergwerken .....	18
2.1.3.2	Besondere Risiken beim Versatz in Kohlebergwerken .....	19
2.1.3.3	Besondere Risiken beim Versatz in Salzbergwerken mit Langzeitsicherheitsnachweis.....	19
2.2	Verwertung auf obertägigen Deponien und im Landschaftsbau .....	20
2.2.1	Grundlagen und Definitionen .....	20
2.2.1.1	Immobilisierung .....	20
2.2.1.2	Verfestigung .....	22
2.2.1.3	Stabilisierung .....	22
2.2.1.4	Geltende (Rechts-)Definitionen aus europäischem und nationalem Abfallrecht.....	24
2.2.2	Untersuchung relevanter Stoffströme in Immobilisierungsprozessen .....	26
2.2.3	Verfahren zur Immobilisierung von mineralischen besonders überwachungsbedürftigen Abfällen.....	31
2.2.4	Wirkmechanismen von Immobilisierungsverfahren.....	34
2.2.5	Probleme bei der langfristigen Fixierung von Schadstoffen mittels Immobilisierung.....	35
2.2.5.1	Existenz verschiedener zu immobilisierender Schadstoffgruppen.....	35
2.2.5.2	Existenz organischer Schadstoffe .....	37
2.2.5.3	Verwendung verschiedener Abfallarten als Bindemittel.....	38
2.2.5.4	Rissbildung durch hohe Hydratationswärmeentwicklung.....	39
2.2.5.5	Alterungsprozesse.....	40
2.2.5.6	Angriff durch Salze und Säuren .....	41
2.2.5.7	Technologische Randbedingungen.....	44
2.2.6	Probleme beim Nachweis der langfristigen Wirksamkeit .....	44
<b>3</b>	<b>Vergleichende Bewertung der Sicherheitsphilosophie .....</b>	<b>48</b>
3.1	Charakterisierung von Sicherheitsphilosophien bei Bergversatz und Verwertung immobilisierter Abfälle über Tage.....	48

---

3.1.1	Sicherheitsphilosophie beim Bergversatz.....	48
3.1.2	Sicherheitsphilosophie bei der Immobilisierung.....	51
3.2	Ableitung von Vergleichskriterien .....	52
3.2.1	Bewertungskriterium Barrieren .....	52
3.2.2	Bewertungskriterium Einwirkungsspektrum.....	53
3.2.3	Bewertungskriterium Langzeit-Prognostizierbarkeit .....	54
3.3	Auswahl von typischen Verfahren für den Vergleich .....	55
3.4	Vergleichende Bewertung der Sicherheitsphilosophie bei Bergversatz und Immobilisierung .....	56
3.4.1	Bewertung im Hinblick auf Art und Wirksamkeit von Barrieren .....	56
3.4.1.1	Barrieren beim Bergversatz.....	56
3.4.1.2	Barrieren bei der Immobilisierung.....	58
3.4.1.3	Vergleichende Bewertung der Barrieren .....	59
3.4.2	Bewertung der Verfahren im Hinblick auf das Einwirkungsspektrum.....	59
3.4.2.1	Einwirkungsspektrum beim Bergversatz .....	59
3.4.2.2	Einwirkungsspektrum beim Immobilisat .....	66
3.4.2.3	Vergleich des Einwirkungsspektrums bei Bergversatz und Immobilisat.....	69
3.4.3	Bewertung der Verfahren nach der Langzeit- Prognostizierbarkeit.....	70
3.4.3.1	Identifizierung der relevanten Schritte.....	70
3.4.3.2	Darstellung und Bewertung der Kenntnis- und Erfahrungsbasis .....	72
3.4.3.3	Vergleichende Bewertung der Kenntnis- und Erfahrungsbasis.....	75
<b>4</b>	<b>Vergleichende Bewertung weiterer Aspekte.....</b>	<b>78</b>
4.1	Arbeitsschutz .....	78
4.1.1	Einbau von Versatzmaterial.....	78
4.1.1.1	Einsturzgefahr.....	78
4.1.1.2	Deckenabbrüche.....	78
4.1.1.3	Staubbildung.....	78
4.1.1.4	Gasbildung.....	79
4.1.1.5	Brände und Explosionen .....	79
4.1.2	Einbau von Immobilisaten.....	79
4.2	Ausschleusung von Schadstoffen.....	80
<b>5</b>	<b>Zusammenfassende Bewertung der Verfahren bezüglich der Sicherheitsphilosophie .....</b>	<b>82</b>
<b>6</b>	<b>Fazit.....</b>	<b>83</b>
<b>7</b>	<b>Literatur .....</b>	<b>84</b>

## Abbildungsverzeichnis

Abbildung 2.1	Verteilung nach Bundesländern der im Jahr 2001 insgesamt versetzten Abfälle .....	8
Abbildung 2.2	Verteilung nach Bundesländern der im Jahr 2001 versetzten bü Sonderabfälle .....	8
Abbildung 2.3	Anteil der im Jahr 2001 versetzten besonders überwachungsbedürftigen Abfälle .....	10
Abbildung 2.4	Stabilisierung und Immobilisierung im Vergleich.....	23
Abbildung 2.5	Stoffströme im Immobilisierungsprozess.....	26
Abbildung 2.6	Wechselseitige Beeinflussung von Wirkmechanismen zur Prognose des Langzeitverhaltens .....	45

## Tabellenverzeichnis

Tabelle 2.1	Verwertung bergbaufremder Abfälle in untertägigen Hohlräumen .....	7
Tabelle 2.2	Prozentualer Anteil der besonders überwachungsbedürftigen (büA) und überwachungsbedürftigen Abfälle (üA) an den insgesamt versetzten bergbaufremden Abfällen einzelner Bundesländer .....	9
Tabelle 2.3	Überwachungsbedürftige und besonders überwachungsbedürftige Abfälle in den Bundesländern .....	10
Tabelle 2.4	Masse und prozentualer Anteil der in den einzelnen Bundesländern versetzten besonders überwachungsbedürftigen Abfälle .....	10
Tabelle 2.5	Aufkommen einiger, für den Bergversatz geeigneter Abfälle.....	12
Tabelle 2.6	Grenzwerte für Feststoffe und Eluat .....	14
Tabelle 2.7	Grenzwertkonzentrationen für Metalle im Abfall .....	14
Tabelle 2.8	Abfallbilanz Sachsen-Anhalt 2001 .....	27
Tabelle 2.9	Aufkommen relevanter produktionsspezifischer Rückstände .....	28
Tabelle 2.10	Aufkommen relevanter Verbrennungsrückstände .....	30
Tabelle 2.11	Aufkommen relevanter Rauchgasreinigungs- und Filterrückstände .....	30
Tabelle 2.12	Angriffsverhalten verschiedener Substanzen auf Zementstein.....	43
Tabelle 3.1	Relevante Barriereigenschaften der verschiedenen Behandlungsverfahren und ihrer Varianten.....	59
Tabelle 3.2	Relevantes Einwirkungsspektrum beim Bergversatz in Salz .....	65
Tabelle 3.3	Relevantes Einwirkungsspektrum beim Bergversatz in Steinkohle und anderen Wirtsgesteinen.....	66
Tabelle 3.4	Relevantes Einwirkungsspektrum beim Immobilisat .....	69
Tabelle 3.5	Bewertung der Langzeit-Prognostizierbarkeit der sicherheitsrelevanten Schritte der Verfahren .....	76



## 1 Einleitung

Eine wesentliche Aufgabe der Abfallwirtschaft ist es, bei der Entsorgung von Abfällen die darin enthaltenen Schadstoffe dem Wirtschaftskreislauf dauerhaft zu entziehen. Gemäß Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz § 10 Abs. 4 sind Abfälle so zu beseitigen (das gilt selbstverständlich analog auch für die Verwertung), dass das Wohl der Allgemeinheit nicht beeinträchtigt wird. Insbesondere darf bzw. dürfen nicht

- die Gesundheit der Menschen beeinträchtigt werden,
- Tiere und Pflanzen gefährdet werden,
- Gewässer und Boden schädlich beeinflusst werden,
- schädliche Umweltwirkungen durch Luftverunreinigungen oder Lärm herbeigeführt werden,
- die Belange der Raumordnung und der Landesplanung, des Naturschutzes und der Landschaftspflege sowie des Städtebaus unberücksichtigt bleiben oder
- sonst die öffentliche Sicherheit und Ordnung gestört werden.

Von allen Abfallverwertungs- oder -beseitigungsverfahren können aber aufgrund unterschiedlicher Schadstoffe und Schadstoffgehalte in den Abfällen einerseits und Schadstoffrückhaltemaßnahmen andererseits verschiedene Auswirkungen auf die Umwelt ausgehen. Da weder die Beseitigung noch die Verwertung ohne ökologische Auswirkungen ist, schreibt der Gesetzgeber im Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz § 6 Abs. 1 einen Vorrang für dasjenige Entsorgungsverfahren fest, dessen Auswirkungen auf die Umwelt am geringsten sind. Die Umweltverträglichkeit wird nach § 5 Abs. 5 insbesondere anhand der Kriterien Emissionen, Ressourcenschonung, Energie und Schadstoffanreicherung geprüft. Um Entscheidungen über das bezüglich der Schadlosigkeit und Umweltverträglichkeit am besten geeignete Entsorgungsverfahren (Bergversatz, andere Verwertungsverfahren, Beseitigung) zu treffen, müssen die in Frage kommenden Abfälle einer entsprechenden Bewertung unterzogen werden. Bei der Bewertung der Verfahren zur Entsorgung von schadstoffhaltigen mineralischen Abfällen ist der Schwerpunkt auf die Kriterien Emissionen und Schadstoffanreicherung zu legen und dabei insbesondere auf die langfristige Wirksamkeit der Maßnahmen.

### 1.1 Ziel der Studie

Die vorgelegte Studie vergleicht und bewertet die gebräuchlichsten Verfahren zur Entsorgung von schadstoffhaltigen mineralischen Abfällen, die Verwendung immobilisierter Abfälle über Tage und den Versatz in Bergwerken, vor dem Hintergrund der abfallwirtschaftlichen Ziele und der rechtlichen Vorgaben. Die damit verbunde-

nen Umweltprobleme und erforderlichen Schritte zum Schutz der Umwelt werden aufgezeigt.

## 1.2 Gesetzliche Vorgaben

Bei der Immobilisierung von Abfällen und der anschließenden oberirdischen Ablagerung sowie beim Versatz bergbaufremder Abfälle in Hohlräumen unter Tage sind zahlreiche Rechtsvorschriften zu beachten. Neue Vorschriften zu diesem Themenbereich sind geplant oder in Vorbereitung. Im Folgenden wird zunächst der anzuwendende rechtliche Rahmen beschrieben.

Die zu untersuchenden Abfallentsorgungsverfahren fallen unter das Regime des Abfallrechts. Hierzu zählen insbesondere

- die Richtlinie 91/689/EWG über gefährliche Abfälle
- das Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz (KrW-/AbfG),
- die Gewerbeabfallverordnung (GewAbfV),
- die Bestimmungsverordnung überwachungsbedürftige Abfälle zur Verwertung (BestüVAbfV),
- die TA Abfall,
- die TA Siedlungsabfall und
- die allgemeine Abfallverwaltungsvorschrift über Anforderungen zum Schutz des Grundwassers bei der Lagerung und Ablagerung von Abfällen (AbfVwV).

Außerdem sind die Merkblätter, Richtlinien und Mitteilungen der Länderarbeitsgemeinschaft Abfall (LAGA) zu beachten. Dies sind insbesondere

- das Merkblatt für die Entsorgung von Abfällen aus Verbrennungsanlagen für Siedlungsabfälle,
- die Mitteilung über die Anforderungen an die stoffliche Verwertung von mineralischen Reststoffen/Abfällen – Technische Regeln und
- die Richtlinie für das Vorgehen bei physikalischen, chemischen und biologischen Untersuchungen im Zusammenhang mit der Verwertung/Beseitigung von Abfällen.

Zusätzlich zu den Vorschriften des Abfallrechts sind auf diese Entsorgungsverfahren insbesondere das Wasserhaushaltsgesetz (WHG) und die Gefahrstoffverordnung (GefStoffV) anzuwenden.

Für die Immobilisierung von Abfällen und deren anschließende oberirdische Ablagerung gelten überdies die Deponieverordnung (DepV), die Abfallablagerungsverordnung (AbfAbfV), das Bundes-Bodenschutzgesetz (BBodSchG) und die Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV); für den Versatz bergbaufremder Abfälle gelten neben der Versatzverordnung (VersatzV) das Bergrecht, insbesondere das Bundesberggesetz (BBergG) und die Gesundheitsschutz-Bergverord-

nung (GesBergV). Außerdem gelten in bestimmten Bundesländern weitere Regelungen. So hat beispielsweise das Land Sachsen-Anhalt eine eigene Immobilisierungsrichtlinie erlassen [Immobilisierungsrichtlinie 2000].

Zusätzlich zu den bereits bestehenden abfallrechtlichen Vorschriften sind bezüglich der Immobilisierung von Abfällen mit anschließender oberirdischer Ablagerung weitere in Vorbereitung. Dies ist auf Bundesebene zum einen die Verordnung über die Verwertung von Abfällen auf Deponien über Tage [BMU 2003] und zum anderen eine Vorschrift der Länderarbeitsgemeinschaft Abfall (LAGA) über die Stabilisierung/Verfestigung von Abfällen mit dem Ziel der Ablagerung auf Deponien [LAGA 2002/1]. Darüber hinaus überarbeitet das Land Sachsen-Anhalt die Richtlinie über die Zulassung und Überwachung der Entsorgung von stabilisierten und verfestigten Abfällen [MLU 2003]. Die drei genannten Regelungen liegen als Entwürfe vor.

Das BMU legte am 20.8.1999 ein Papier zu den Eckpunkten für die Zukunft der Siedlungsabfallentsorgung vor. Dort wurde die Zielvorgabe formuliert, dass bis 2020 alle Abfälle einer vollständigen umweltverträglichen Verwertung zugeführt werden sollen und eine Ablagerung auf Abfalldeponien überflüssig werden soll.

### 1.3 Abfallwirtschaftliche Rahmenbedingungen

Bei Versatzmaßnahmen zur Sicherung von Bergwerken werden schon seit langer Zeit bergbaueigene Abfälle eingesetzt. Vor einigen Jahren kam die Frage auf, ob die in großem Umfang zur Verfügung stehenden Versatzkapazitäten von ca. 3 Mio. t/a die Marktpreise für Abfälle so weit herabsetzen, dass hochwertige stoffliche Verwertungsverfahren nicht mehr wirtschaftlich betrieben werden können. Hinzu kam, dass weite Kreise, so auch einige Fachleute in der europäischen Kommission, den Versatz nicht als Verwertungsmaßnahme anerkennen wollten, sondern als Beseitigung (Deponierung) einstufen. Inzwischen hat sich die Situation gänzlich geändert.

Der Bergversatz wird nun allgemein als Verwertungsmaßnahme anerkannt. Letztlich wurde diese Auffassung auch vom Europäischen Gerichtshof bestätigt (Urteil v. 27.02.2002, Az.: C-6/00). Standen die Versatzbergwerke bislang vor allem in Konkurrenz zu Untertage-, Sonderabfall- oder Hausmülldeponien, so treten als Wettbewerber zunehmend Unternehmen auf, die typische Versatzabfälle, wie z.B. Flugaschen und Filterstäube aus industriellen Verbrennungsverfahren und Abfallverbrennungsanlagen zur Produktion von Deponiebaustoffen oder Ersatzbaustoffen im Straßen- und Landschaftsbau einsetzen, die dann oberirdisch Verwendung finden. Solche Verfahren zur „baustofflichen Verwertung“ über Tage bzw. die Beseitigung in einfachsten Deponien werden zu niedrigsten Preisen angeboten, die eine erhebliche Lenkungswirkung auf die anorganischen Abfälle ausüben. So werden von dem Marktvolumen von ca. 3 Mio. t/a mineralischer Abfälle nur etwa 2 Mio. t/a im Bergversatz verwertet. Die Kapazität der Versatzbergwerke wird damit nur zu etwa zwei Drittel ausgeschöpft. Dies ist insbesondere unter dem Aspekt zu sehen, dass für zahl-

reiche Abfallarten die Schadlosigkeit (nach § 5 Abs. 3 KrW-/AbfG) und Umweltverträglichkeit der baustofflichen Verwertung über Tage umstritten ist.

Gerade durch die freien Kapazitäten auf Siedlungsabfalldeponien infolge des Verbots der Ablagerung von unvorbehandeltem Hausmüll ab 2005 könnten vermehrt mineralische Abfälle angezogen werden. Das geplante allgemeine Deponieverbot ab 2020 wird sich nochmals erheblich auf den Abfallmarkt mit mineralischen Abfällen auswirken. Wenn billige Abfalldeponien nicht mehr verfügbar sind, ist mit einer massiven Ausweitung von einfachen, z.T. äußerst umweltschädlichen „Verwertungsverfahren“ zu rechnen.

## 2 Beschreibung der untersuchten Abfallverwertungsverfahren

### 2.1 Verwertung im Bergversatz

Bei der bergmännischen Gewinnung von Bodenschätzen fallen seit Anbeginn große Massen an Rückständen an. Ein großer Teil dieser Rückstände wurde in früherer Zeit und wird z.T. heute noch wieder in die bei der Gewinnung entstandenen untertägigen Hohlräume als Versatz eingebracht. Mit Versatz wird allgemein das Verfüllen der beim Abbau von Lagerstätten entstandenen Hohlräume bezeichnet. Dies geschah/geschieht zum einen aus Gründen der Betriebs- und Grubensicherheit, zum anderen aber auch, um die landschaftlichen Folgen und die Auswirkungen auf die Umwelt des Bergbaus zu begrenzen. Erst seit etwa den 60er Jahren des 20. Jahrhunderts wurde im Zuge von Rationalisierungsmaßnahmen vermehrt dazu übergegangen, die anfallenden Rückstände oberirdisch aufzuhalden [Czech 1995]. Dadurch blieben vielfältige Hohlräume offen, deren Standdauer zeitlich begrenzt ist. Das Zubruchgehen der Hohlräume kann langsam erfolgen, indem sich das umgebende Gestein kontinuierlich von allen Seiten in den Hohlraum drückt, oder es kann zu einem schlagartigen Ereignis kommen, bei dem innerhalb weniger Sekunden ganze Grubenfelder zerstört werden. Dies führt in beiden Fällen zu Auswirkungen an der Oberfläche, entweder in Form von großflächigen Trogbildungen, an deren Flanken sich Druck-, Zerrungs- und Schieflagenbereiche bilden, oder in Form von erdbebenähnlichen Erschütterungen [Schmitz/Wermuth 2001]. Um die daraus resultierende Gefahr von Schäden beispielsweise an Bauwerken und Verkehrswegen zu verringern, werden in solchen Fällen nach §§ 51-56 Bundesberggesetz von den Bergbehörden Versatzmaßnahmen angeordnet. Da der Versatz mit Baustoffen sehr kostenintensiv ist, werden die Versatzmaßnahmen heute überwiegend mit bergbaufremden Abfällen durchgeführt. Der Versatz mit bergbaufremden Abfällen findet aber nicht nur statt, wenn die Hohlräume einsturzgefährdet sind, sondern z.B. auch zur Verbesserung des Grubenklimas, zur Verringerung oder Verhinderung von Zuflüssen sowie zur Verhütung von Bränden und Explosionen [BMU 2002] [LAB 1996].

In der folgenden allgemeinen Beschreibung wird die abfallwirtschaftliche Bedeutung des Bergversatzes mit bergbaufremden Abfällen dargestellt, auf die versetzten Abfälle, ihre Eignung und rechtliche Anforderungen eingegangen sowie das Zulassungsverfahren kurz geschildert. Anschließend werden die verschiedenen Versatzverfahren beschrieben.

#### 2.1.1 Allgemeine Beschreibung

##### 2.1.1.1 Bedeutung des Bergversatzes

Der Versatz der untertägigen Hohlräume mit bergbaufremden Abfällen entwickelte sich – von einzelnen Ausnahmen abgesehen – seit etwa Ende der 80er Jahre des ver-

gangenen Jahrhunderts zu einem nicht unerheblichen Entsorgungsweg. Hierfür können mehrere Gründe angeführt werden.

1. Früher wurden durch den Bergbau verursachte Schäden an Gebäuden und Grundstücken als Bergschäden angesehen, die lediglich einer privatrechtlichen Regelung im Rahmen des Schadensrechts zugänglich waren. Es galt das Prinzip „Dulde und liquidiere“. Seit dem Urteil des Bundesverwaltungsgerichts vom 16.03.1989 – 4 C 36.85 –, dem sogenannten Moers-Kapellen-Urteil, herrscht eine wesentlich engere Betrachtungsweise, was vom Eigentümer an Bergschäden zu erdulden ist oder nicht. Es gilt nun der Grundsatz „Bergschäden verhüten geht vor vergüten“ [Czech 1995].
2. Es entwickelte sich ein neues Konzept: „Ver- und Entsorgung aus einer Hand“. Für die Kunden der deutschen Kohleindustrie war die Abnahme inländischer Kohle für Kraftwerke, Heizwerke und Feuerungsanlagen zum Teil nur dann möglich, wenn vom Kohlelieferanten gleichzeitig die Entsorgung der Kraftwerksrückstände gewährleistet wurde. Für viele kommunale und private Betreiber kohlegefeuerter Anlagen, besonders im süddeutschen Raum, war dies Voraussetzung zum weiteren Einsatz deutscher Kohle, weil dort Entsorgungsmöglichkeiten für Kraftwerksrückstände nicht bestanden oder unverhältnismäßig teuer waren. [Czech 1995]
3. Mit der Wende wurde in zahlreichen Bergwerken der neuen Bundesländer der Abbaubetrieb eingestellt und es blieben vielfältige bruchgefährdete oder stark konvergierende Hohlräume.
4. Für Bergwerke mit gebirgsschlaggefährdeten Feldern wurde von Behördenseite der Versatz angeordnet. Die Verwendung von primären Rohstoffen (Baustoffe wie Kies und Sand) oder Haldenmaterial hätte zu immensen Kosten entweder für die Bergwerksbetreiber oder die öffentliche Hand geführt. Um dies zu vermeiden, den Versatz also wirtschaftlich zu betreiben, wurden und werden vor allem Sonderabfälle bzw. überwachungsbedürftige Abfälle versetzt.
5. Steigende Entsorgungskosten veranlassten die Abfallbesitzer, nach kostengünstigen Entsorgungsmöglichkeiten zu suchen. Dabei wurde insbesondere für Sonderabfälle der Bergversatz gefunden und ausgebaut, da dieser Entsorgungsweg zum einen als Verwertung eingestuft wurde und zum anderen billiger war als die meisten Beseitigungsverfahren.

Derzeit findet an mehr als 20 Standorten in Deutschland der Versatz mit bergbau-fremden Abfällen statt [BMU 2002]. Neun dieser Anlagen befinden sich in Kali- und Steinsalzformationen [Behnsen 2001]. Bei einer handelt es sich um eine Kaverne im Salzgestein [BMU 2002]. Die übrigen Standorte liegen in Steinkohle-, Eisenerz-, Kalk-, Gips-, Metall-, Schwefelkies-, Uranerz- sowie Fluss- und Schwerspatformationen [Behnsen 2001]. Die in diesen Bergwerken versetzten bergbaufremden Abfälle stammen nicht nur aus Deutschland. Ein erheblicher Anteil wird z.B. aus Dänemark, den Niederlanden, Österreich, Luxemburg und Italien importiert [BMU 2002].

Nach Schätzungen stehen bundesweit ca. 300 Millionen Kubikmeter an Hohlräumen zur Verfügung [Brach 1995]. Bei voller Auslastung tatsächlich versetzt werden können derzeit ca. 3 Millionen Tonnen Abfälle pro Jahr [Brockhoff 2001]. In den Versatz eingebracht werden rund 2 Millionen Tonnen pro Jahr. Das entspricht einer Auslastung von etwa 67 %.

Im Jahr 1992 wurden rund 1,25 Mio. Tonnen bergbaufremde Abfälle versetzt, 1994 waren es bereits ca. 1,72 Mio. Tonnen und bis 1999 stieg die versetzte Masse auf rund 2,12 Mio. Tonnen an (siehe Tabelle 2.1). Unter der Annahme, dass auch im Saarland weiterhin bergbaufremde Abfälle versetzt werden, ist die versetzte Masse seitdem in etwa konstant geblieben.

Im Vergleich zu der Masse der insgesamt versetzten bergbaufremden Abfälle ist der darin enthaltene Anteil an besonders überwachungsbedürftigen und überwachungsbedürftigen Abfällen wesentlich stärker gestiegen. Im Jahr 1994 wurden rund 0,35 Mio. Tonnen (20 %) Sonderabfälle versetzt. 2001 betrug die Masse an versetzten Sonderabfällen – ohne Berücksichtigung der im Saarland versetzten Massen – etwa 1,26 Mio. Tonnen (64 %, 695.866 t besonders überwachungsbedürftige Abfälle, 560.738 t überwachungsbedürftige Abfälle, siehe Tabelle 2.1).

Tabelle 2.1 Verwertung bergbaufremder Abfälle in untertägigen Hohlräumen [BMU 2002 und [www.bmu.de/de/1024/js/sachthemen/abfallwirtschaft/bmu\\_stadt/entsorgung/detail/bergbauverw\\_statistik/](http://www.bmu.de/de/1024/js/sachthemen/abfallwirtschaft/bmu_stadt/entsorgung/detail/bergbauverw_statistik/)]

Bundesland	1992	1994			1999			2001		
	insg. [t]	insg. [t]	Sonderabfall [t]	[%]	insg. [t]	Sonderabfall* <sup>1</sup> [t]	[%]	insg. [t]	Sonderabfall* <sup>1</sup> [t]	[%]
Baden-Württemberg	62.327	92.492	48.269	52	478.845	417.518	87	619.287	512.281	83
Brandenburg	62.000	213.138	0	0	137.590	0	0	54.145	0	0
Hessen	16.000	26.479	5.801	22	80.902	80.289	99	80.153	76.966	96
Niedersachsen	1.683	1.598	1598	100	3.450	3.450	100	2.232	2.232	100
Nordrhein-Westfalen	284.601	295.824	66.770	23	224.870	86.839	39	209.478	82.740	39
Saarland	104.000	239.895	48.000	20	188.484	k.A.	--	k.A.	k.A.	--
Sachsen	0	95.000	0	0	46.200	0	0	88.306	0	0
Sachsen-Anhalt	117.966	66.862	63.036	94	360.860	212.957	59	366.535	166.405	45
Thüringen	596.656	689.862	115.323	17	594.140	362.788	61	545.704	415.980	76
gesamt	1.245.233	1.721.150	348.797	20	2.115.341	1.163.841	55	1.965.866	1.256.604	64
						*2	*2	*2	*2	*2

k.A.: keine Angaben  
\*1: Σ besonders überwachungsbedürftige und überwachungsbedürftige Abfälle  
\*2: Angabe ohne Saarland

Abbildung 2.1 Verteilung nach Bundesländern der im Jahr 2001 insgesamt versetzten Abfälle

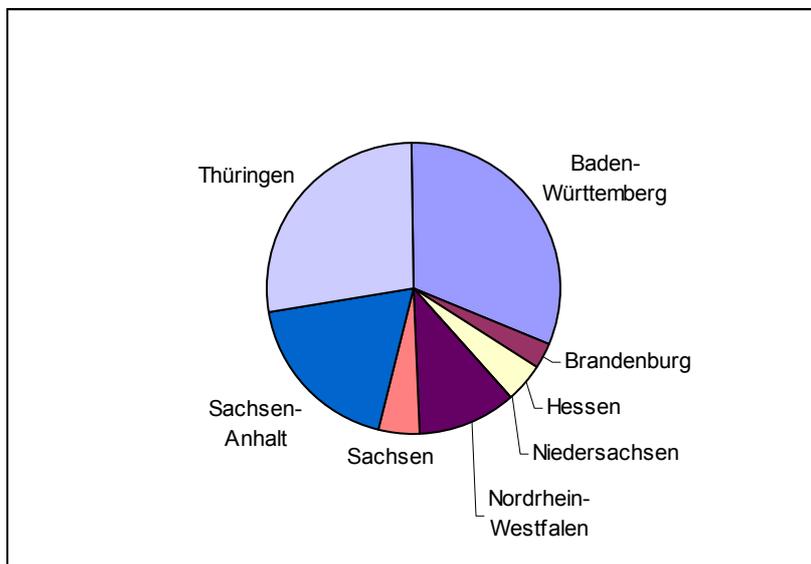
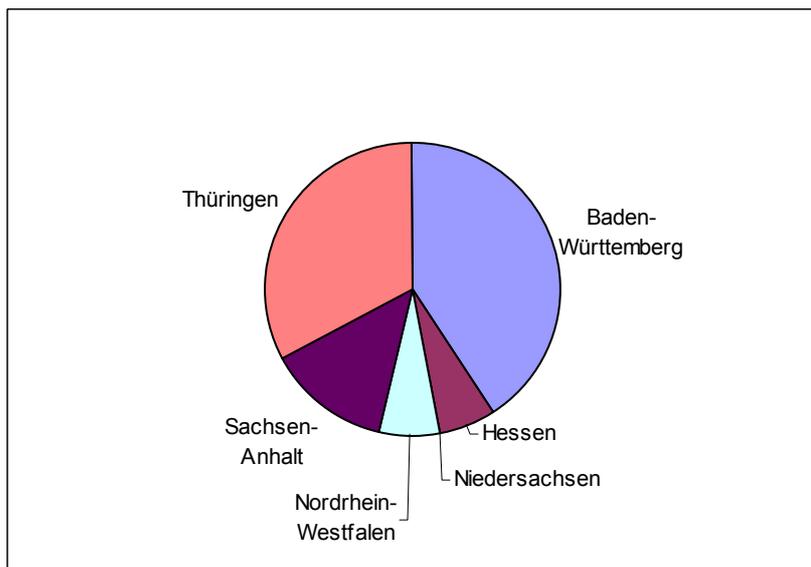


Abbildung 2.2 Verteilung nach Bundesländern der im Jahr 2001 versetzten bü Sonderabfälle



Ohne Berücksichtigung der Bundesländer, in denen ausschließlich nicht überwachungsbedürftige (Brandenburg, Sachsen) oder ausschließlich besonders überwachungsbedürftige Abfälle (Niedersachsen) versetzt werden oder über die keine Angaben vorliegen (Saarland), ist festzustellen, dass in den Bundesländern, deren Bergwerke sich ausschließlich oder vor allem im Salzgestein befinden (Baden-Württemberg, Hessen, Thüringen), die prozentuale Zunahme an versetzten besonders überwachungsbedürftigen und überwachungsbedürftiger Abfällen wesentlich stärker

gestiegen ist, als in Nordrhein-Westfalen mit vor allem Steinkohle- und Erzbergwerken. Einzige Ausnahme stellt das Land Sachsen-Anhalt dar. Trotz des dortigen Versatzes vor allem im Salzgestein, hat sich der prozentuale Anteil an besonders überwachungsbedürftigen und überwachungsbedürftigen Abfällen von 1994 bis 2001 mehr als halbiert. (Siehe Tabelle 2.2)

Tabelle 2.2 Prozentualer Anteil der besonders überwachungsbedürftigen (büA) und überwachungsbedürftigen Abfälle (üA) an den insgesamt versetzten bergbaufremden Abfällen einzelner Bundesländer

Bundesland	Anteil $\Sigma$ büA und üA an Abfall insg.	
	1994	2001
Baden-Württemberg	52 %	83 %
Hessen	22 %	96 %
Thüringen	17 %	76 %
Nordrhein-Westfalen	23 %	39 %
Sachsen-Anhalt	94 %	45 %

Ab 1999 liegen Daten vor, die zwischen besonders überwachungsbedürftigen (büA) und überwachungsbedürftigen (üA) Abfällen unterscheiden [[www.bmu.de/de/1024/js/sachthemen/abfallwirtschaft/bmu\\_stadt/entsorgung/detail/bergbauverw\\_statistik/](http://www.bmu.de/de/1024/js/sachthemen/abfallwirtschaft/bmu_stadt/entsorgung/detail/bergbauverw_statistik/)]. Anhand dieser Daten können folgende Aussagen getroffen werden:

- Der Anteil der besonders überwachungsbedürftigen Abfälle an den Sonderabfällen ( $\Sigma$  büA und üA) ist in den einzelnen Bundesländern sehr unterschiedlich. In Niedersachsen ist der Anteil mit 100 % am höchsten, die Masse ist allerdings sehr gering. Bei den Bundesländern, in deren Bergwerken hohe Massen versetzt werden, ist der Anteil besonders überwachungsbedürftiger Abfälle mit 94,4 % (1999) bis 99,3 % (2001) in Hessen am höchsten, mit 12,1 % (2001) bis 18,3 % (1999) in Baden-Württemberg am niedrigsten. (siehe Tabelle 2.3)
- Obwohl der Versatz in Nordrhein-Westfalen nur in Kohle- und Erzbergwerken stattfindet, ist der Anteil besonders überwachungsbedürftiger Abfälle an den Sonderabfällen mit 83,3 % (2000) bis 94,6 % (2001) höher als in Baden-Württemberg, Sachsen-Anhalt und Thüringen, in denen der Versatz vor allem im Salzgestein erfolgt (siehe Tabelle 2.3).
- Fast die Hälfte der besonders überwachungsbedürftigen Abfälle wird in Thüringen versetzt (42,5 – 48,6 %), gefolgt von Sachsen-Anhalt mit rund 20 % (siehe Tabelle 2.4 und Abbildung 2.3).

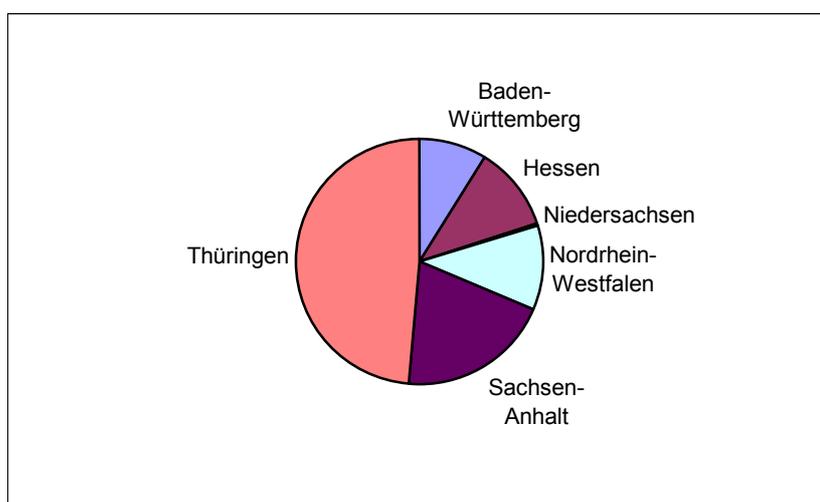
Tabelle 2.3 Überwachungsbedürftige und besonders überwachungsbedürftige Abfälle in den Bundesländern  
[www.bmu.de/de/1024/js/sachthemen/abfallwirtschaft/bmu\_stadt/entsorgung/detail/bergbauverw\_statistik/]

Bundesland	1999			2000			2001		
	üA [t]	büA [t]	büA [%]	üA [t]	büA [t]	büA [%]	üA [t]	büA [t]	büA [%]
Baden-Württemberg	340.898	76.620	18,3	338.972	69.323	17,0	450.186	62.095	12,1
Hessen	4.499	75.790	94,4	1.271	76.753	98,4	548	76.418	99,3
Niedersachsen	0	3.450	100	0	2.993	100	0	2232	100
Nordrhein-Westfalen	9.607	77.232	89,0	16.856	83.814	83,3	4.474	78.266	94,6
Sachsen-Anhalt	74.874	138.083	64,8	40.297	117.784	74,5	27.965	138.440	83,2
Thüringen	58.800	303.988	83,8	119.753	259.327	68,4	77.565	338.415	81,4

Tabelle 2.4 Masse und prozentualer Anteil der in den einzelnen Bundesländern versetzten besonders überwachungsbedürftigen Abfälle

Bundesland	1999		2000		2001	
	[t]	[%]	[t]	[%]	[t]	[%]
Baden-Württemberg	76.620	11,3	69.323	11,4	62.095	8,9
Hessen	75.790	11,2	76.753	12,6	76.418	11,0
Niedersachsen	3.450	0,5	2.993	0,5	2.232	0,3
Nordrhein-Westfalen	77.232	11,4	83.814	13,7	78.266	11,2
Sachsen-Anhalt	138.083	20,5	117.784	19,3	138.440	19,9
Thüringen	303.988	45,0	259.327	42,5	338.415	48,6
<b>Summe</b>	<b>675.163</b>		<b>609.994</b>		<b>695.866</b>	

Abbildung 2.3 Anteil der im Jahr 2001 versetzten besonders überwachungsbedürftigen Abfälle



Ob der Erlass der Versatzverordnung [VersatzV 2002] Verschiebungen der Abfallströme bewirkt oder bereits bewirkt hat, beispielsweise dahingehend, dass besonders überwachungsbedürftige Abfälle vermehrt in Kali- oder Steinsalzbergwerken mit Langzeitsicherheitsnachweis versetzt werden, kann derzeit noch nicht festgestellt werden. Zum einen stammen die neuesten vorliegenden Daten aus dem Jahr 2001, die Versatzverordnung ist aber erst am 30.10.2002 in Kraft getreten. Zum anderen wird in § 6 dieser Verordnung eine Übergangsfrist bis zur vollständigen Einhaltung bis zum 01.03.2006 eingeräumt.

### 2.1.1.2 Abfälle und ihre Eignung

In untertägigen Hohlräumen als Versatz dienende Abfälle müssen einer stofflichen Verwertung gemäß § 4 Abs. 3 KrW-/AbfG zugeführt werden. Dies bedeutet die Substitution von Rohstoffen und/oder die Nutzung der stofflichen Eigenschaften der Abfälle. Da der Versatz im wesentlichen die Aufgabe hat, die aus der bergbaulichen Tätigkeit drohenden Gefahren abzuwenden, steht die Stabilisierung des Grubengebäudes (oder bestimmter Teile eines Grubengebäudes) im Vordergrund. Hierzu gehört insbesondere die Vermeidung schädlicher Absenkungen der Erdoberfläche durch Überführung des Gebirges in einen neuen stabilen Gleichgewichtszustand. Aus dieser Aufgabe des Versatzes resultieren bestimmte Anforderungen an die mechanischen (bauphysikalischen) Eigenschaften des Versatzmaterials. [Öko-Institut 1999]

Der in die Hohlräume als Versatz eingebrachte Abfall bzw. das eingebrachte Versatzmaterial muss aus den oben genannten Gründen hinsichtlich seiner Festigkeitseigenschaften bzw. des erreichten Verfüllungsgrades bestimmten Mindestanforderungen genügen. Als wesentliche Kriterien für die mechanischen Eigenschaften sind dabei die einaxiale Druckfestigkeit (kennzeichnet die Widerstandsfähigkeit gegenüber äußeren Druckbelastungen), die Steifeziffer (zur Beurteilung des Fließverhaltens) oder der E-Modul (zur Beurteilung des Kompressionsverhaltens) heranzuziehen. Hinzu kommt die Festlegung konkreter mechanischer Festigkeitswerte (v.a. Drucksetzungsverhalten des Versatzmaterials) in Abhängigkeit von den standortspezifischen Verhältnissen in den einzelnen Bergwerken und den Eigenschaften des eingesetzten Versatzmaterials [LAB 1996].

Abfälle oder Gemische, die unter den untertägigen Ablagerungs- oder Einsatzbedingungen zur Selbstentzündung neigen, hoch entzündlich, leicht entzündlich, entzündlich, explosionsgefährlich, explosionsfähig, brandfördernd, infektiös oder radioaktiv sind, dürfen zur Gewährleistung der Betriebssicherheit nicht in den Versatz eingebracht werden [TA Abfall 1991] [LAB 1996]. Darüber hinaus müssen die Abfälle so beschaffen sein, dass sie nicht ausgasen, keine schädlichen Gase bilden und nicht penetrant riechen [TA Abfall 1991]. Der offene Umgang mit Abfällen, die nach der Gefahrstoffverordnung als erbgutverändernd, krebserzeugend, fruchtschädigend, sehr

giftig oder giftig kennzeichnungspflichtig sind, ist verboten [GesBergV 1991] [Behnsen 2001].

Unter Beachtung der bauphysikalischen Anforderungen kommen für den Versatz insbesondere mineralische Abfälle in Betracht. Dies zeigt die von verschiedenen Bundesländern (z.B. Baden-Württemberg, Hessen, Niedersachsen, Thüringen) veröffentlichte Orientierungsliste für die Abfallverwertung als Versatz im Bergbau unter Tage, die von der Länderarbeitsgemeinschaft Abfall im Einvernehmen mit dem Länderausschuss Bergbau und in Abstimmung mit der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser erarbeitet wurde [LAGA 1996]. Zu den Abfällen, die in der Orientierungsliste aufgeführt sind und die derzeit zugelassen werden [LBA Thüringen 2003], zählen beispielsweise Filterstäube, Flugaschen und sonstige Abfälle aus der Rauchgasreinigung von Kraftwerken und Abfallverbrennungsanlagen, aber auch Rost- und Kesselaschen, Pyrolyseabfälle, verunreinigter Bauschutt und Erdaushub, Strahlmittelrückstände und Gießereialtsande. Das jährliche Aufkommen für einige dieser Abfälle zeigt Tabelle 2.5.

Tabelle 2.5 Aufkommen einiger, für den Bergversatz geeigneter Abfälle [Köster 2002]

Abfallart	AVV-Nr.	Aufkommen [t/a]	Bezugsjahr
<b>Abfälle aus Abfallbehandlungsanlagen</b>			
Rost- und Kesselaschen sowie Schlacken <sup>1)</sup>	19 01 11* 19 01 12	3.500.000	2002
Filterstaub <sup>1)</sup>	19 01 13* 19 01 14	280.000	2002
<b>Abfälle aus Kohlekraftwerken</b>			
Rost- und Kesselaschen, Schlacken und Kesselstaub aus der Kohlefeuerung und Abfallmitverbrennung	10 01 01 10 01 14* 10 01 15	2.380.000	2001
Filterstäube aus Kohlefeuerung und Abfallmitverbrennung	10 01 02 10 01 16* 10 01 17	11.620.000	2001
<b>Abfälle aus anderen Herkunftsbereichen</b>			
Boden und Steine, die gefährliche Stoffe enthalten	17 05 03*		
Strahlmittelrückstände <sup>1)</sup>	12 01 16* 12 01 17	250.000	1999
Gießereialtsande <sup>1)</sup>	10 09 05* 10 09 06 10 09 07* 10 09 08 10 10 05* 10 10 06 10 10 07* 10 10 08	1.600.000	1999
* besonders überwachungsbedürftiger Abfall			
1) Schätzung			

Trotz der oben genannten bauphysikalischen Vorgaben, Verwendungsverbote und Einschränkungen blieben die Anforderungen zum Schutz der Umwelt, die an den Versatz bergbaufremder Abfälle gestellt wurden, hinter den Anforderungen, die für die Abfallbeseitigung in Untertagedeponien gelten, zurück. So dürfen Untertagedeponien ausschließlich in trockenem Salzgestein betrieben werden, um den dauerhaften Abschluss von der Biosphäre zu gewährleisten [TA Abfall 1991]. Der Versatz bergbaufremder Abfälle, die zum Teil mit denen identisch sind, die in Untertagedeponien beseitigt werden (z.B. Rückstände aus der Abfallverbrennung), findet hingegen auch in Bergwerken statt, die sich zum einen nicht in Salzgesteinsformationen befinden und in denen die eingebrachten Abfälle zum anderen nach Einstellung der Sumpfung mit Gruben- und Grundwasser in Kontakt geraten. Dies hat auch der Gesetzgeber gesehen [BMU 2002], und aus diesem Grund im Jahr 2002 die Versatzverordnung erlassen.

In der Versatzverordnung [VersatzV 2002] werden an die im Versatz verwendeten Abfälle weitere Anforderungen gestellt, insbesondere hinsichtlich der Schadstoffgehalte. Dabei wird unterschieden zwischen dem Versatz in Salzbergwerken mit erbrachtem Langzeitsicherheitsnachweis und dem Versatz in anderen Bergwerken. Für alle Versatzbergwerke gelten die Zuordnungswerte für Feststoffe der Tabelle 1 a der VersatzV:

- organischer Anteil des Trockenrückstands der Originalsubstanz, bestimmt als TOC ( $\leq 6\%$ ) und
- der Glühverlust ( $\leq 12\%$ ).

Die übrigen Anforderungen an die Feststoffe und Eluate (siehe Tabelle 2.6) sind nur von Bergwerken zu erfüllen, die Versatz nicht im Salzgestein durchführen oder die keinen Langzeitsicherheitsnachweis erbracht haben. Nach § 4 Abs. 2 VersatzV sind aber in bestimmten Fällen Überschreitungen zulässig.

Die Feststoffgrenzwerte, die für den jeweiligen verwendeten unvermischten Abfall gelten, entsprechen – mit Ausnahme von Thallium, das in der Versatzverordnung nicht aufgeführt ist – den Zuordnungswerten Z2 für Boden der Länderarbeitsgemeinschaft Abfall bei der stofflichen Verwertung von mineralischen Abfällen [LAGA 1997].

Die in der Versatzverordnung festgelegten Eluatgrenzwerte liegen unterhalb den von der Länderarbeitsgemeinschaft Abfall genannten Zuordnungswerten Z2 und entsprechen, soweit sie in die Versatzverordnung übernommen wurden (nicht übernommen wurden z.B. die Schwermetalle Antimon, Kobalt, Molybdän, Selen und Zinn), den Prüfwerten zur Beurteilung des Wirkungspfades Boden-Grundwasser der Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung [BBodSchV 1999]. Die Zuordnungswerte Z2 stellen die Obergrenze für den Einbau von Boden mit definierten technischen Sicherungsmaßnahmen dar. Im Allgemeinen ist damit der Einsatz im Tiefbau unter waserundurchlässiger oder wenig durchlässiger Schicht sowie in Lärmschutzwällen und

im Unterbau von Straßendämmen in hydrologisch günstigen Gebieten unter gewissen Auflagen zur Kontrolle zulässig [LAGA 1997].

Tabelle 2.6 Grenzwerte für Feststoffe und Eluat [VersatzV 2002]

Element/ Verbindung	Grenzwerte	
	Feststoff [mg/kg Trockenmasse]	Eluat [µg/l]
Mineralölkohlenwasserstoffe (MKW)	1.000	200
BTEX-Aromaten	5	20
LHKW	5	10
PAK	20	0,2
Naphthalin	--	2
PCB	1	0,05
Arsen	150	10
Blei	1.000	25
Cadmium	10	5
Chrom, gesamt	600	50
Chromat (Cr VI)	--	8
Kupfer	600	50
Nickel	600	50
Quecksilber	10	1
Zink	1.500	500
Cyanide, gesamt	100	50
Cyanide, leicht freisetzbar	--	10

Um die Metalle aus Abfällen im Stoffkreislauf zu halten, sind in der Versatzverordnung Regelungen getroffen und Grenzwertkonzentrationen (siehe Tabelle 2.7) festgelegt worden, die zum Vorrang der Rückgewinnung von Metallen führen sollen.

Tabelle 2.7 Grenzwertkonzentrationen für Metalle im Abfall [VersatzV 2002]

Metall	Konzentration [g/kg]
Zink	≥ 100
Blei	≥ 100
Kupfer	≥ 10
Zinn	≥ 15
Chrom	≥ 150
Nickel	≥ 25
Eisen	≥ 500

Da in der Versatzverordnung an den Versatz bergbaufremder Abfälle im Salzgestein mit Langzeitsicherheitsnachweis (vollständiger Einschuss) geringere Anforderungen hinsichtlich der Schadstoffgehalte im Abfall bzw. Versatzmaterial und im Eluat

gestellt werden, werden dort auch Hinweise zur Durchführung des Langzeitsicherheitsnachweises im Rahmen der standortbezogenen Sicherheitsbeurteilung gegeben. Dabei werden die Regelungen der TA Abfall für Untertagedeponien gleichwertig angewendet.

### 2.1.1.3 Zulassungsverfahren

Der Versatz wird vom Bergwerksbetreiber mit dem Betriebs- oder Abschlussbetriebsplan oder einem Sonderbetriebsplan nach dem Bundesberggesetz [BBergG 1980] beantragt und von der Bergbehörde geprüft und zugelassen. Im Betriebsplan müssen folgende Elemente ausführlich beschrieben werden [Städtler 2001]:

- das Versatzverfahren und die eingesetzte Technik,
- der Gesundheits- und Arbeitsschutz,
- der Brand- und Explosionsschutz,
- der Nachweis der durchgeführten Versatzmaßnahmen,
- der Nachweis der Umweltverträglichkeit und ggf.
- der Nachweis der Langzeitsicherheit.

In besonderen Fällen, beispielsweise aus Gründen der Stabilität des Bergwerks, kann die Bergbehörde die Durchführung des Versatzes anordnen, denn sie besitzt gemäß § 71 Bundesberggesetz [BBergG 1980] eine allgemeine Anordnungsbefugnis [Czech 1995]. Sollen beim Versatz bergbaufremde Abfälle oder aus solchen hergestellte Versatzmaterialien zum Einsatz kommen, bedarf sowohl jeder Abfall als auch jede Rezeptur zur Herstellung eines Versatzmaterials einer eigenen Genehmigung. Auch für diese Genehmigungen sind die Bergbehörden zuständig, sie haben aber bei der Genehmigung die gleichen Behörden und Fachstellen zu beteiligen, wie in einem Planfeststellungsverfahren nach Abfallrecht (z.B. Abfallbehörden, Wasserbehörden, Umweltämter) [Czech 1995]. Bei diesen Genehmigungen werden neben den Ausschlusskriterien (z.B. entzündlich) sowohl die Eignung (z.B. Festigkeitswerte) als auch die Einhaltung der Zulassungswerte (z.B. Schadstoffgehalte) der zum Versatz beantragten Abfälle und Versatzmaterialien unter Berücksichtigung des aufnehmenden Gesteins überprüft.

Die Prüfung der Abfälle und Rezepturen durch die Behörden erfolgt anhand der vorgelegten Unterlagen der Antragstellerin. Zur Erstellung der Unterlagen werden die Abfälle umfangreichen Laboruntersuchungen zur Ermittlung der chemischen, physikalischen und baustofflichen Eigenschaften unterzogen. Die Untersuchungen werden sowohl für den einzelnen Abfall als auch für die aus diesem Abfall hergestellten Versatzmischungen durchgeführt. Zusätzlich zu den Untersuchungsergebnissen werden Stellungnahmen der zuständigen Fachinstitute für den Bereich Bergbau eingeholt. [Lack o.J.]

So werden beispielsweise im Rahmen einer Bergbautauglichkeitsprüfung für die Verwertung von Abfällen als Versatzmaterial in Salzbergwerken in Abhängigkeit

vom Versatzverfahren folgende Untersuchungen durchgeführt [Lack o.J.] [Springer/Haase 2001]:

- Erstellung einer Deklarationsanalyse für den Einzelstoff nach festgelegtem Standard,
- Bewertung des Stoffbestandes der Einzelstoffe und der Versatzmischungen nach Gefahrstoffverordnung,
- Chemisch-physikalische Charakterisierung,
- Ermittlung wesentlicher physikalischer Kennwerte (Dichte, Körnung, Feuchte),
- Untersuchungen zum Gasbildungsverhalten (im Einbauzustand, Ermittlung des Gasbildungspotenzials),
- Untersuchung auf bindende Eigenschaften mit verschiedenen wässrigen Lösungen,
- Nachweis der bauphysikalischen und geomechanischen Eignung (Druckdichtungsverhalten, druckplastisches Verhalten),
- Verträglichkeit des Versatzmaterials mit dem Wirtsgestein.

Außerdem werden eine abfall- und wasserrechtliche Bewertung sowie eine bergbau- und arbeitshygienische Beurteilung vorgenommen [Springer/Haase 2001]. Dadurch soll ausgeschlossen werden, dass die im Bergbau Beschäftigten mit nach Gefahrstoffverordnung kennzeichnungspflichtigen krebserzeugenden, erbgutverändernden, fruchtschädigenden, sehr giftigen oder giftigen Stoffen umgehen. Die erforderlichen Regelungen hierzu trifft die Gesundheitsschutz-Bergverordnung [GesBergV 1991] i.V.m. den Technischen Regeln Versatz [LAB 1996]. Die Einhaltung der Vorschriften der „Technischen Regeln für Gefahrstoffe“ (TRGS 402) wird durch das Institut für Gefahrstoffforschung der Bergbau-Berufsgenossenschaft überwacht.

Einzelheiten der Probenahme, der Probenbehandlung, der Herstellung des Eluats sowie der anzuwendenden Analyseverfahren zur Überprüfung der Grenzwerte für Feststoffe und Eluate regelt die Versatzverordnung [VersatzV 2002].

Wird vom Betreiber eines Salzbergwerks mit den Unterlagen, die zur Beurteilung der standortbezogenen Sicherheit erforderlich sind, ein Langzeitsicherheitsnachweis vorgelegt, wird auch dieser von der Behörde geprüft und gegebenenfalls bestätigt.

## 2.1.2 Verfahrensbeschreibung

Zur Einbringung der Abfälle in die Versatzbergwerke werden verschiedene Verfahren angewendet:

- Hydraulischer Versatz (Spül-, Pump- und Dickstoffversatz)
- Mechanischer Versatz mit Big Bags (Stapelversatz)
- Schütt-, Kipp-, Sturz- oder Schiebeversatz
- Pneumatischer Versatz (Blasversatz)

In einigen Bergwerken werden auch verschiedene Versatzverfahren nebeneinander betrieben, z.B. Stapelversatz und Schüttversatz oder Stapelversatz und hydraulischer Versatz.

### 2.1.2.1 Hydraulischer Versatz (Spül- und Pumpversatz)

Beim hydraulischen Versatz werden in der Regel feinkörnige und körnige Abfälle mit einer Salzlösung (Versatz im Salzgestein), deren Konzentration vorgeschrieben ist, um das Wirtsgestein nicht aufzulösen, oder Wasser (Versatz in anderen Medien als Salzgestein) nach zugelassenen Rezepturen zu einer freifließenden, sich selbst nivellierenden (Spülversatz) oder verpumpbaren (Pumpversatz) Versatzmasse vermischt.

Zwischen den beiden Versatzverfahren besteht ein wesentlicher Unterschied. Beim Spülversatz stellt die Anmischflüssigkeit das Transportmedium für das Versatzgut dar. Der überschüssige Anteil drainiert aus dem Versatzmaterial aus, wird an der tiefsten Stelle der Grube gesammelt und zum Wiedereinsatz in die Mischanlage gepumpt. Beim Pumpversatz wird die zur Anmischung verwendete Flüssigkeit (Salzlösung bzw. Wasser) hingegen vollständig im Versatzmassiv gebunden, so dass der Pumpversatz überwiegend fluidablauffrei erfolgt.

In beiden Fällen wird das Versatzgut nach der über oder unter Tage stattfindenden Vermischung über ein geschlossenes Rohrleitungssystem in die zu verfüllenden Hohlräume befördert und härtet in der Versatzkammer zu einem mörtelähnlichen Material aus. Mit diesen Verfahren ist eine vollständige (firstschlüssige) Verfüllung der Hohlräume möglich.

Voraussetzung für die Anwendung hydraulischer Verfahren im Salzgestein ist die Verwendung von gesättigten Salzlösungen, um Auflösungserscheinungen an den Sicherheitspfeilern soweit wie möglich zu verhindern.

Der Spülversatz kommt vor allem im Salzgestein zum Einsatz. Der Pumpversatz wird in Kohlebergwerken insbesondere bei der sogenannten Bruchhohlraumverfüllung angewendet. Das Versatzmaterial wird dabei nach dem Verbrauch in die verbleibenden Zwischenräume gepresst. Auch im Salzgestein werden vereinzelt mittels Pumpversatz die Abfälle eingebracht.

### 2.1.2.2 Mechanischer Versatz mit Big Bags (Stapelversatz)

Beim Stapelversatz, der in allen Bergwerkstypen zum Einsatz kommt, werden die Abfälle entweder bereits beim Abfallerzeuger in Big Bags, teilweise nach vorheriger Konfektionierung, abgefüllt und einsatzbereit angeliefert, oder in den Anlagen der Versatzbergwerke werden aus angelieferten Abfällen durch gezieltes Vermischen von trockenen und feuchten Abfällen oder durch Zusatz von Anmischflüssigkeit (Wasser, Salzlösungen) zu trockenen Abfällen Versatzmischungen hergestellt und in Big Bags gefüllt. Die Herstellung der Versatzmischungen erfolgt nach behördlich zugelassenen Rezepturen. Nach der Aushärtung werden die Big Bags über die

Schachtröhre oder einen Schrägschacht nach unter Tage verbracht. Unter Tage werden die Big Bags mittels Lkw an die Versatzkammern transportiert und mit Gabelstaplern lagenweise eingesetzt. Um die Zwischenräume zu verringern, werden die lagenweise eingebauten Big Bags mit losen Auffahrsalzen überschüttet. In Bergwerken, die gleichzeitig Schüttversatz betreiben, werden die Big Bags in der Regel in das Schüttgutversatzmassiv mit eingebaut.

### 2.1.2.3 Schüttversatz (Kipp-, Sturz- oder Schiebeversatz)

Beim Schüttversatz werden die angelieferten Abfälle unvorbehandelt oder nach Vermischen oder Befeuchten in Mulden und Containern oder über Schachtfalleitungen nach unter Tage befördert. Für den untertägigen Transport werden Schaufellader, Muldenkipper oder LKW eingesetzt. Die Verdichtung des in der Versatzkammer abgekippten Versatzmaterials erfolgt durch Überfahren, der firstbündige Abschluss mittels Schiebeschildefahrzeuge oder Schubwandschleuderfahrzeugen.

Da die schadstoffhaltigen Abfälle offen gehandhabt werden, muss nach der Gesundheitsschutz-Bergverordnung [GesBergV 1991] beim Schüttversatz aus Gründen des Arbeits- und Gesundheitsschutzes darauf geachtet werden, dass vor allem beim Verladen und Verfüllen unter Tage die Staubfreisetzung möglichst gering gehalten wird.

### 2.1.2.4 Pneumatischer Versatz (Blasversatz)

Neben den oben bereits beschriebenen Verfahren wird noch der pneumatische Versatz (Blasversatz) praktiziert. Dabei wird das Versatzmaterial mit Druckluft in die Hohlräume eingeblasen. Dieses Versatzverfahren wird nur in Kohlebergwerken angewendet. In einem Salzbergwerk findet der Transport des Versatzmaterials nach unter Tage allerdings pneumatisch statt. Die eigentliche Verfüllung des Hohlraums erfolgt dort im Schüttversatz.

## 2.1.3 Risiken beim Versatz bergbaufremder Abfälle

Beim Versatz bergbaufremder Abfälle ist hinsichtlich der von den versetzten Abfällen ausgehenden Risiken zwischen dem Versatz in Salzbergwerken mit Langzeitsicherheitsnachweis nach dem Prinzip des vollständigen Einschlusses und den übrigen Bergwerken, zu denen vor allem die Kohlebergwerke gehören, zu unterscheiden. Daneben bestehen aber auch Risiken, die beiden Bergwerkstypen gemeinsam sind.

### 2.1.3.1 Grundsätzliche Risiken beim Versatz in Bergwerken

Der Versatz bergbaufremder Abfälle findet insbesondere zur Sicherung der Tagesoberfläche statt, wo durch zusammengehende Hohlräume starke Setzungen bzw. durch plötzlichen Zusammenbruch von Feldesteilen starke Erschütterungen (Gebirgsschläge) verursacht werden können, die zur Gefährdung von Gebäuden, Anlagen, Gewässern und Verkehrswegen führen. Zur Gewährleistung der Sicherheit der Arbeitnehmer werden die Gebirgsbewegungen ständig überwacht. Bei Über-

schreitung eines festgelegten Schwellenwertes für die Gebirgsbewegung wird Alarm ausgelöst.

Die verschiedenen zum Versatz angelieferten Abfälle können die unterschiedlichsten Stoffe enthalten. Auch wenn vor der Zulassung eines Abfalls oder eines Versatzguts umfangreiche Untersuchungen und Prüfungen erfolgen (s.o. Kapitel 2.1.1 „Zulassungsverfahren“) und für die Eingangskontrollen ebenfalls umfangreiche Probenahmen und Analysen vorgesehen sind, kann nicht 100 %-ig sichergestellt werden, dass nur Abfälle versetzt werden, die den vorgegebenen Kriterien (nicht selbst entzündlich, etc.) entsprechen. Aus diesem Grund besteht auch die Gefahr des Einbringens von Abfällen, die miteinander oder mit dem Wirtsgestein reagieren.

Werden Abfälle versetzt, die nicht den Kriterien entsprechen, und entsteht daraus eine Gefahr, ist die Bergung des Abfalls schwierig bzw. unmöglich. Außerdem ist das Löschen brennender bzw. schwelender Abfalllagerstätten unter Tage äußerst schwierig [MWA 2002]. Gleiches gilt aber auch für die Brandbekämpfung auf oberirdischen Deponien. Letztendlich besteht sowohl im Brandfall als auch im Normalbetrieb die Gefahr durch Emissionen von Luftschadstoffen über die Bewetterung.

Zum Schutz der Arbeiter im Bergwerk vor toxischen Stoffen in den versetzten Abfällen sind umfangreiche Vorschriften nach dem Bergrecht beim Umgang mit den Abfällen zu beachten [GesBergV 1991]. Trotzdem sind Gefahren für die Arbeiter nicht vollständig auszuschließen.

### 2.1.3.2 Besondere Risiken beim Versatz in Kohlebergwerken

Kohlebergwerke können nur betrieben werden, wenn gleichzeitig eine Wasserhaltung stattfindet. Das heißt, die in Kohlebergwerke als Versatz eingebrachten Abfälle geraten nach Einstellung des Betriebs und der damit verbundenen Beendigung der Wasserhaltung in jedem Fall in Kontakt mit dem dann zufließenden Grundwasser. Damit ist bei der Betrachtung langer Zeiträume nicht ausgeschlossen, dass das kontaminierte Grundwasser auch aus diesen Tiefen bis in oberflächennahe Grundwasserleiter vordringt und eine Gefahr für Mensch und Umwelt darstellt. Dieses Risiko wurde mit dem Erlass der Versatzverordnung [VersatzV 2002] zwar wesentlich verringert, aber nicht vollständig ausgeschlossen. Zum Einen, da den Bergwerksbetreibern in der Versatzverordnung eine Übergangsfrist bis zum 01.03.2006 eingeräumt wurde, und zum anderen, weil in § 4 Abs. 2 der Versatzverordnung Ausnahmen zugelassen werden.

### 2.1.3.3 Besondere Risiken beim Versatz in Salzbergwerken mit Langzeitsicherheitsnachweis

Der Nachweis der Langzeitsicherheit, der durch die Umweltministerkonferenz detailliert vorgeschrieben ist, stellt trotz Anwendung fortgeschrittener Methoden (z.B. Modellierung der Schadstoffausbreitung, Szenarienanalyse) wegen der langen

zu betrachtenden Zeiträume ein bisher noch nicht abschließend gelöstes Problem dar. Beispielhaft genannt seien hier die generelle Prognoseunsicherheit für lange Zeiträume, die fehlende Möglichkeit zur Durchführung von Langzeitversuchen unter realistischen Bedingungen und die begrenzte Aussagekraft von Modellrechnungen [Öko-Institut 1999].

Für den sicheren Einschluss der Abfälle ist dann ein Risiko gegeben, wenn beim Zusammenbruch von Stollen oder Grubenfeldern die Barrierefunktion des Gebirges geschädigt oder zerstört wird. Im Langzeitsicherheitsnachweis nach dem Prinzip des vollständigen Einschlusses muss daher nachgewiesen werden, dass die Barrierefunktion auch in solchen Fällen intakt bleibt. Aus diesem Grund ist in der im Jahr 2002 ergangenen Versatzverordnung dann auch geregelt worden, höher belastete Abfälle nur in Bergwerke zu verbringen, die über einen solchen Nachweis verfügen.

## **2.2 Verwertung auf obertägigen Deponien und im Landschaftsbau**

### **2.2.1 Grundlagen und Definitionen**

Die Begriffe Stabilisierung, Verfestigung und Immobilisierung werden häufig im Zusammenhang mit der Behandlung von Abfällen genannt. Wie umfangreiche Literaturrecherchen bestätigen, werden diese Begriffe gemäß ihrer inhaltlichen Bedeutung nicht immer konsequent angewendet. Dies verdeutlicht das folgende Zitat:

„Im günstigsten Fall bewirkt die Stabilisierung durch ein Verfestigungsverfahren eine Immobilisierung.“ [Wienberg et al. 1989]

Eine eindeutige Abgrenzung der Begriffe wird dadurch erschwert, dass z.T. die gleichen Wirkmechanismen wie Fällung, chemische Einbindung, Neutralisation oder Sorption sowohl zur teilweisen oder vollständigen Stabilisierung als auch zur Immobilisierung führen können. Diese Problematik spiegelt sich bereits in verschiedenen Fachkommentaren wider, in denen u.a. die Frage diskutiert wird, ob zukünftig Einbindungsverfahren mit Stabilisierungsverfahren gleichzusetzen sind. Spätestens im Rahmen der vorliegenden Entwürfe zu Verordnungen auf Bundesebene [BMU 2003] und Landesebene [MLU 2003] ist eine klare, begriffliche Abgrenzung für eine abfallpolitisch korrekte Weichenstellung erforderlich. Für ein besseres Verständnis der jeweiligen Verfahren und Wirkmechanismen werden diese zunächst aus fachlicher Sicht kurz erläutert und für eine Verwendung innerhalb dieser Studie definiert. Die anschließende Darlegung der geltenden Rechtsdefinitionen nach europäischem und nationalem Abfallrecht wird diese fachliche Einordnung zusätzlich bestätigen.

#### **2.2.1.1 Immobilisierung**

Das grundlegende Ziel der Immobilisierung besteht darin, die Ausbreitung von Schadstoffen (Mobilität) in Abfällen oder Altlasten so einzuschränken, dass eine Gefährdung von Schutzgütern minimiert wird. Im Unterschied zur Dekontamination

(Beseitigung einer Verunreinigung) können Schadstoffe hierdurch nicht entfernt werden [LfU 1994]. „Eine Eliminierung oder Zerstörung der Schadstoffe findet dabei in der Regel nicht statt.“ [Heindel/Westermann 2001]

Verfahren zur Immobilisierung basieren auf unterschiedlichen Wirkmechanismen. Hierbei unterscheidet man:

- Physikalische Einkapselung
- Chemische Einbindung
- Fällung
- Sorption

Die wichtigsten Verfahren zur Immobilisierung sind:

- Verfestigung (z.B. mit Zement, Flugasche oder anderen Bindemitteln)
- Verglasung
- Verdichtung
- Verziegelung

Ziele einer Immobilisierung gefährlicher Stoffe können sein: [Gerschler 2003]:

- Verminderung der Eluierbarkeit bzw. Löslichkeit, z.B. durch chemische Umwandlung oder physikalische Einschließung,
- Verminderung der spezifischen Oberfläche, z.B. durch Agglomeration,
- Verminderung der Staubbildung, z.B. durch Pelletierung, sowie der Erodierbarkeit,
- Reduzierung der Wasserdurchlässigkeit (Permeabilität), z.B. durch Injektion, Verdichtung,
- Verbesserung der Druckfestigkeit und der Lager- und Transportfähigkeit, z.B. durch Verfestigung, Injektion, Verdichtung,
- Überführung von fließfähigen Stoffen in den festen Aggregatzustand.

Die Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg [LfU 1994] ergänzt hierzu:

- Gewährleistung einer mechanischen Langzeitstabilität und Langzeitintegrität
- Keine Schadstofffreisetzung bei langfristig ablaufenden biochemischen Umsetzungs- bzw. Abbauprozessen.
- Keine Abgabe von schädlichen Reaktionsprodukten bzw. Metaboliten.

### **Definition:**

Unter Immobilisierung wird im Rahmen dieser Studie die Eindämmung der Mobilität vorhandener gefährlicher Stoffe durch physikalische und/oder chemische Mechanismen verstanden. Eine Immobilisierung kann bei entsprechenden Randbedingungen den Schadstofftransport über die Abfalloberfläche verringern oder verhindern.

### 2.2.1.2 Verfestigung

Ziele der Verfestigung von Abfällen bestehen darin, deren physikalische Eigenschaften zu verändern, vorzugsweise die mechanische Stabilität zu erhöhen, Abfälle transportfähig zu machen oder die Zuordnungswerte zur Festigkeit für eine Entsorgungsmaßnahme einzuhalten.

Wie bereits oben beschrieben, zählt die Verfestigung zu einer der möglichen Verfahren im Rahmen der Immobilisierung. Nach dem Prinzip der physikalischen Einkapselung wird der Schadstoff durch ein geeignetes Bindemittel oder Additiv umschlossen [Leidolph 2003]. Ziel der Verfestigung soll es sein, eine ausreichende Festigkeit, niedrige Durchlässigkeit und günstiges Eluierungsverhalten zu erreichen. Literaturrecherchen haben folgende Definitionen geliefert:

„Die chemischen Eigenschaften der Schadstoffe werden durch Verfestigungsverfahren nicht gezielt verändert.“ [Heindl/Westermann 2001]

„Im Verfestigungsprozess werden die chemischen Eigenschaften der Schadstoffe, also z.B. die Toxizität, nicht gezielt reduziert.“ [Kriek 2002]

#### **Definition:**

Unter Verfestigung wird im Rahmen dieser Studie die physikalische Einkapselung von Schadstoffen durch Zugabe von Bindemitteln verstanden. Das primäre Ziel liegt dabei in der Erhöhung der mechanischen Stabilität des Ablagerungskörpers zur Erzielung geeigneter Festigkeitswerte.

### 2.2.1.3 Stabilisierung

Mit dem Begriff Stabilisierung wird ein Prozess beschrieben, durch den „...das Abfallmaterial in eine stabilere chemische Form umzuwandeln und die Löslichkeit der Inhaltsstoffe zu begrenzen...“ ist. Dies kann z.B. durch Sorption oder pH-Einstellung oder durch die Veränderung chemischer Bindungsformen geschehen [Wienberg et al. 1990].

„Im Zusammenhang mit der Deponierung schwermetallhaltiger Abfälle versteht man unter dem Begriff Stabilisierung insbesondere die Überführung löslicher Schwermetallverbindungen in chemisch stabile, d.h. wenig lösliche Phasen bzw. Maßnahmen zur Konservierung der Stabilität solcher Phasen.“ [Großkurth/Malorny 1992].

Im Vergleich zur Immobilisierung besteht das vorrangige Ziel der Stabilisierung darin, gefährliche Abfallinhalte irreversibel und vollständig in nicht gefährliche Stoffe umzuwandeln. Diesen Prozess könnte man umgangssprachlich auch als Entgiftung oder Zerstörung gefährlicher Stoffe bezeichnen. Werden die Schadstoffe nicht vollständig umgewandelt, so gilt der Abfall nur als teilweise stabilisiert, denn es kann weiterhin die Gefahr bestehen, dass kurz-, mittel- oder langfristig Emissionen entstehen. Folglich wäre er unter den besonders überwachungsbedürftigen Abfallcode 190304\* einzustufen [Heindl/Westermann 2001].

Bekannte Stabilisierungsverfahren nach dem Prinzip der Umwandlung sind:

- Chromatentgiftung
- Cyanidentgiftung
- Dehalogenierung
- Neutralisation
- Reduktion
- Oxidation
- Sulfidische Schwermetallfällung

Unter den zur Behandlung von gefährlichen Abfällen mehr und mehr eingesetzten Immobilisierungsanlagen spielen diese Verfahren nur eine untergeordnete Rolle.

**Definition:**

Unter Stabilisierung wird im Rahmen dieser Studie nur die chemische Umwandlung gefährlicher in nicht gefährliche Stoffe verstanden. Handelt es sich dabei lediglich um den Versuch, gefährliche Inhaltsstoffe vollständig und möglichst irreversibel in eine Matrix einzubinden, so kann weiterhin die Gefahr des Schadstoffaustritts bestehen. Nur die vollständige chemische Umwandlung kann diese Gefahr langfristig sicher ausschließen.

Die inhaltliche Abgrenzung der definierten Begriffe wird in der folgenden Abbildung veranschaulicht.

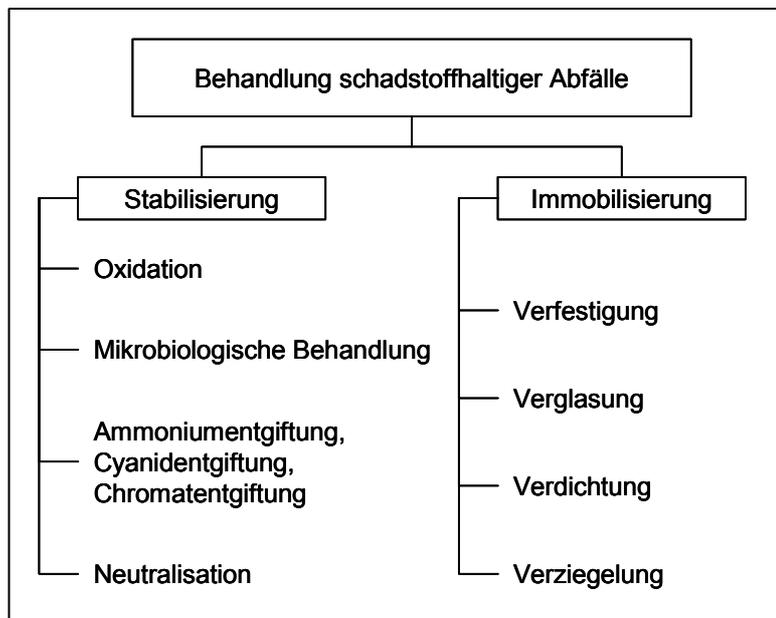


Abbildung 2.4 Stabilisierung und Immobilisierung im Vergleich

#### 2.2.1.4 Geltende (Rechts-)Definitionen aus europäischem und nationalem Abfallrecht

In der Verordnung über das Europäische Abfallverzeichnis (AVV) vom 10. Dezember 2001 steht in der amtlichen Anmerkung 1) zu Abfallschlüssel 19 03 Stabilisierte und verfestigte Abfälle<sup>1)</sup>:

„Stabilisierungsprozesse ändern die Gefährlichkeit der Bestandteile des Abfalls und wandeln somit gefährlichen Abfall in nicht gefährlichen Abfall um. Verfestigungsprozesse ändern die physikalische Beschaffenheit des Abfalls (z.B. flüssig in fest) durch die Verwendung von Zusatzstoffen, ohne die chemischen Eigenschaften zu berühren.“

Aus der amtlichen Anmerkung 2) zu Abfallschlüssel 19 03 04\* „als gefährlich eingestufte teilweise stabilisierte<sup>2)</sup> Abfälle“ geht hervor:

„Ein Abfall gilt als teilweise stabilisiert, wenn nach erfolgtem Stabilisierungsprozess kurz-, mittel- oder langfristig gefährliche Inhaltsstoffe, die nicht vollständig in nicht gefährliche Inhaltsstoffe umgewandelt wurden, in die Umwelt abgegeben werden könnten.“[AVV 2001]

Im Zusammenhang mit der Ablagerung von Abfällen unterscheidet die Deponieverordnung zwischen stabilen, nicht reaktiven besonders überwachungsbedürftigen Abfällen und verfestigten bzw. teilweise stabilisierten Abfällen. Letztere sind laut § 6 Abs. 3 DepV von einer Ablagerung auf einer Deponie der Klasse I oder II ausgeschlossen, es sei denn die jeweiligen Zuordnungskriterien werden von den Abfällen vor ihrer Behandlung bereits eingehalten. An dieser Stelle wird darauf hingewiesen, dass die Einhaltung der Zuordnungskriterien für das Eluat zukünftig nur durch ein Verfahren nachgewiesen werden sollte, das die gleiche Aussagekraft besitzt, wie das Verfahren zum Nachweis einer langfristig erfolgreichen Stabilisierung. Dies ist derzeit nicht der Fall, denn für die Einstufung der unbehandelten Abfälle ist das Verfahren DIN 385414-S4 vorgeschrieben [DepV 2002; AbfAbIV 2001], für die behandelten Abfälle soll das pH<sub>stat</sub>-Verfahren eingeführt werden [BMU 2003]. Mit dem derzeit für die unbehandelten Abfälle angewandten Verfahren DIN 385414-S4 kann aber die Eluierbarkeit auf Deponien selbst für kurze Zeiträume nicht zuverlässig vorhergesagt werden.

Verfestigte bzw. teilweise stabilisierte Abfälle sind nach ihrer Behandlung laut AVV weiterhin gefährliche Abfälle und somit besonders überwachungsbedürftig. Dieser Definition wird ebenfalls in dem Entwurf über die Verwertung von Abfällen auf Deponien über Tage [BMU 2003] gefolgt. Von entscheidender Bedeutung ist in diesem Zusammenhang die Einstufung als gefährlicher Abfall in Verbindung mit § 3 Abs. 2 AVV sowie der Richtlinie 91/689/EWG vom 12. Dezember 1991 über gefährliche Abfälle. Hiernach sind besonders die stofflichen Bestandteile des Abfalls entscheidend und nicht die Umweltverfügbarkeit der im Abfall enthaltenen Stoffe. Sogenannte Elutionstests zum Nachweis des Auslaugverhaltens behandelter Abfälle

sind folglich für deren Einordnung in gefährlichen bzw. nicht gefährlichen Abfall ohne Bedeutung [Weidemann 2002]. Nach geltendem Recht kann eine Stabilisierung den Abfall erst dann in ungefährlichen Abfall verwandeln, wenn eindeutig nachgewiesen ist, dass gefährliche Bestandteile stofflich vernichtet wurden. Eine solche vollständige Umwandlung ist aus chemischen Gründen jedoch nur in Ausnahmefällen erreichbar, die im Zusammenhang mit der hier behandelten Immobilisierungsproblematik keine Rolle spielen. Selbst wenn nach einer Behandlung die Zuordnungskriterien nach Anhang 1 der AbfAbIV eingehalten wären, würde es sich weiterhin um verfestigte bzw. teilweise stabilisierte Abfälle handeln, die nach § 6 Abs. 3 Satz 4 von einer Ablagerung auf Deponien der Klasse 1 oder 2 ausgeschlossen sind. Weiterhin geht aus § 3 Abs. 3 AVV klar hervor, dass die zuständige Behörde im Einzelfall einen als besonders überwachungsbedürftig geltenden Abfall nur dann herabstufen kann, wenn der Abfallbesitzer nachweist, „...dass der im Abfallverzeichnis als gefährlich aufgeführte Abfall *keine* der in Anhang III der Richtlinie 91/689/EWG genannten Eigenschaften (Gefährlichkeitskriterien) aufweist. Hierdurch wird ebenfalls bestätigt, dass das Auslaugverhalten der Abfälle insoweit keine Bedeutung hat [Weidemann 2002]. Das Ziel, eine vollständige Stabilisierung von Abfällen herbei zu führen, mag bei vielen der verstärkt auftretenden Behandlungsverfahren zwar im Vordergrund stehen. Per Definition kann dieses Ziel jedoch mit einem Verfahren, das lediglich einen immobilisierenden Wirkmechanismus besitzt, keinesfalls erreicht werden.

Dies geht auch aus dem Entwurf der Richtlinie für die Zulassung und Überwachung der Entsorgung von stabilisierten und verfestigten Abfällen in Sachsen-Anhalt hervor. „Schadstoffe im Abfall werden mittels Verfestigung in der Regel nicht dauerhaft von der Umwelt ausgeschlossen.“ [MLU 2003] Statt Immobilisierung werden hier ebenfalls die Begriffe Stabilisierung und Verfestigung verwendet. Weiterhin geht aus dem Entwurf Sachsen-Anhalts hervor:

„Durch Stabilisierung werden Schadstoffe in gefährlichen Abfällen chemisch umgesetzt und in nicht gefährliche Stoffe überführt oder dauerhaft und irreversibel in eine Matrix eingebunden. Damit wird die Verfügbarkeit der Schadstoffe zur nachteiligen Beeinflussung der Schutzgüter herabgesetzt. Aus gefährlichen Abfällen können auf diesem Weg nicht gefährliche Abfälle entstehen. Abfälle sind im Sinne dieser Richtlinie „vollständig“ stabilisiert, wenn die Schadstoffumwandlung oder *Schadstofffixierung* die gesamte Schadstofffracht erfasst und im Ergebnis der Behandlung als dauerhaft anzunehmen ist (Langzeitstabilität).“ [MLU 2003]

Das heißt, nach diesem Entwurf ist nicht die ausschließliche Zerstörung der Schadstoffe gefordert, sondern es reicht die „langzeitstabile“ Fixierung. In der vorliegenden Studie wird dieser Definition nicht gefolgt.

Die geltenden Rechtsdefinitionen bestätigen somit den Sachverhalt, dass verfestigte bzw. teilweise stabilisierte Abfälle weiterhin gefährliche und somit besonders über-

wachungsbedürftige Abfälle darstellen, da ihre gefährlichen Inhaltsstoffe nicht vollständig umgewandelt wurden.

## 2.2.2 Untersuchung relevanter Stoffströme in Immobilisierungsprozessen

Neben der Beseitigung bzw. Ablagerung auf oder in Deponien werden Immobilisate über Tage auch im Straßen-, Erd-, Landschafts- und Deponiebau eingesetzt. Die am Immobilisierungsprozess beteiligten Abfallstoffströme können differenziert werden in

1. Abfälle, die aufgrund Ihres Gefahrenpotentials und ihrer Konsistenz zu immobilisieren sind.
2. Abfälle, die im Immobilisierungsprozess primäre Einsatzstoffe, wie z.B. Zement oder Wasser teilweise substituieren.
3. Abfälle, die unmittelbar als Verwertungsprodukt, z.B. als Zuschlagstoff, in die Baustoffherstellung einfließen.

Die am Immobilisierungsprozess beteiligten Stoffströme lassen sich anschaulich wie folgt darstellen:

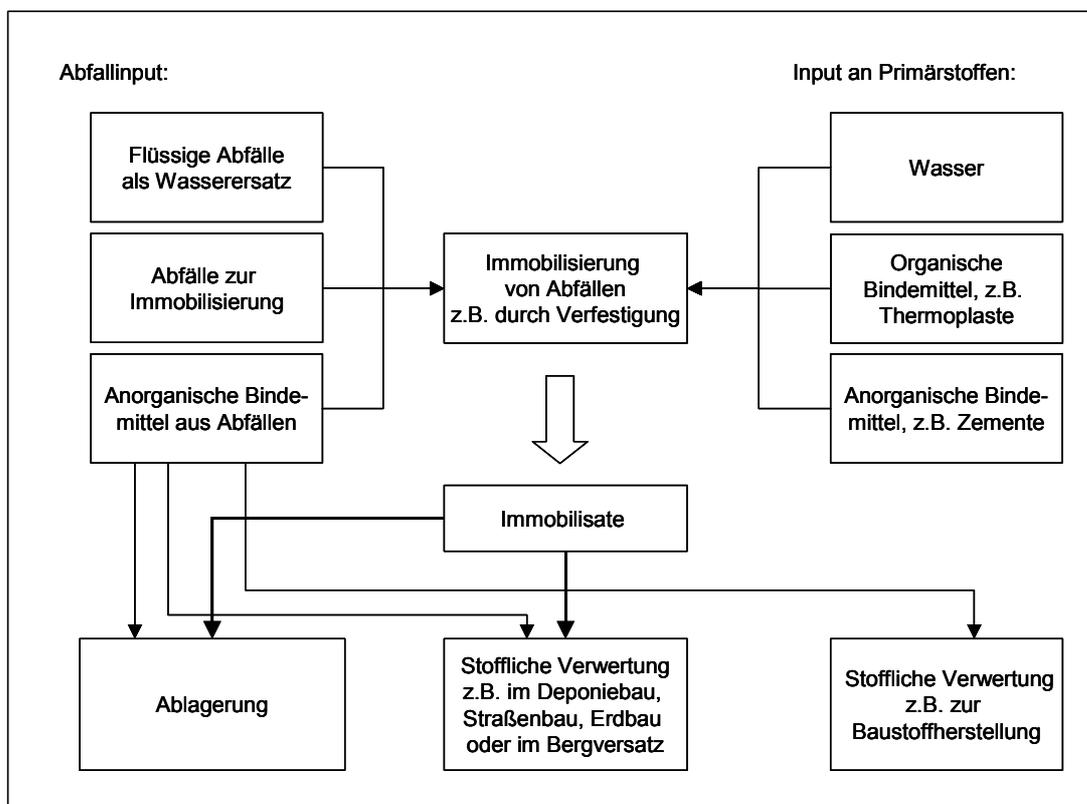


Abbildung 2.5 Stoffströme im Immobilisierungsprozess [vgl. Köster 2002]

Das für den Immobilisierungsprozess relevante potentielle Abfallaufkommen in Deutschland beläuft sich nach Köster auf ca. 45 Mio. t [Köster 2002]. Die Komplexität der Abbildung 2.5 zeigt, dass eine differenzierte Erfassung von Abfallarten und -mengen in den jeweiligen Stoffströmen und Entsorgungswegen aufgrund des unzureichenden Datenmaterials keine befriedigenden Ergebnisse liefern kann.

Da es in der Stoffstrombetrachtung zu Abgrenzungsproblemen hinsichtlich einzelner Abfälle kommen kann, werden die relevanten Abfallströme anhand der wichtigsten Abfallarten untersucht. Von besonderem Interesse ist der Anteil an besonders überwachungsbedürftigen bzw. stark belasteten Abfällen. Das Sonderabfallaufkommen in Deutschland lag im Jahr 2001 bei 15,5 Mio. t. Das entspricht ca. 4% der gesamten Abfälle (ca. 395 Mio.t). Laut Abfallbilanz für das Jahr 2001 beläuft sich das Aufkommen besonders überwachungsbedürftiger (b.ü.) Abfälle in Sachsen-Anhalt auf ca. 1.019.835 t. Berücksichtigt man weitere zu- und abfließende Abfallströme von anderen Bundesländern bzw. dem Ausland, so ergeben sich die in Tabelle 2.8 dargestellten Entsorgungsmengen und -wege [MfLU 2001].

Tabelle 2.8 Abfallbilanz Sachsen-Anhalt 2001 [MfLU 2001]

<b>Entsorgungsart</b>	<b>Aufkommen in Sachsen-Anhalt (t)</b>	<b>Mengen aus anderen Bundesländern (t)</b>	<b>Summe besonders überwachungsbedürftiger Abfälle (t)</b>
Behandlung	255.496	277.985	533.482
Deponie	319.086	10.513	329.599
Untertagedeponie	35.076	7.316	42.392
Sonstige	204.276	141.306	345.582

Die drei größten Abfallkategorien besonders überwachungsbedürftiger Abfälle aus dem eigenen Aufkommen Sachsens-Anhalts sind Bau- und Abbruchabfälle mit 474.218 t, Abfälle aus anorganischen chemischen Prozessen mit 142.003 t sowie anorganische Abfälle aus thermischen Prozessen mit 100.015 t. Diese drei Hauptkategorien bilden zusammen etwas 70 % des gesamten Aufkommens besonders überwachungsbedürftiger Abfälle.

Die für den Immobilisierungsprozess relevanten Abfallarten lassen sich in drei Kategorien von Rückständen einordnen [vergl. Köster 2002].

### **1. Produktionsspezifische Rückstände**

Bei den produktionsspezifischen Rückständen werden feste bzw. pastöse Abfälle und Schlämme unterschieden.

Der Einsatz von Gießereialtsanden wird in Sachsen-Anhalt seit 1998 in einem Runderlass zur Verwertung mineralischer Abfälle im Straßenbau geregelt. Mine-

ralische Strahlmittel werden aufgrund der Entsorgungspreise von ca. 100 Euro/t (zzgl. Transportkosten) nur in einer Größenordnung von 6.000 t/a eingesetzt. Der Einsatz bei der Herstellung von Baustoffen (Asphaltmischwerke, Zementwerke) ist möglich, liegt aber, ebenfalls aus wirtschaftlichen Gründen, nur bei ca. 1.000 t/a. Zur Einsparung von Transportkosten finden Strahlmittelrückstände bevorzugt als Deponiebaumaterial auf regionalen Hausmülldeponien Verwendung. Branchenkenner gehen dabei von  $\frac{3}{4}$  des Gesamtaufkommens aus. Zur Ablagerung auf Bauschuttdeponien besteht i.d.R. keine Genehmigung. In den Bergversatz gelangen weniger als 10.000 t/a Strahlmittel, fast ausschließlich solche mit schädlichen Verunreinigungen [Eggersdorfer/Fink 1999].

Tabelle 2.9 Aufkommen relevanter produktionsspezifischer Rückstände [Köster 2002; Eggersdorfer/Fink 1999]

Abfallart	Jährliches Aufkommen [t/a]	Bezugsjahr	Verwertungsoptionen
Gießereialtsande	1.600.000 <sup>1)</sup>	1999	Baustoffherstellung Bergversatz Deponiebau Rekultivierungsmaßnahmen Straßenbau
Strahlmittelrückstände	250.000 <sup>1)</sup>	1999	Baustoffherstellung Bergversatz Deponiebau Rekultivierungsmaßnahmen
Aluminiumhaltige Abfälle	300.000	1996	Baustoffherstellung Bergversatz
Walzzunder	120.000	1999	Baustoffherstellung
Ölabscheiderinhalte/ Sandfangrückstände	525.000	1995	Baustoffherstellung Deponiebau
Metallhaltige Ölschlämme	250.000	1995	Baustoffherstellung (Zement) (unklar ob besser Brennstoff)
Lackschlämme*	146.500	1996	Baustoffherstellung
Galvanikschlämme*	86.000	1997	Bergversatz Deponiebau (Sonderabfall)

\*) besonders überwachungsbedürftige Abfälle

1) Schätzung der Gesamtmenge aus Abfällen und besonders überwachungsbedürftigen Abfällen

Ölhaltiger Walzzunder wird zum überwiegenden Teil stofflich verwertet (ca. 110.000 t/a). Bei der Deponie Wetro in Sachsen wird eine Konditionierungsanlage für Schlämme betrieben, in der u.a. auch Walzzunderschlämme verarbeitet werden. Von dort gehen Anteile in die Beseitigung, aber auch ca. 5.000 t/a zur „Verwertung“ in Rekultivierungsmaßnahmen.

Eggersdorfer und Fink schreiben zu Sandfangrückständen und Ölabscheiderinhalten, dass der Anteil Sand/Schluffgemisch bevorzugt deponiert wird, wobei die Kontrolle der Zulässigkeit der Deponierung auf Hausmülldeponien und sonstigen Deponien insbesondere in Ostdeutschland nicht konsequent erfolge. Der abgetrennte und gewaschene Sand wird in der Baustoffindustrie eingesetzt. Die vorherrschende Behandlungsmethode besteht in der gemeinsamen Behandlung von Sandfangrückständen und Ölabscheiderinhalten mit anderen organisch belasteten Flüssigabfällen in chemisch-physikalischen Behandlungsanlagen (90%). Die anfallenden Feststoffmengen nach Entwässerung betragen 90.000 t Sand und 72.000 t Schluff pro Jahr [Eggersdorfer/Fink 1999].

Ölhaltige Schleifschlämme werden zum größten Teil gemeinsam mit Spänen ohne Vorbehandlung metallurgisch verwertet. Galvanikschlämme werden traditionell auf Sonderabfalldeponien (SAD) entsorgt. Die Deponiequote sank jedoch von 86 % im Jahr 1993 auf 50 % im Jahr 1997 aufgrund der preisgünstigeren Konkurrenz (Versatzbergwerke und Deponiebaustoff). Die Entsorgungspreise sind in dieser Zeit um die Hälfte gefallen, von damals noch 400 DM/t auf etwa 200 DM/t. Der Deponiebaustoff kommt u.a. beim Ausbau der SAD Wetro zur Abdeckung des Deponiekörpers, der Befestigung und Sicherung von Hanglagen, als Ausgleichsschicht für die Endabdeckung sowie zur Fixierung der Schadstoffe des Sickerwassers zum Einsatz. Der Bedarf für diese Deponie beläuft sich auf 20.000 bis 40.000 t/a [Eggersdorfer/Fink 1999].

## **2. Verbrennungsrückstände**

In der nachfolgenden Tabelle sind die relevanten Aufkommen von Verbrennungsrückständen aus industriellen Feuerungs- und Abfallverbrennungsanlagen aufgelistet.

Tabelle 2.10 Aufkommen relevanter Verbrennungsrückstände [vgl. Köster 2002; Eggersdorfer/ Fink 1999]

Abfallart	Jährliches Aufkommen [t/a]	Bezugsjahr	Verwertungsoptionen
Hochofenschlacke/ Hüttensande	7.260.000	2001	Baustoffherstellung (Zement)
Stahlwerkschlacken	5.570.000	2001	Baustoffherstellung Straßenbau, Erdbau, Wasserbau (Kalk-) Düngemittel
Schmelzkammergranulat aus Steinkohlekraftwerken	2.240.000	2001	Baustoffherstellung Nutzung als Strahlmittel
Kesselaschen aus Stein- und Braunkohlekraftwerken	2.380.000	2001	Bergversatz (Hohlraumfüller) Verfüllung von Tagebaufolge- landschaften
Wirbelschichtaschen aus Stein- und Braunkohlekraft- werken	630.000	2001	Bergversatz (Zuschlagstoffe für Bergbaumörtel)
Schlacken aus Abfall- verbrennungsanlagen	3.500.000	2002	Straßen- und Wegebau Erdbaumaßnahmen
Ofenausbruch	Keine Angabe		Deponiebau Bergversatz

### 3. Rauchgasreinigungs- und Filterrückstände.

Tabelle 2.11 Aufkommen relevanter Rauchgasreinigungs- und Filterrückstände [vgl. Köster 2002 ; Eggersdorfer/Fink 1999]

Abfallart	Jährliches Aufkommen [t/a]	Bezugs- jahr	Verwertungsoptionen
Stahlwerksstäube (Konverterstahl- und Elek- trostahlwerkstäube)	840.000	1999	Baustoffherstellung Bergversatz
Flugaschen aus Steinkohle- kraftwerken	4.050.000	2001	Baustoffherstellung
Flugaschen aus Braunkohle- kraftwerken	7.570.000	2001	Verfüllung von Tagebaufolge- landschaften
REA-Gips aus Steinkohle- kraftwerken	1.950.000	2001	Baustoffherstellung Bergversatz (Bergbaumörtel)
REA-Gips aus Braunkohle- kraftwerken	525.000	2001	Baustoffherstellung Bergversatz (Bergbaumörtel)
Sprühadsorptionsaschen <sup>1</sup>	380.000	2001	Bergversatz (Zuschlagstoff für Berg- baumörtel)
Filterstäube aus Abfall- verbrennungsanlagen	280.000	2002	Lärmschutzwälle und Straßendämme Bergversatz

1) bei Rauchgasentschwefelungsanlagen nach dem Sprühadsorptionsverfahren

### 2.2.3 Verfahren zur Immobilisierung von mineralischen besonders überwachungsbedürftigen Abfällen

In den vergangenen Jahren wurden vermehrt Immobilisierungsanlagen zugelassen bzw. deren Zulassung beantragt. Dies war besonders in den neuen Bundesländern zu beobachten. In der nachfolgenden Übersicht werden einige dieser Anlagen kurz vorgestellt, um aufzuzeigen, welche Abfallarten und -mengen derzeit schätzungsweise behandelt werden bzw. behandelt werden können. Der jeweilige Prozess zur Immobilisierung gefährlicher mineralischer Abfälle wird dabei, soweit hierzu Daten veröffentlicht wurden, kurz beschrieben.

#### **S.D.R. Biotec Verfahrenstechnik GmbH**

Die Firma S.D.R. Biotec Verfahrenstechnik verfügt gegenwärtig über fünf Behandlungsanlagen in vier Bundesländern. Hierzu zählen neben Kompostierung, Biobeetverfahren mit Zwangsentlüftung auch die chemisch-physikalische Immobilisierung. Insgesamt können jährlich ca. 250.000 t Abfälle behandelt werden. Im Bereich der Immobilisierung wurden von 1994 bis 2001 ca. 500.000 t behandelt. Über 80 % dieser sogenannten Immobilisate wurden dabei einer Verwertung zugeführt. Nach dem SCP-Verfahren können 25 Verfahrensarten unterschieden werden. Die Abkürzung steht für Schadstoffumwandlung bzw. -fixierung durch chemische Prozesse. Hierzu werden „...vorwiegend Flüssigreaktive eingesetzt, mit deren Hilfe sowohl chemische als auch kristallchemische Vorgänge in der jeweils zu behandelnden und zu entsorgenden Abfallmatrix eingeleitet werden.“ [Schmidt 2002]. In einem mehrstufigen Konzept werden die Abfälle zunächst aufgemahlen. Eine erste chemische Stabilisierung erfolgt durch Oxidation organischer Inhaltsstoffe, Zerstörung von Ammonium und Cyanid mit Wasserstoffperoxid und Eisen (II), Reduktion von Nitrit mit Amidosulfonsäure, die Fällung von Schwermetallen als Sulfid und die Ausbildung von Mineralphasen (kristallchemische Prozesse, Ettringitbildung) [vergl. Heindl/Westermann 2001]. Verschiedenste Abfallarten wie z.B. Stäube, Schlämme, Böden, Bauschutt, Schlacken etc. werden abschließend in Abhängigkeit der noch vorhandenen Schadstoffe mittels Zugabe von Additiven nach dem Prinzip der physikalischen Einkapselung verfestigt [www.sdrbiotec.de].

Die Anlage in Poritzsch kombiniert mikrobiologische und immobilisierende Verfahren zur Behandlung von MKW, PAK, BTEX, LHKW. Der maximal mögliche Jahresdurchsatz beläuft sich auf ca. 6.000 t/a. Die Anlage ist seit 1995 in Betrieb.

#### **Mitteldeutsche Umwelt- und Entsorgungs GmbH (MUEG)**

Die Firma MUEG besitzt die Genehmigung zum Betrieb einer Immobilisierungsanlage, in der besonders überwachungsbedürftiger Abfälle - zur anschließenden Verwertung als Deponiebaustoff auf der Deponie Hochhalde Schkopau - behandelt werden können. Laut Genehmigungsantrag beinhaltet die Immobilisierung einen

Aufbereitungsprozess, welcher Abfälle unter Zugabe von Zuschlagstoffen mit latent hydraulischen Eigenschaften wie z.B. Filteraschen aus Braunkohlekraftwerken, freikalkhaltige Kraftwerksreststoffe, Branntkalk, Löschkalk, Kalksteinmehl, Gips, Perlith, Polymere, etc. unter Beigabe von Wasser physikalisch einbindet. Laut Genehmigungsunterlagen werden voraussichtlich ca. 200.000 Tonnen Deponiebaustoffe pro Jahr hergestellt. Ziel der Verwertung ist die Herstellung der Tragfähigkeit in den mit Abfällen verspülten Bereichen sowie die Profilierung und Abdeckung der Deponiebereiche.

Die MUEG führte Untersuchungen zur Entwicklung von Gemischrezepturen für anwendungsfähige Produkte im untergeordneten und nichtöffentlichen Straßenbau durch. In diesem Zusammenhang wurden unterschiedliche Einbautechnologien hinsichtlich ihrer Eignung überprüft. Demnach wurden in den behandelten Abfällen alle Vorgaben der Zuordnungswerte Z1 der Richtlinie zur Entsorgung von Bauabfällen im Land Sachsen-Anhalt eingehalten, mit Ausnahme der Leitfähigkeit. Konkrete Angaben zur Art der durchgeführten Elutionstests liegen nicht vor.

### **IVU-Ingenieurgesellschaft Verfahrens- und Umwelttechnik**

Die Verwertungsanlagen der IVU nach dem sogenannten DISPERSOPT-Verfahren verarbeiten Kraftwerksaschen verschiedener Herkunft und Beschaffenheit sowie weitere Bau- oder Industrieabfälle. Der Verfestigungsprozess basiert auf dem Prinzip der physikalischen Einkapselung. Die Basismatrix besteht aus Filteraschen, die phasenmineralogisch verändert werden. Durch latent hydraulische oder puzzolanische Effekte können dieser Verfestigungsmatrix weitere Zuschläge und Abfälle beigegeben werden. Hierzu gehören u.a.:

- Flugaschen aus der Kohlefeuerung
- Schlacken verschiedenster Art und Herkunft
- Stäube verschiedenster Art und Herkunft
- Bauschutt
- Straßenaufbruch
- Schlämme
- Gießerei-Altsand
- etc.

Bei diesem Verfahren erfolgt laut Genehmigungsunterlagen keine Vermischung zur Verdünnung, sondern eine Immobilisierung bis zu einem Faktor von 1000 [IVU 2000]

#### **Kennzahlen:**

##### **Pilotanlage Beuna/Merseburg**

- Stündliche Produktabgabeleistung: 33 t

- Im Zweischichtbetrieb: ca. 500-600 t/d
- Durchschnittlicher Jahresoutput: ca. 130.000 t/a

### **Pilotanlage Großkayna/Sachsen-Anhalt**

Sie ist zur Herstellung von Straßenbau, Deponiebau- und Stollenversatzstoffen aus Kraftwerksfilteraschen bzw. Reststoffen der Kraftwerkstechnik konzipiert. Die Beimengung hochkontaminierter Reststoffe soll aufgrund des Ascheaushärtungsprozesses sowie der hiermit verbundenen Materialversiegelung möglich sein.

Abfall-Input im Einschichtbetrieb: 150 t/Schicht [[www.retexo.de](http://www.retexo.de)].

### **Main-Taunus-Recycling GmbH (MTR)**

Auf der Fläche G der Deponie Flörsheim-Wicker soll eine Anlage zur Immobilisierung von Schadstoffen in festen und pastösen Abfällen errichtet werden. Ziel der Behandlung ist die anschließende Verwertung von verfestigten Abfällen als Deponiebaustoff. Das Verfahren basiert auf dem Prinzip der physikalischen Einbindung bzw. Einkapselung mittels hydraulischer Bindemittel unter Zugabe von Wasser. Hierzu gehören u.a. staubförmige Abfälle aus thermischen Prozessen.

#### **Kennzahlen:**

- Durchsatzleistung: ca. 71.000 t/a
- Abfallinput: 50.000 t/a
- Bindemittel: 19.600 t/a
- Wasser: 1.400 t/a

### **Sächsische Umweltschutz-Consulting GmbH (SUC)**

In diesem Verfahren werden ebenfalls schadstoffbelastete mineralische Abfälle mit speziellen hydraulischen Bindemitteln und Wasser behandelt. Schadstoffe werden durch mineralischen Kristalleinbau in sogenannte Speicherminerale, chemische Umwandlung, Sorption und Einkapselung in eine Matrix eingebunden. Organische Bestandteile werden zunächst in einer mikrobiologischen Bodenbehandlungsanlage vorbehandelt, bevor sie immobilisiert werden. Die Immobilisate werden als Bauhilfsstoffe für verschiedene Bau- und Rekultivierungsmaßnahmen verwertet.

### **CC. Umwelt AG (Krefeld)**

Die Misch- und Aufbereitungsanlage der C.C. Umwelt AG in Krefeld verarbeitet sowohl pastöse und bindige als auch staubförmige und körnige Stoffe. Hierbei handelt es sich z.B. um Industrie-, Klär- und Abwasserschlämme, Filterkuchen und Aschen, Stäube und Gießereialtsande sowie Schlacken. Das Verfahren basiert auf dem Prinzip der chemischen Einbindung sowie der physikalischen Einkapselung

mittels hydraulischer bzw. latent hydraulischer Bindemittel. Die C.C. Umwelt AG verwertet nach eigenen Angaben jährlich ca. 150.000 t Gießereiabfälle.

### **DERA Mineral GmbH**

Im Heuchelheimer Industriepark Abendstern bei Gießen wurde das ehemalige Kalksandsteinwerk zu einem „Mineralbetonwerk“ umgebaut. Bis Z 2 belasteter Bauschutt und Baugrubenaushub sowie bis Z 2 belastete industrielle Reststoffe (Filterstäube aus Industrie und Kraftwerken, Kraftwerksaschen, Gießerei-Altsande, Schlämme, Filterkuchen u. ä. Produkte) werden dort behandelt und als Profilierungs-/Rekultivierungs-Material auf der angrenzenden ehemaligen Mülldeponie Abendstern eingebaut, damit das 20 ha Gelände später als Industriegelände genutzt werden kann.

Weitere Immobilisierungsanlagen, über die keine näheren Informationen vorliegen sind beispielsweise die mobile Anlage BSB Bitterfeld und die stationäre Anlage BHT Halberstadt.

## **2.2.4 Wirkmechanismen von Immobilisierungsverfahren**

Bei der Verfestigung mit hydraulischen Bindemitteln können folgende Wirkmechanismen unterschieden werden.

### **Physikalische Vorgänge**

Schadstoffhaltige Abfälle werden durch Bindemittel oder Additive umschlossen. Man spricht in diesem Fall auch von physikalischer Einkapselung in eine feste Matrix. Durch den Abbindeprozess kommt es zu einer Verdichtung des Gefüges mit verminderter Oberfläche.

### **Kristallchemische Einbindung**

Anorganische Schadstoffe, besonders zwei- und dreiwertige Schwermetallionen wie Zink, Chrom, Cadmium oder Blei können in Calcium-Silikat-Hydrat-Phasen kristallchemisch eingebunden werden. Der kristallchemische Einbau von Schadstoffen gewährleistet im Vergleich zu anderen Wirkmechanismen eine relativ hohe immobilisierende Wirkung. Man spricht in diesem Zusammenhang vom Konzept der inneren Barriere. Das Ziel besteht in der Bildung stabiler Phasen, den sogenannten Speichermineralen. Diese müssen für eine erfolgreiche kristallchemische Fixierung von Schadstoffkationen und –anionen folgende Eigenschaften aufweisen [Schmidt 2000; Pöllmann 1998]:

- große chemische Variabilität für den Einbau von umweltrelevanten Kationen und Anionen,
- hohe Stabilität im geochemischen Milieu (der Deponie) gegenüber chemischen und physikalischen Angriffen (geringe Eigenlöslichkeit, geringe Auslaugbarkeit),

- gute Adsorptionseigenschaften für anorganische und organische Schadstoffe, sowie
- Permeabilitätserniedrigung durch Verdichtung bei der Bildung in der Deponie.

Qualität, Umfang und Beständigkeit der dabei auftretenden Bindungsformen werden beeinflusst durch das umgebende chemische Milieu, wie pH-Wert, Temperatur sowie die Verfügbarkeit der dafür erforderlichen Bestandteile.

### **Fällung**

Sie wird meistens zur Immobilisierung von Schwermetallen angewandt, z.B. durch eine hohe Basizität zur Bildung von schwerlöslichen Hydroxiden, Carbonaten oder Fällung als schwerlösliche Sulfide.

### **Chemische Sorption**

„Mit Sorption wird die Anlagerung von Metallen und teilweise organischen Molekülen an elektrisch geladene Oberflächen bestimmter Verbindungen wie z.B. Tonmineralen beschrieben.“ [LfU 1994]

## **2.2.5 Probleme bei der langfristigen Fixierung von Schadstoffen mittels Immobilisierung**

In den oben beschriebenen Immobilisierungsverfahren ist als Hauptmechanismus die Verfestigung mit Hilfe hydraulischer bzw. latent hydraulischer Bindemittel festzustellen. Ein Schwerpunkt bildet insbesondere der Einsatz von Braunkohleflugaschen [vergl. Heindl/Westermann 2001]. Bei Untersuchungen und Versuchen zur Deponierung immobilisierter Abfälle auf Deponien konnten zahlreiche Probleme beobachtet werden, die eine langfristige Stabilität der immobilisierten Abfälle in Frage stellen.

Die immobilisierende Wirkung hydraulischer und insbesondere latent hydraulischer Bindemittel muss daher in dem Gesamtsystem Abfall gesehen und hinterfragt werden, das langfristig geochemischen Einflüssen ausgesetzt ist. Dabei können folgende Probleme auftreten:

- Existenz verschiedener zu immobilisierender Schadstoffgruppen
- Existenz von organischen Bestandteilen in Abfällen
- Verwendung verschiedener Abfallstoffe als Bindemittel
- Gefahr von Rissbildungen infolge Hydratationswärmeentwicklung
- Alterungsprozesse
- Angriff durch Säuren und Salze
- Technologische Randbedingungen

### **2.2.5.1 Existenz verschiedener zu immobilisierender Schadstoffgruppen**

Die Wahl eines geeigneten Verfestigungsverfahrens bzw. Bindemittels ist umso schwieriger, je größer die Anzahl der beteiligten Komponenten in den Abfällen und

Zuschlagstoffen ist. Jedes Bindungsmittel vermag nur jeweils einen Teil der Schadstoffe zu immobilisieren, während andere Schadstoffe nicht ausreichend immobilisiert werden oder sogar eine höhere Mobilität erlangen. Grundsätzlich ist daher in Frage zu stellen, ob für Abfälle, die Belastungen mit verschiedenen Schadstoffgruppen aufweisen, Verfestigungsprodukte hergestellt werden können, mit denen eine langfristige Schadstoffimmobilisierung erreicht werden kann. Insbesondere bei Abfällen mit verschiedenen, z.T. nicht genau bekannten Inhaltsstoffen sind erhebliche Schwierigkeiten zu erwarten.

Da die Hauptwirkung bei der Verfestigung mit Zement das geschaffene alkalische Milieu im Stabilisat und weniger die chemischen Wechselwirkungen zwischen den Schadstoffen und den Silikaten des Zementsteins darstellt, gelten - von Ausnahmen abgesehen - folgende Aussagen über die Mobilität anorganischer Stoffe im Zement:

1. Einwertige Ionen (Kationen und Anionen) werden nicht bzw. rein physikalisch immobilisiert.
2. Zweiwertige Kationen können mobil sein, wenn es sich um amphotere Elemente handelt, die vor allem bei pH-Werten über 12 in Lösung gehen. Durch Alterung oder CO<sub>2</sub>-Behandlung ist aber auch in diesem Fall eine chemische Immobilisierung möglich.
3. Anionen, die mit Ca<sup>++</sup> schwerlösliche Verbindungen bilden, werden dadurch immobilisiert (z.B. Phosphat).
4. Der Transport von Schadstoffen in gelöster, molekularer Form bzw. in gelöster, komplex gebundener Form wird nur wenig behindert. Ferner ist ein Transport gasförmiger Schadstoffe möglich.

Goetz fand im Eluat von Müllverbrennungaschen, die mit Zement verfestigt wurden, bei bestimmten Schwermetallen, wie z.B. Chrom und Kupfer, höhere Schwermetallgehalte als im Eluat von Aschen, die nicht mit Zement verfestigt wurden [Goetz 1990]. Auch Lahl und Struth untersuchten unterschiedliche Aufbereitungsverfahren für Müllverbrennungaschen, u.a. auch mit Portlandzement. Die Ergebnisse erbrachten bei einigen Inhaltsstoffen erhebliche eluierbare Stoffmengen. Die Autoren äußern sich hierzu folgendermaßen: "Die unterschiedlichen Ergebnisse zeigen, dass die bisher verbreitete Ansicht, eine Vermischung mit Zement sei mit einer verringerten Eluierbarkeit und somit mit einer Immobilisierung gleichzusetzen, in dieser Allgemeinheit keinen Bestand hat. Vielmehr sind nach Verfestigung mit Zement bei einer Reihe von Untersuchungen erhöhte eluierbare Anteile zu beobachten" [Lahl/Struth 1992].

Bei Versuchen von Sprung traten mit folgenden Abfallbestandteilen, die zu Treibererscheinungen im Immobilisat führen können, Probleme auf:

- quellfähige organische Stoffe,

- metallisches Aluminium und Zink (Wasserstoffgasbildung),
- Gips und Sulfate,
- Silikagel,
- Glas.

Als Ergebnisse dieser Versuche wurden für Cd sehr gute, für Tl gute, aber für Cr-VI und Hg keine chemische Bindung im Zement aufgezeigt [Sprung 1988]. Sulfatgehalte im Sickerwasser können weiterhin das chemisch fixierte Chromat aus dem Lösungsgitter verdrängen [Heindl/Westermann 2001].

In anderen Untersuchungen wurde die gute Einbindung für Cd in hohen Konzentrationen nicht bestätigt. Wie auch für Ni wurde vielmehr dessen Ausfällung, v.a. durch Hydroxidfällung, bei ausreichendem Carbonatangebot auch durch Carbonatfällung beobachtet [Tamas et al. 1992].

In lichtmikroskopischen und elektronenmikroskopischen Untersuchungen wird am Beispiel von Galvanikschlamm aufgezeigt, dass eine vollständig homogene Verteilung in der Zementmatrix nicht gelingt [Roy et al. 1992]. Selbst wenn die Ausgangslösungen (Zn-, Cd- und Hg- Nitrat) homogen waren, bildeten sich im Verfestigungsprodukt Inseln, in denen z.B. zweiwertiges Hg konzentriert vorlag. Verschiedene Autoren bestätigen diese Ergebnisse. So konnte mit dem TCLP-Auslaugtest gezeigt werden, dass sich auch die bei der Verfestigung durch Fällungsreaktion gebundenen Schadstoffe an der Oberfläche vollständig wieder mobilisieren ließen [Mostbauer et al. 1995].

### 2.2.5.2 Existenz organischer Schadstoffe

Bei Abfällen mit organischen Inhaltsstoffen industrieller Herkunft sind erhebliche Probleme bei der Verfestigung zu erwarten. So nennt eine in London durchgeführte Studie zur Verfestigung von Sonderabfällen verschiedene schwermetall- und sulfathaltige Schlämme mit organischen Gehalten von max. 12 %, die sich mit Zement nicht verfestigen ließen. Hierzu die Autoren: "Keiner der drei Abfälle kann mit herkömmlichen Verfestigungsmethoden auf Zementbasis verfestigt werden, weil der organische Gehalt der Abfälle die Zementhydratation unterbindet und schnell aus der Matrix ausgelaugt würde." [Montgomery et al. 1991]. Zu ähnlichen Ergebnissen kommt Balzamo [Balzamo et al. 1989].

Eine umfassende Untersuchung zur Wirksamkeit verschiedener Immobilisierungsverfahren, in der vier Eluattests vergleichend angewandt wurden, kommt zu dem Ergebnis, „dass die überwiegende Mehrzahl der Verfahren organische Schadstoffe nicht effektiv einbinden“. Insbesondere für Pentachlorphenol, Phenol und den TOC-Wert konnten keine bzw. nur geringe Immobilisierungswirkungen beobachtet werden [Mostbauer et al. 1995].

Durch anaeroben Abbau von organischer Substanz in abgelagerten Abfällen kann Methan und H<sub>2</sub>S gebildet werden. Die Schwefelwasserstoffbildung kann sowohl bei

organischen Verbindungen, z.B. über Eiweiße, als auch bei anorganischen Verbindungen, z.B. über Sulfatverbindungen, eintreten. Die Gase können zu Treiberscheinungen im Beton führen und sich in Blasen sammeln. Entstehen dann zu einem späteren Zeitpunkt im Beton Risse, so dass die angesammelten Gase mit Sauerstoff in Kontakt kommen, kann Schwefelsäure gebildet werden, die dann zum Betonangriff führt [Neck 1992].

Rechenberg untersuchte das Löslichkeitsverhalten von Phenol in Zementstein, der mit phenolhaltigem Wasser angemischt wurde. Dabei wurden erhöhte Phenollöslichkeiten bei Anwesenheit von Zement nachgewiesen. So verdoppelte sich die Phenolkonzentration im Porenwasser des Zementsteines bei einem Wasserzementwert von 0,4 gegenüber der Phenolkonzentration im Anmachwasser. Insgesamt wurde aber ein geringeres Auslaugverhalten bei verfestigten und für die Eluationsversuche unzerkleinerten Proben festgestellt. Rechenberg schließt aus den Untersuchungsergebnissen, dass das Phenol vom Zementstein weder chemisch gebunden noch physikalisch adsorbiert wird und demzufolge in ursprünglicher Menge und höherer Konzentration im Porenwasser vorliegt. Er kommt weiter zu dem Ergebnis, dass die nachgewiesene Immobilisierung des Phenols bei den unzerkleinerten Zementsteinzylindern „auf die Einkapselung in das feste und dichte Zementsteingefüge zurückzuführen ist“. Bei mechanischer Zerstörung dieses Gefüges ist eine erheblich höhere Auslaugung zu beobachten [Rechenberg et al. 1993; Rechenberg/Sprung 1990].

In einem Papier der ATA ad hoc AG wird ebenfalls darauf hingewiesen, dass organische Verbindungen langfristig nicht stabilisiert werden können. Eine erfolgreiche Stabilisierung kann somit nur durch thermische oder biologische Verfahren erreicht werden [LAGA 2002/1, Eife et al. 2002]. Die DepV sieht in diesem Zusammenhang vor, dass bei Einhaltung besonderer Einbaubedingungen eine Überschreitung der Grenzwerte für organische Inhaltsstoffe in der Festsubstanz zulässig ist, wenn nachgewiesen wird, dass die organische Substanz nicht oder nur geringfügig abbaubar ist und eine Deponiegasbildung sowie Setzungserscheinungen zu vernachlässigen sind. Der Nachweis einer langfristigen Stabilität muss demzufolge auch den Abbau organischer Substanzen mit einschließen [vgl. Eife et al. 2002]

### 2.2.5.3 Verwendung verschiedener Abfallarten als Bindemittel

Wie oben beschrieben werden neben speziellen Bindemitteln auch Abfälle mit entsprechenden hydraulischen oder latenthyaualischen Eigenschaften (insbesondere Flugaschen aus der Kohlefeuerung) für die Verfestigung eingesetzt. Hierbei tritt aber die chemische Bindung der Schadstoffe noch mehr in den Hintergrund als bei der Verfestigung auf Zementbasis. Die wirkenden chemischen Bindekräfte sind dabei oft sehr gering und häufig von zahlreichen Faktoren, wie beispielsweise wechselnde Zusammensetzungen der Flugaschen (zusätzlich zu den ohnehin wechselnden Zusammensetzungen der sonstigen Abfälle) oder Schwankungen im Mischungsverhältnis (Abfall/Flugasche/Wasser) abhängig, dass von einer quantitativen und reproduzierbaren Wirksamkeit nicht ausgegangen werden kann. Untersuchungen haben

gezeigt, dass die Eigenschaften der Braunkohlefilteraschen (BFA) nicht nur von Kraftwerk zu Kraftwerk, sondern auch innerhalb des gleichen Kraftwerkes in einzelnen Chargen mehr oder weniger stark variieren [Werner/Werner 1999]. Die nachweisbaren Schwankungen aller stofflichen Parameter führt zu unterschiedlichen hydraulischen Aktivitäten der jeweiligen BFA. Die Bestimmung dieses Qualitätsparameters ist jedoch entscheidend für eine Akzeptanz der BFA als genormter Zusatzstoff durch die Prüf- und Zulassungsstellen. Bereits 1993 machte Bambauer darauf aufmerksam, dass die quantitative Mineralzusammensetzung von Braunkohlenaschen sehr unterschiedlich ist. „Wenn nun auch die Abfallzusammensetzung erheblich streut – z.B. bei Rückständen aus der chemisch-physikalischen Abfallbehandlung – dann kann eine zuverlässige Immobilisierung und Verfestigung nur mit einem aufwendigen Qualitätssicherungssystem garantiert werden.“ [ABF BOKU o. J.] Weiterhin ist festzuhalten, dass Braunkohleflugaschen gegenüber den mittleren Gehalten der Erdkruste angereicherte Schwermetallgehalte aufweisen. Werden diese nun als Bindemittel eingesetzt, um gefährliche Abfälle zu behandeln, von denen ebenfalls eine zusätzliche Schwermetallbelastung ausgeht, entsteht ein erhöhtes, potentiell Emissionsrisiko [vergl. Heindl/Westermann 2001].

Jüngste Versuche zum Immobilisierungsverhalten kalkreicher Braunkohlefilterasche (Schkopau) haben gezeigt, dass der stark eingegrenzte Wirkungsbereich des Speicherminerals Ettringit als Nachteil gewertet wird. Ab einem pH-Wert kleiner/gleich 10,5 ist keine wesentliche Immobilisierungswirkung mehr gegeben. Es besteht die Gefahr, dass sich das Ettringit durch den Kontakt mit sauren Deponiewässern auflöst und dadurch die gebundenen Schadstoffe freigibt. Eine Anwendung dieses Speichergemisches wäre somit, wenn überhaupt, allenfalls für eine Monodeponie geeignet, da jeglicher Kontakt mit sauren Lösungen verhindert werden muss [Leidolph 2002].

Auch durch die Zumischung von weiteren Bindemitteln und Additiven kann das Verfestigungsprodukt den beschriebenen Verwitterungsprozessen nur über einen begrenzten Zeitraum standhalten [Mostbauer et al. 1995]. Damit möglichst viele unterschiedliche Abfallstoffe in Speicherminerale umgewandelt werden können, müssen sämtliche Reaktionsmechanismen und Eigenschaften vorab bestimmt werden. Für jeden Einzelfall bedarf es somit eines eigenen Konzeptes, womit eine allgemein gültige Rezeptur zur Schadstofffixierung ausgeschlossen ist. Zur Beurteilung der Schadstoffeinbindung ist die Kenntnis der Mechanismen unter verschiedenen deponierelevanten Bedingungen von großer Bedeutung.

#### 2.2.5.4 Rissbildung durch hohe Hydratationswärmeentwicklung

Beim Abbinden von Zement entsteht Hydratationswärme. Diese beträgt für Portlandzement z.B. 375 - 525 J/g [Ullmann 1985]. Diese Wärmeentwicklung macht sich insbesondere dann bemerkbar, wenn wie bei der Verfestigung von Abfällen auf der Deponie große Massen verfestigt werden. Aufgrund der geringen relativen Oberfläche kann die beim Abbinden gebildete Wärme nicht mehr abgeleitet werden. Beim Bau von Staudämmen sind z.B. Temperaturerhöhungen von 50 °C bis 70 °C im

Zement beim Abbinden nicht außergewöhnlich. Die Wärmeentwicklung beim Abbinden führt auf der Deponie regelmäßig, soweit die Verfestigung auf der Deponie bzw. an den sonstigen Verbringungsstellen stattfindet, bei jeder Einbringung von neuen Abfall-Chargen, zur Erwärmung mit folgender Abkühlung. Die damit verbundenen Volumenzu- und -abnahmen können zu Spannungen, Rissen und Spalten führen. Diese thermische Verwitterung beginnt demnach schon beim Abbinden, wird verstärkt durch Frost-/Tauwechsel, und bereitet den Weg für weitere physikalische Verwitterungsprozesse wie Frostverwitterung, Salzverwitterung und Quelldruck. Die damit verbundene Vergrößerung der spezifischen Oberfläche begünstigt wiederum die chemische Verwitterung [Sabbas et al. 1998].

Beim Einbau von Rückständen aus Rauchgasreinigungsanlagen, die mit Zement verfestigt wurden, wurden 6 Tage nach der Befüllung bei Außentemperaturen von unter 0 °C in 1 m Tiefe Temperaturen von 48 °C bis 58 °C gemessen. 1 Monat nach der Befüllung waren die Temperaturen auf 23 °C bis 29 °C zurückgegangen. Durch die Risse infolge der erhöhten Temperaturen bzw. Temperaturschwankungen kann Sickerwasser, das sich aus Niederschlägen bildet, durch den Deponiekörper gelangen [Fichtel 1990].

Bei der Verfestigung von Abfällen mit Zement auf der Deponie ist grundsätzlich in Frage zu stellen, ob die Vorgabe nach Nr. 9.6.1.4 der TA-Abfall, dass beim Einbau von Stoffen, die untereinander reagieren können, Temperaturen von 25 °C an der Deponiebasis nicht überschritten werden dürfen, eingehalten werden kann.

Je reaktiver der Zement, d.h. je schneller er abbindet, desto größer ist die Temperaturentwicklung [Ullmann 1985]. Betriebstechnische Erfordernisse bei dem Einbau von verfestigten Abfällen legen aber häufig nahe, eine schnelle Abbindung anzustreben [Gedelux 1995].

Bei Verfestigungsversuchen im Rahmen von Prüfungen zur Wirksamkeit der Abfallverfestigung wird i.d.R. wegen der geringen Größe der verfestigten Probekörper keine Wärmeentwicklung festgestellt.

### 2.2.5.5 Alterungsprozesse

Das Verfestigungsprodukt ist einem Alterungsprozess ausgesetzt, der erhöhte Wasserdurchlässigkeit und damit zunehmende Freisetzung von Schadstoffen durch Auslaugung hervorruft. Dieser Vorgang ist abhängig von verschiedenen geochemischen Einflussprozessen. Hierzu zählen u.a.:

- Art und Umfang der alkalisch reagierenden Bindemittelbestandteile,
- Löslichkeitsverhalten und Alkalinität dieser Verbindungen,
- Säurekapazität der Sickerwässer,
- Einfluss der Karbonatisierung durch Kohlendioxid.

Durch diese geochemischen Prozesse kommt es zu einer Verschiebung des pH-Milieus, gefolgt von Lösungs- und Kristallisationsprozessen.

Auch das schweizerische Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL) geht davon aus, dass die in der Deponie enthaltenen Schadstoffe langfristig ausgetragen werden. Eluattests lassen sich dabei zur Beurteilung des Auslaugverhaltens aufgrund der langfristig sich ändernden Alkalinität nicht heranziehen. Die Konzentration an Schwermetallen im Sickerwasser wird entscheidend vom chemischen Milieu, das durch die Haupt- oder Matrixbestandteile in den Rückständen gegeben ist, beeinflusst. Bei zementverfestigten Rückständen ist davon auszugehen, dass sich der Deponiekörper inkongruent auflöst, d.h. dass zunächst ein Alkalinitätsverlust durch Neutralisationsprozesse und anschließender Auswaschung von Calciumkarbonat mit dem Sickerwasser erfolgt. Ist das Calcium weitgehend aus der Deponie herausgelöst, werden bei niedrigen pH-Werten des Sickerwassers im Bereich von pH 5 oder weniger die Schwermetallfestphasen aufgelöst. Es ist dann mit erhöhten Schwermetallkonzentrationen im Sickerwasser zu rechnen [BUWAL 1991].

Heindl und Westermann beschreiben die Risiken bei der Fällung von Schwermetallen in schwer lösliche Sulfide. Die Stabilität dieser Verbindungen ist abhängig von dem Grad des reduzierenden Milieus. Als besonders kritisch ist die Sulfidoxidation an Abraumhalden sulfidhaltiger Lagerstätten und Sedimenten des Braunkohletagebaus zu bewerten. Hier besteht die Gefahr, dass saure sulfatreiche Sickerwässer das Grund- und Oberflächenwasser belasten. Die hierbei freiwerdende Schwefelsäure bewirkt eine pH-Absenkung, wodurch die Löslichkeit der aus den Sulfiden freigesetzten Schwermetalle verstärkt wird [Heindl/ Westermann 2001].

Die Immobilisierung von mit Schwermetallen angereicherten Abfällen mit dem Ziel der Verwertung im Deponie- oder Landschaftsbau ist als besonders kritisch einzustufen. Die immobilisierten Schadstoffe stehen zum größten Teil in unmittelbarem Kontakt mit Kohlendioxid, korrosionsfördernden Sickerwässern, Frost-Tau-Wechseln und zusätzlichen mechanischen Beanspruchungen, wodurch eine langfristige Wirkung der Immobilisierung verhindert wird.

#### 2.2.5.6 Angriff durch Salze und Säuren

Die Verbindungen des Zements können mit verschiedenen Flüssigkeiten und Gasen chemisch reagieren. Als Folge können Beeinträchtigungen der Festigkeit des Zements bis hin zur Aufhebung des Zusammenhaltes auftreten [Ullmann 1985]. Daher werden z.B. Schäden an Bauwerken aus Beton schon nach 10 oder 20 Jahren oder aber erst nach sehr langer Zeit beobachtet. Unerlässlich bei der Beurteilung von Haltbarkeit und Festigkeit von Zementprodukten ist die genaue Kenntnis von deren Inhaltsstoffen. Bei mangelnder Kenntnis hierzu sind keine Aussagen über das Langzeitverhalten des Verfestigungsproduktes möglich [Wolf 1995].

Die Technische Forschungs- und Beratungsstelle der Schweizerischen Zementindustrie (TFB) nennt in einem Aufsatz zwei wesentliche chemische Reaktionen, die zum Angriff auf Zementstein oder mit Zement verfestigten Produkten führen können:

- Den Säureangriff, der mit zunehmendem Wasserelementwert steigt. Häufig werden Produkte durch organische Säuren angegriffen.
- Den Sulfatangriff, der beim Zusammentreffen von  $3 \text{ CaO} \cdot \text{Al}_2\text{O}_3$ , einem Zementbestandteil, und  $\text{SO}_4$ -Ionen in Wasser erfolgt [TFB 1982].

Salze und Säuren mit austauschfähigen Kationen können Zementstein von der Oberfläche her auflösen, da die Reaktionsprodukte (z.B. Calciumchloride) wasserlöslich sind. Als Beispiel sind Reaktionen mit Ammonium- oder Magnesiumsalzen anzuführen [Ullmann 1985]. Magnesium bildet Hydroxid oder wasserhaltiges Silikat. Es entsteht eine den weiteren Angriff hemmende Schicht. Ammonium entweicht im Gegensatz zu Magnesium als Gas. Daher ist dessen Angriffsvermögen stärker. In ähnlicher Weise wirken die Salze anderer Metalle, wie z.B. die Salze des Aluminiums und des Eisens sowie Nitrate [Mostbauer et al. 1995]. Die TFB stuft den Schädlichkeitsgrad von Aluminiumsalzen als „deutlich“ bis „sehr gefährlich“ ein (vgl. Tabelle unten). Werden die genannten Stoffe mit in das Verfestigungsprodukt eingebunden, ist von einem Angriff von innen auszugehen.

Bei Untersuchungen von verfestigten Rostaschen und Flugaschen aus Müllverbrennungsanlagen an Laborprüfkörpern wurde schon nach wenigen Tagen das Auftreten von Gefügestörungen, meist als trichterförmige Abplatzungen, sogenannte "pop outs", aber auch als Risse, beobachtet. In den "pop outs" und in den Rissen wurden Aluminiumsalze festgestellt, die durch Reaktionen zunächst zwischen größeren Aluminiumteilen der Rostasche und dem Calciumhydroxid des Zements und nachfolgend zwischen dem Aluminiumhydroxid und dem Sulfat oder dem Chlorid der Müllverbrennungasche entstanden waren [Schmidt 1988].

Bei Verfestigungsversuchen für eine geplante Deponie für verfestigte Sonderabfälle in Luxemburg verursachten Salze im Abfall die Bildung von Gasen. Im Untersuchungsbericht wurde von einem erheblichen Treiben in den verfestigten Produkten gesprochen. Außerdem wird auf die Gefahr der Bildung brennbarer Gase durch freie Metalle, wie Aluminium und Zink hingewiesen [GEDELUX 1995]. Diese Prozesse sind auf eine beschleunigte Oxidation z.B. elementaren Aluminiums mit der Bildung von Wasserstoff zurückzuführen. Neben sicherheitstechnischen Aspekten wie der Bildung von Knallgas muss auch die Volumenzunahme durch Entgasung im Zementkörper berücksichtigt werden [BUWAL 1991].

Tabelle 2.12 Angriffsverhalten verschiedener Substanzen auf Zementstein [TFB 1982]

Substanz	Schädlichkeitsgrad	Substanz	Schädlichkeitsgrad
Abwasser (abhängig vom pH und Sulfatgehalt)	0-5	Eisenchlorid	1-3
Alaun	3-4	Fett (Tier- u. Pflanzenfett)	3-5
Aluminiumchlorid	4-5	Gipswasser	1-4
Aluminiumsulfat	3-4	Humussäuren	3-4
Ammonsalze	3-4	Kupfervitriol	2-3
Asche	3-4	Magnesiumsalze	3
Calciumsulfat (Gips)	1-4	Nickelbäder	2-3
Phenol	2-3	Schwefelwasserstoff	3-4
Chlorwasser u. Chloride	2	Sulfate	3-4
Citronensäure	4-5	Zucker	3-4

Schädlichkeitsgrade:

- |   |                      |   |                    |
|---|----------------------|---|--------------------|
| 0 | völlig unschädlich   | 3 | deutliche Angriffe |
| 1 | sehr geringe Wirkung | 4 | gefährlich         |
| 2 | schwache Wirkung     | 5 | sehr gefährlich    |

Sulfate reagieren mit dem Calciumaluminat des Zements zu Trisulfat (Ettringit). Bei hohen Sulfatkonzentrationen kann Gips entstehen. Der Wachstumsdruck der neu gebildeten Sulfatverbindungen kann Dehnungen hervorrufen, die als Sulfatreiben oder Zementbazillus bezeichnet werden [Ullmann 1985]. Diese Vorgänge können zur Zerstörung des Betongefüges führen [Neck 1992, BUWAL 1991]. Diese Erkenntnisse führten einerseits zur Entwicklung von Zementen mit höherem Sulfatwiderstand und andererseits zur Begrenzung des Sulfatgehaltes von Abwässern, um den chemischen Angriff auf Betonbauteile in Abwasserreinigungsanlagen zu vermindern [ATV 1987]. Die TFB beurteilt das Angriffsverhalten von Sulfaten als "deutlich" bis "gefährlich".

Auch Sulfide können über die Bildung von Schwefelsäure zum Zementangriff führen [Klose 1980].

In ungünstigen Kombinationen mit anderen Inhaltsstoffen können auch Chloride Zementstein gefährden. So wurde in Langzeitversuchen nachgewiesen, dass die ständige Einwirkung von Tausalzlösungen bei Raumtemperatur die Festigkeit von Beton negativ beeinflussen und zu erheblich stärkerem Quellen führen kann [Maultzsch 1984]. Die TFB beurteilt die Wirkung von Chloriden auf Beton als "schwach schädigend" [TFB 1982].

Der Einsatz von gefährlichen, mittels BFA oder anderen latent hydraulischen Bindemitteln, verfestigten Abfällen als Deponiebaustoff auf Hausmülldeponien ist als besonders kritisch einzustufen (z.B. Hausmülldeponie Wicker). Hier finden über Jahrzehnte vielfältige biologische Abbauprozesse statt, die u.a. saure Sickerwässer hervorrufen können. Durch die Reduzierung des alkalischen Milieus kommt es zu einer langfristigen Freisetzung und Verteilung von Schadstoffen. [vergl. Heindl/Westermann 2001]

### 2.2.5.7 Technologische Randbedingungen

Untersuchungen der MUEG zum Einsatz von Braunkohlenfilteraschen (BFA) zur Befestigung von Verkehrswegen und Verkehrsflächen haben gezeigt, dass Mischungen unter Verwendung von BFA einen längeren Zeitraum zum Abbinden benötigen [Mall/Müller 1999]. So liegen z.B. die Druckfestigkeiten von Frischasche nach etwa 7 Tagen bei  $5 - 6 \text{ N/mm}^2$ , dagegen kommt die gereifte Asche lediglich zu einer Frühfestigkeit von  $2 - 3 \text{ N/mm}^2$ . Für den Verkehr auf der Deponie ist der frühestmögliche Zeitpunkt der Befahrbarkeit dringend zu beachten, um mögliche Risse in der Fahrbahn infolge von Hebungen oder Senkungen zu verhindern. Freifeldversuche haben in diesem Zusammenhang gezeigt, dass der Einbau eines Gemisches aus Rückständen der Abgasreinigung, Flugasche und Zement zur Herstellung einer hydraulisch stabilisierten Tragschicht nur saisonal zu empfehlen ist. Bei Regenwetter und Frost kann der Abbindeprozess verzögert werden, wodurch Quell- und Treiberscheinungen auftreten, die zu Fahrbahnhebungen bzw. -senkungen sowie Rissbildung führen [ABF BOKU o. J.].

### 2.2.6 Probleme beim Nachweis der langfristigen Wirksamkeit

Eine Immobilisierungsmaßnahme, die Langzeitstabilität suggeriert, muss eine vollständige Einschränkung von Schadstofftransporten in Umweltmedien für mittel- und langfristige Zeiträume garantieren. Ein solches Langzeitverhalten nachzuweisen oder auch nur abschätzen zu können, ist mit erheblichen Schwierigkeiten verbunden. Hierzu müssen realistische Annahmen hinsichtlich Art, Intensität und zukünftige Entwicklung bestimmter Umwelteinflüsse getroffen werden. Die nachfolgende Abbildung zeigt die in wechselseitigem Verhältnis zueinander stehenden Wirkmechanismen, die zur Prognose einer langfristig erfolgreichen Immobilisierung herangezogen werden müssen.



Abbildung 2.6 Wechselseitige Beeinflussung von Wirkmechanismen zur Prognose des Langzeitverhaltens

Aufgrund der großen Anzahl an Behandlungsverfahren sowie der möglichen, zu immobilisierenden Schadstoffarten werden die Immobilisierungskonzepte von Genehmigungsbehörden meist zurückhaltend beurteilt. Diese Zurückhaltung bzw. Unsicherheit ist v.a. auf die noch fehlenden bzw. unzureichenden Nachweise zurückzuführen, mit denen eine sogenannte langfristige Schadstoffimmobilisierung bewertet werden kann [vergl. Wilsnack et al. 2002/1]. Betrachtet man den aktuellen rechtlichen Hintergrund, so ist der Nachweis der Beständigkeit des Immobilisats als zentrale Frage anzusehen.

Eluattests sollten die Randbedingungen auf der Deponie möglichst exakt widerspiegeln, um annäherungsweise eine Aussage über die langfristige Wirksamkeit von Verfestigung und Stabilisierung zu ermöglichen. Dabei sieht man sich zwei wesentlichen Problemen gegenüber, die letztendlich nicht lösbar sind:

1. Es ist nur begrenzt möglich, die komplexen Randbedingungen einer Abfalllagerung mit der Wirkung verschiedenster physikalischer, chemischer und biologischer Vorgänge auf das Verfestigungs- oder Stabilisierungsprodukt in Tests nachzustellen.
2. Der Zeitraum eines Tests muss, um eine Handhabbarkeit im täglichen Vollzug zu ermöglichen, so stark eingeschränkt werden, dass fundierte Aussagen über langfristige Zeithorizonte kaum gelingen können.

Es geht folglich nicht um die Frage, ob eine Einbindung gelingt und sich diese mit einem Löslichkeitstest kurzfristig nachweisen lässt. Es müssen vielmehr die langfris-

tig möglichen Umwandlungsprozesse, wie z.B. Luftoxidation oder Kohlendioxidaufnahme berücksichtigt werden.

Aus diesen Gründen ist es auch nicht verwunderlich, wenn die Eluierbarkeit auf der Deponie selbst für kurze Zeiträume nur in den seltensten Fällen durch Eluattests verlässlich vorhergesagt werden konnte. Schon gar nicht können Eluattests wie das Verfahren nach DIN 385414-S4 brauchbare Ergebnisse für den Nachweis der langfristigen Wirksamkeit von Immobilisierungsmethoden liefern. Vielmehr ist davon auszugehen, dass zwischen den Schadstoffgehalten im so gewonnenen Eluat und im Sickerwasser kein mathematischer Zusammenhang besteht [vgl. hierzu Friege et al. 1991, Tobler 1989, Dehoust et al. 1993, Öko-Institut 1986].

Langfristige Stabilität ist nur dann gegeben, wenn die im Stabilisat vorliegenden Mineralphasen mit denen des chemischen Gleichgewichtszustandes identisch sind [vergl. Heindl/Westermann 2001]. Da es sich bei den abgelagerten Abfällen bzw. Immobilisaten jedoch um offene Systeme handelt, die geochemischen Einflüssen ausgesetzt sind und sich Stabilisate langfristig keinen Verwitterungsprozessen unter oberflächennahen Bedingungen entziehen können, kann ein solcher Gleichgewichtszustand über längere Zeiträume nicht existieren.

Deshalb müssen zur Bewertung der langfristigen Wirksamkeit von Immobilisierungsverfahren konkrete Vorgaben für Nachweisverfahren zur Prüfung der Langzeitwirksamkeit der erzeugten Immobilisate erarbeitet werden. Dabei sollte ein gestuftes Verfahren eingeführt werden, bei dem für die Zulassung von Verfahren und exakten „Verfestigungsmenüs“ umfassende Kontrollen und Untersuchungen festgeschrieben werden und zur Kontrolle der Verfestigungsprodukte einzelne Tests aus dem Zulassungsverfahren festgelegt werden. Mit diesen Tests muss geprüft werden, ob die Vorgaben aus dem Zulassungsverfahren im Einzelfall eingehalten werden. [vergl. Öko-Institut 2001]

Bei der Festlegung der Kontrollen und Tests für das Zulassungsverfahren sind insbesondere folgende fachlichen Randbedingungen zu beachten:

- Kurzzeittests alleine reichen nicht aus, um die Langzeitsicherheit zu beweisen. Im Bereich der radioaktiven Abfälle zählen beispielsweise 7-Tage-Tests als Kurzzeittests.
- Es sind Vorgaben für die physikalische (z.B. Festigkeit, Durchlässigkeit, Adsorptionsvermögen) und die chemische (z.B. Neutralisierungskapazität, Austauschkapazität) Immobilisierungsleistung zu definieren und Verfahren zu deren Prüfung vorzugeben.
- Es sind sowohl Eluattests mit den unzerkleinerten Proben, als auch Durchströmungstests mit zerkleinerten Proben durchzuführen. Die Tests mit unzerkleinerten Prüfkörpern (z.B. Diffusionstest der American Nuclear Society (ANS) über 90 Tage) dienen insbesondere zur Beschreibung der Schadstoffdiffusion. Die Tests am zerkleinerten Material lassen den Zustand des Verfestigungspro-

duktes nach der physikalischen Verwitterung nachempfinden und ermöglichen somit einen gewissen Zeitraffereffekt.

- Die Eluattests sind bei verschiedenen Temperaturen durchzuführen. Die Versuchstemperaturen sollen die zu erwartenden Temperaturen sowie die denkbaren Minima und Maxima abbilden.
- Das Auslaugmedium ist, bzw. die Auslaugmedien sind exakt vorzugeben. Dabei ist anzustreben ein oder mehrere Auslaugmedien zu finden, die unabhängig vom zu untersuchenden Abfall geeignet sind. Untersuchungen zeigen, dass durch „geschickte“ Wahl der Auslaugmedien die Werte für die Eluierbarkeit um Faktor 100 verringert oder erhöht werden können [Mostbauer et al. 1995].
- Die Dauer des Versuchs sowie die Menge und Zusammensetzung des Auslaugmediums müssen so festgelegt werden, dass das Auslaugverhalten des Verfestigungsproduktes nach Aufbrauchen der Neutralisierungskapazität erfasst wird. Möglichst sollte der Verlauf des Eluationsverhaltens in Abhängigkeit zum pH-Wert und zur Pufferkapazität bestimmt werden (z.B. TCLP-Test der EPA, pH<sub>stat</sub>-Versuch).
- Das Mengenverhältnis zwischen Verfestigungsprodukt und Auslaugmedium ist exakt vorzugeben.

Durch Frost-Tau-Tests, Ebbe-Flut-Tests, Feldversuche und Langzeitmodellierungen kann ergänzend zu den fest zu definierenden Durchströmungs- und Eluattests versucht werden, die konkrete Deponiesituation zu beschreiben.

Jüngste Versuche, die Mobilisierbarkeit von Schadstoffen in immobilisierten Abfällen in Form einer konzeptionellen Methodik zu beurteilen, gehen aus einem Forschungsvorhaben durch das Sächsische Landesamt für Umwelt und Geologie in Zusammenarbeit mit der Thüringer Landesanstalt für Umwelt hervor [Wilsnack et al. 2002]. Hier wurde anhand der wichtigsten Untersuchungsprogramme, wie z.B. pH-stat-Verfahren, Röntgendiffraktometrie, Schnellkarbonatisierung, etc. der mobilisierte Anteil an Metallkontamination ausgewertet. Die einzelnen Ergebnisse weisen zum Teil erhebliche Schwankungen auf. Es besteht somit ein großer Interpretationsspielraum bzw. Unsicherheitsbereich. Die Autoren kommen ebenfalls zu dem Schluss, dass ein einzelnes Verfahren nicht zielführend sein kann. Um der Vielschichtigkeit der Problemstellung gerecht werden zu können, bedarf es vielmehr einer ausgewogenen Kombination von Prognosekonzepten. Unter den aussagekräftigsten Versuchen werden u.a.

- Maximale Auslaugbarkeit NEN 7341
- Effektiver Diffusionskoeffizient NEN 7345
- Durchströmung in Triaxialzelle und
- Schnellkarbonatisierung

angeführt. Als ungeeignet wird der Trog-Versuch in Anlehnung an DEV S4 gesehen.

### 3 Vergleichende Bewertung der Sicherheitsphilosophie

In diesem Kapitel werden Bergversatz und Immobilisierung im Hinblick auf ihre Grundeigenschaften miteinander verglichen und bewertet.

Zunächst werden die Sicherheitsphilosophien beim Bergversatz und der Immobilisierung beschrieben (Kapitel 3.1). Diese Beschreibung baut wesentlich auf den Verfahrensbeschreibungen in Kapitel 2 auf und stellt die den Verfahren zugrunde liegenden Sicherheitsprinzipien in allgemeiner Form dar.

In Kapitel 3.2 werden die beim späteren Vergleich zugrunde gelegten Kriterien abgeleitet und begründet.

Die Auswahl der für den Vergleich der Sicherheitsphilosophien betrachteten konkretisierten Anwendungen wird in Kapitel 3.3 kurz begründet.

Der eigentliche Vergleich mittels der angewendeten Kriterien aus Kapitel 3.2 erfolgt in Kapitel 3.4.

Die Ergebnisse des Vergleichs sind in Kapitel 3.5 zusammengefasst.

#### 3.1 Charakterisierung von Sicherheitsphilosophien bei Bergversatz und Verwertung immobilisierter Abfälle über Tage

##### 3.1.1 Sicherheitsphilosophie beim Bergversatz

Grundlegend beim Bergversatz mit bergbaufremden Abfällen ist, dass hierbei untertägige Hohlräume verfüllt werden. Dies erfolgt dann, wenn diese untertägigen Hohlräume für die ursprünglichen wirtschaftlichen Zwecke der Rohstoffgewinnung nicht mehr benötigt werden. Ist der Versatz der Hohlräume behördlich angeordnet, weil andernfalls durch Senkungsvorgänge Schäden an der Oberfläche nicht auszuschließen sind, erfolgt die Verfüllung der Hohlräume zwingend. In diesem Fall besteht zur Abwehr einer künftigen Gefährdung lediglich noch die Auswahl, den Versatz mit bergbaufremden Abfällen oder mit anderen Materialien auszuführen. Bei Verwendung von bergbaufremden Abfällen für den Versatz werden zwei Ziele angestrebt:

- Die Wirtschaftlichkeit des Versatzes wird verbessert. Da während des Gewinnungsbetriebs selten ausreichende Rücklagen für den späteren Versatz und den Verschluss der Bergwerke aufgebaut wurden bzw. werden und eine produktionsbegleitende Verfüllung eher selten erfolgt, ist der wirtschaftliche Druck entsprechend erhöht. Dem Aufwand des (nachträglichen) Versatzes steht kein direkter wirtschaftlicher Nutzen gegenüber, die Vermeidung späterer Gefahren macht sich monetarisch weder für private noch für öffentliche Eigentümer bemerkbar. Gegenüber anderen Verfüllmaterialien, deren Einsatz Kosten verursachen würde, haben bergbaufremde Abfälle einen „negativen Wert“ und verbessern die Bilanz.

So heißt es beispielsweise in der Kurzfassung des Langzeitsicherheitsnachweises für die Grube Teutschenthal [Reichenbach/Wermuth 2001]: „Das vollständige Versetzen der Grube gemäß den behördlichen Auflagen würde bei der Verwendung von natürlichen Stoffen – z.B. Haldenmaterial – über 700 Mio. DM aus öffentlichen Mitteln erfordern. Durch den Einsatz der beschriebenen Abfallstoffe (...) werden Erlöse erzielt, die die Beseitigung der altbergbaubedingten Gefährdung grundsätzlich ohne Inanspruchnahme öffentlicher Mittel ermöglichen.“

- Für die zur Verfüllung verwendeten schadstoffbelasteten Materialien (Beispiele: Verbrennungsrückstände, belasteter Aushub) ist ein Verbleib an der Oberfläche auf Dauer nicht sinnvoll. Sofern die Behandlung dieser Abfälle nicht zu unbelasteten Endprodukten führt, ist weder ihre Wiederverwendung noch ihre Deponierung auf Dauer als unproblematisch anzusehen. Mit dem Versatz werden diese dem zugänglichen Bereich entzogen und in unzugängliche Bereiche verlagert. Der Bergversatz stellt somit eine Senke dar, in der Schadstoffe, die sich ansonsten in der Biosphäre anreichern würden, dieser langzeitsicher entzogen werden.

Die Verbringung des Abfalls in den entfernteren Bereich des untertägigen Bergwerks hat für sich betrachtet bereits den Effekt, dass gegenüber der Lagerung an der Oberfläche typische Umwelteffekte verringert oder vermieden werden. So ist z.B. belasteter Erdaushub untertägig weder der Winderosion noch der Verfrachtung über Sickerwässer ausgesetzt, solange das Bergwerk noch betrieben wird. Ein Flächenverbrauch im Sinne langfristiger eingeschränkter Nutzbarkeit, wie er für die obertägige Deponierung schadstoffhaltiger Materialien typisch ist, ist mit dem untertägigen Versatz nicht verbunden. Entsprechend sind durch die Verbringung nach untertage die Belastungspfade zu Menschen oder in Oberflächengewässer zunächst unterbrochen.

Ob diese Unterbrechung der Belastungspfade beim Bergversatz auf Dauer erfolgt, ist Gegenstand der Langzeitsicherheitsbetrachtungen. Grundsätzlich unterscheiden sich dabei zwei Philosophien:

1. der vollständige Einschluss und
2. die Immissionsneutralität.

Der Begriff **vollständiger Einschluss** wird in seiner heutigen Bedeutung seit Ende der achtziger Jahre verwendet [Wilke 1991] [RSU 1990]. Die damit verbundene Idee stammt in ihrem Kern jedoch bereits aus den späten sechziger Jahren, als erstmals technische Maßnahmen zur Verhinderung bzw. zur Reduzierung der Schadstofffreisetzung aus Abfalldeponien gefordert und nach Verabschiedung des Abfallbeseitigungsgesetzes (1972) allmählich umgesetzt worden sind. Heute ist das Prinzip des vollständigen Einschlusses eine wichtige konzeptionelle Grundlage der Abfallentsorgung zur Umsetzung des Konzentrationsprinzips sowie Bestandteil abfallwirtschaftlicher Regelwerke, wie der TA Abfall [TA Abfall 1991], den Anforderungen an die

stoffliche Verwertung von mineralischen Abfällen als Versatz unter Tage [LAB 1996] und der Versatzverordnung [VersatzV 2002].

Beim vollständigen Einschluss ist das Ziel die dauerhafte, unbefristete Umschließung der Schadstoffe. Die eingeschlossenen Schadstoffe sind dabei aufgrund der Eigenschaften der geologischen Formation („Wirtsgestein“, „einschlusswirksamer Gebirgsbereich“), der Abwesenheit bzw. der Unbeweglichkeit von Transportmedien und der Schadstoffrückhaltung auf potentiellen Transportwegen immobil und verbleiben an Ort und Stelle oder im unmittelbaren Nahbereich. Eine Freisetzung von Schadstoffen in das Grundwasser sowie in die belebte Natur kann grundsätzlich nicht erfolgen, da die vorhandenen Barrieren einen Transport vollständig und langfristig unterbinden. Langfristig meint dabei einen praktisch unbegrenzten Betrachtungszeitraum, in jedem Fall jenseits von mehreren Tausenden von Jahren (im allgemeinen wird als Zeithorizont für Langzeitsicherheitsnachweise 10.000 Jahre angesetzt). Der Einschluss muss bei allen Einwirkungsszenarien natürlicher Art, die am Standort des Bergwerks zu erwarten sind, erhalten bleiben und darf auch durch langfristige Veränderungen, denen die technisch erstellten Hohlräume nach ihrem Verschluss weiter ausgesetzt sind, nicht versagen. Künftige, nicht beabsichtigte menschliche Einwirkungen, die eine Schwächung des Einschlusses verursachen können, sollen unwahrscheinlich sein. Die Einhaltung dieser Anforderungen setzt implizit voraus, dass die Untertageanlagen nach Beendigung der Verfüllung dauerhaft und hydraulisch dicht verschlossen werden, was zumindest bei Salzbergwerken in den meisten Fällen ohnehin erforderlich ist, da ohne Verschluss Langzeitschäden zu befürchten sind (Langzeitstabilität, Versalzung von Grundwässern, etc.). Diese Verschlüsse haben den Anforderungen der TA Abfall zu entsprechen, entsprechende Untersuchungen über die Wirksamkeit von Verschlüssen liegen vor [z.B. Sitz et al. 2003].

Als Alternative zum vollständigen Einschluss gilt das Prinzip der **Immissionsneutralität**. Der Begriff „Immissionsneutralität“ hat seine aktuelle abfall- und wasserwirtschaftliche Bedeutung im Zuge der Diskussion über die Ablagerung von Sonderabfällen im Laufe der achtziger Jahre erhalten (insbesondere [Hahn 1985] [Hahn 1987]), und zwar im Zusammenhang mit der Entwicklung fortschrittlicher Strategien zur Reduzierung der zu entsorgenden Abfallmengen und der Verringerung des Gefährdungspotentials der Abfälle. Das damit zum Ausdruck gebrachte Prinzip ist methodischer Hintergrund für die Ableitung grundwasserbezogener Zulassungswerte für die Verwertung von Abfällen [LAGA 1997], grundwasserbezogener Vorsorgewerte der Bodenschutz- und Altlastenverordnung [BBodSchV 1999], Bestandteil der Anforderungen an die stoffliche Verwertung von mineralischen Abfällen als Versatz unter Tage [LAB 1996] sowie der Feststoff- und Eluatgrenzwerte in der Versatzverordnung [VersatzV 2002].

Bei diesem Konzept wird davon ausgegangen, dass ein Kontakt mit aktiven Transportmedien (Grundwasser) vorhanden ist, der Transport von Schadstoffen aber im

Hinblick auf Art, Ausbreitungsgeschwindigkeit und Ausbreitungsumfang begrenzt ist. Im Sinne des Wasserhaushaltes erfolgt bei der Immissionsneutralität keine Verschlechterung der bestehenden Qualität des Grundwassers. Art und Menge der so emittierten Schadstoffe sind bei der Immissionsneutralität so zu begrenzen, dass die dem Grundwasser hinzugefügten Stoffmengen dessen Qualität nicht nachteilig verändern. Dabei kann von der „Rückhaltung“ von Schadstoffen auf Basis von immanenten (d.h. selbsttätigen), nicht aktiv hergestellten Rückhaltemechanismen (Abfallmatrix, Einlagerungsformation) ebenso Kredit genommen werden wie von Verdünnungseffekten. Auch hier kann, abhängig von den hydrologischen Verhältnissen, ein Verschluss hydraulischer „Kurzschlüsse“ zur Begrenzung des Austrags von Schadstoffen von Bedeutung sein.

In der Praxis ist ausschließlich der Versatz in ehemaligen Salzbergwerken als vollständiger Einschluss eingeordnet, sofern für den Standort ein Langzeitsicherheitsnachweis mit festgelegter Tiefe geführt wird. In diesen Fällen existieren keine Schadstoffbegrenzungen für die zu versetzenden Abfälle. Im Falle der Immissionsneutralität gelten Grenzwerte für den Schadstoffgehalt der Abfälle. Ausnahmen zu diesen Begrenzungen sind unter Berücksichtigung des geogenen Gehaltes der entsprechenden Schadstoffe im Nebengestein möglich. Zusätzlich müssen die Eluatiionswerte für das Versatzmaterial dafür festgesetzte Grenzwerte unterschreiten [VersatzV 2002].

### 3.1.2 Sicherheitsphilosophie bei der Immobilisierung

Die Sicherheitsphilosophie der Immobilisierung basiert auf der Überzeugung, dass von einem schadstoffhaltigen Abfall keine Gefahr für Menschen und die Umwelt mehr ausgehen kann, wenn die Beweglichkeit der Schadstoffe in einem Endprodukt auf chemischem oder physikalisch-chemischem Wege in einem bestimmten Umfang verringert ist. Als rein chemische Methoden zur Kontrolle der Mobilität kommen Umwandlungen zu in Wasser unlöslichen Stoffen infrage. Rein chemisch-physikalische Methoden schließen die Abfallbestandteile in einer mechanisch und chemisch stabilen Matrix ein. Die Unterscheidung chemischer und chemisch-physikalischer Effekte ist meist nicht möglich und auch nicht sinnvoll, da beide Effekte parallel eine Rolle spielen.

Neben der Schadstoffmobilität spielt bei diesen Überlegungen zur Sicherheit auch die Verwendung des Endproduktes eine gewisse Rolle. Verwendungen des Endproduktes z.B. für

- den Aufbau von Wandungen, Abdeckungen und Straßen auf bzw. in Deponien, Halden und Tagebauen,
- den Unterbau von Straßen und sonstige Anwendungen im Tiefbau

legen nahe, dass zur Immobilisierung des schadstoffhaltigen Abfalls auch weitere Schutzmechanismen hinzutreten, die Effekte wie die Auslaugung/Auswaschung verringern und ihre Auswirkungen und Bedeutung relativieren. Nur wenige Autoren

gehen jedoch so weit, diesen zusätzlichen Effekten eine Barrierewirkung zuzuschreiben.

Über den Zeithorizont, der bei der Immobilisierung angelegt wird, ist wenig Systematisches zu finden. In der Regel gehen die Betrachtungen über kürzerfristige Zeiträume von wenigen Jahren bis Jahrzehnten nicht hinaus. Langzeitbetrachtungen spielen bei den hier betrachteten Verfahren praktisch keine Rolle. Das Instrumentarium ist für die Betrachtung längerer Zeiträume nicht geeignet. Während die Langzeitentwicklung obertägiger Deponien zunehmend thematisiert wird und erste systematische Ansätze für ein Verständnis der wichtigen Prozesse zu finden sind, spielen diese Überlegungen bei dem Einsatz von immobilisierten Abfällen keine Rolle.

### 3.2 Ableitung von Vergleichskriterien

Um die Unterschiede der Verfahren „Bergversatz“ und „Immobilisierung“ vergleichen zu können, sind Vergleichskriterien erforderlich. Diese Maßstäbe sind an beide Verfahren anzulegen und die Ergebnisse zu vergleichen.

Zu diesem Zweck werden drei Kriterien festgelegt:

1. Anzahl, Art und Zuverlässigkeit von Barrieren (Barrierenqualität),
2. Art, Umfang und Auswirkungen von Einwirkungen (Einwirkungsspektrum),
3. Art, Dauer und Zuverlässigkeit von Prognosen (Prognostizierbarkeit).

#### 3.2.1 Bewertungskriterium Barrieren

Der Vergleich der Barrierenqualität betrachtet, welche Hindernisse das Verfahren einer Verteilung der Schadstoffe in die belebte Umwelt entgegensetzt. Dabei ist zu unterscheiden zwischen vollwertigen Barrieren, d.h. einer vollständigen Rückhaltung, und partiellen Barrieren, die diese Funktion der Rückhaltung nur unter besonderen günstigen Umständen, nur zeitweilig oder nur mit einer teilweisen Zuverlässigkeit und Wirksamkeit haben. Zu berücksichtigen ist dabei ferner, ob betrachtete Barrieren unabhängig voneinander wirksam sind.

Eine Beschränkung des betrachteten Zeitraumes wird hierbei nicht angewendet; der Betrachtungszeitraum für die Wirkungen ist so einzustellen, dass der Zeitraum der maximalen Auswirkungen auf die Umwelt auf jeden Fall mit betrachtet wird. Bei der Bewertung und insbesondere beim Vergleich von Verfahren ist dann aber folgender Effekt zu berücksichtigen: Je besser der Einschluss, desto länger ist der Betrachtungszeitraum zu gestalten, weil die Schadstoffe noch konzentriert vorliegen und das Maximum der Auswirkungen erst sehr viel später bevorsteht. Damit sich dieser Effekt nicht als Nachteil für besonders zuverlässige Einschlussverfahren auswirkt, ist die Zeitbetrachtung beim Vergleich stets mit zu berücksichtigen.

Der Vergleich der Barrierenwirksamkeit soll die verschiedenen typischen Verfahren vergleichen und eine Rangfolge der Zuverlässigkeit angeben. Er muss zu diesem

Zweck quantifiziert werden. Hierzu werden die untersuchten Teilaspekte nach folgenden Kategorien unterschieden:

**keine Barriere:**

Keine Barrierenwirkung vorhanden bzw. Barriere ist weitgehend wirkungslos oder unzuverlässig.

**schwache Barriere:**

Geringe Barrierenwirksamkeit, Barriere steht nur kurzfristig zur Verfügung bzw. Barrierenwirksamkeit ist wahrscheinlich nicht dauerhaft gegeben.

**Teilbarriere:**

Die Barriere steht zur Verfügung, ein Versagen ist aber auf Dauer mit einiger Wahrscheinlichkeit nicht auszuschließen.

**Vollwertige Barriere:**

Barriere steht dauerhaft zur Verfügung und kann allenfalls bei sehr selten zu erwartenden Ereignissen infrage gestellt sein.

Eine insgesamt hohe Wirkung kann nur dem Verfahren zugesprochen werden, das entweder zwei vollwertige Barrieren aufweist oder durch mindestens drei unabhängig von einander wirksamen Barrieren über ein redundantes Barrierensystem verfügt, wenn davon eine Barriere vollwertig ist oder zwei als Teilbarrieren eingestuft werden.

Eine insgesamt mittlere Barrierenwirkung bedingt insgesamt mindestens eine vollständige oder zwei Teil- oder drei schwache Barrieren.

Die Barrierewirkung wird gering eingestuft, wenn eine Teil- oder zwei schwache Barrieren zur Verfügung stehen.

Bei einer schwachen Barriere ist von einer sehr geringen Barrierewirkung auszugehen.

### 3.2.2 Bewertungskriterium Einwirkungsspektrum

Die Vielfalt, mit der verschiedene Einflüsse auf ein Sicherheitssystem einwirken, ist ein wichtiges Kriterium zur Bewertung von dessen Wirksamkeit:

- Bei steigender Vielfalt an Einwirkungsmöglichkeiten nehmen Unwägbarkeiten zu, die zu teilweise unvorhersehbaren Folgen führen können.
- Basiert ein Sicherheitssystem auf Annahmen, die eine fortdauernde aktive Kontrolle erfordern, ist mit der Zeit ein erhöhtes Versagensrisiko bei der Aufrechterhaltung dieser Kontrolle zu veranschlagen.
- Fortdauerndes Handling (Umgang) ist generell mit einem größeren Versagensrisiko verbunden als rein passives Aufbewahren.

- Hängt das Sicherheitsrisiko von einer größeren Anzahl von (Rand-)Bedingungen ab, die gegeben und erhalten sein müssen, ist deren Erhaltung mit größeren Unsicherheiten behaftet als bei einfachen Systemen.
- Allgemein betrachtet ist das Versagensrisiko in denjenigen Bereichen geringer, die bekannter sind und langjähriger Erfahrung zugänglich sind (Erfahrungswissen). Mit langjähriger Erfahrung steigt die Kenntnis über einzuhaltende Bedingungen und sinkt die Wahrscheinlichkeit, unbekannte Mechanismen und Versagensgründe übersehen zu haben.

Insgesamt ist daher bei den verglichenen Verfahren das mögliche Einwirkungsspektrum durch natürliche Entwicklungen und menschliche Einwirkungen auf die sicherheitsbezogenen Eigenschaften zu vergleichen und daraufhin zu bewerten, welche der Verfahren robuster bzw. risikobehafteter sind.

Eine solche Betrachtung kann nur qualitativ erfolgen. Die Reihenfolge der so betrachteten Verfahren ergibt sich daher aus einer Abwägung.

### 3.2.3 Bewertungskriterium Langzeit-Prognostizierbarkeit

Mit der Bewertung der Langzeit-Prognostizierbarkeit soll der Grad an möglichen Unsicherheiten bei der Vorhersage künftiger Eigenschaften der wesentlichen Schutzmechanismen und der Auswirkungen erfasst werden. Die Bewertung erfolgt dabei im wesentlichen nach drei Gesichtspunkten:

- Art und Umfang der Kenntnisbasis,
- Dauer und Intensität von Erfahrungen,
- notwendige Skalierungen.

Bezüglich der **Kenntnisbasis** geht zunächst vor allem in die Einschätzung ein, welche Langzeitbeobachtungen über die relevanten Mechanismen vorliegen. Solche Langzeitbeobachtungen können aus der Naturbeobachtung stammen oder auch technischer Natur sein. Lassen sich aus der Beobachtungsbasis oder aus der technischen Anwendung auf einfache Weise Gesetzmäßigkeiten herleiten, deren Randbedingungen ebenfalls gut bekannt sind, dann handelt es sich um eine zuverlässige Kenntnisbasis. Bestehen die Beobachtungen oder Anwendungen über sehr kurze Zeiträume oder sind die Randbedingungen nicht genauer bekannt, ist die Prognostizierbarkeit entsprechend eingeschränkt. Diese Einschätzung der Verständnistiefe bei Gesetzmäßigkeiten und deren Randbedingungen muss ferner berücksichtigen, ob diese Randbedingungen sensitiv sind oder breit variieren können, ohne dass die Gesetzmäßigkeit selbst infrage gestellt ist. Bei der Bewertung der Kenntnisbasis können auch Analogien (z.B. natürliche Analoga) berücksichtigt werden, soweit die Grenzen der Analogie gut bekannt sind und damit der Grad der Übertragbarkeit auf den vorliegenden Fall einschätzbar ist.

Die **Erfahrung** auf einem Fachgebiet oder einer Anwendung kennzeichnet die Dauer eines Umgangs mit der fraglichen Materie und dessen Intensität. Erfahrungswissen

ergibt sich daraus, indem eine Anwendung unter den verschiedensten Randbedingungen erfolgt und Erfolg bzw. Misserfolg erfahren werden. Während Erfolge bei der Anwendung die Erwartungen bloß bestätigen, sind insbesondere Misserfolge Anlass dafür, die Gründe für das Scheitern zu verstehen und durch Modifikationen der Anwendung auch zu vermeiden. Erfahrung wächst daher insbesondere beim Scheitern und mit der Vielfalt der verschiedenen Anwendungen unter verschiedensten Anwendungsbedingungen.

Notwendige **Skalierungen** sind bei Prognosen nicht zu vermeiden. Skalierungen können von zeitlicher Natur sein (wenn von einer zeitlich begrenzten Beobachtung auf einen jenseits dieser Begrenzung gelegenen Zeitraum geschlossen werden soll), sie können Mengen bzw. Größenordnungen betreffen (wenn vom Labormengenmaßstab oder einer Pilotanwendung auf eine großtechnische Anwendung geschlossen werden soll), oder auch Versuchs- und Randbedingungen (wenn z.B. Versuche nicht mit Originalmaterial sondern mit einem besonders zusammengesetzten Versuchsmaterial erfolgen oder wenn Temperaturen gewählt werden, die von den tatsächlichen Temperaturbedingungen abweichen können). Bei allen Skalierungen besteht grundsätzlich der Einwand, dass jenseits der zugänglichen Skala der Untersuchung unerkannte Mechanismen im Spiel sein können, die sich erst in der „Realität“ zeigen.

Die zu untersuchenden Verfahren sind mit diesem Hintergrund jeweils auf ihre Prognostizierbarkeit zu untersuchen. Die qualitativ festgestellten Eigenschaften der einzelnen Verfahren sind dann, um eine plausible Rangfolge der Verfahren zu erhalten, miteinander zu vergleichen. Eine Quantifizierung ist dabei nicht möglich. Bei der Untersuchung ist es angezeigt, diese nur auf die für die Sicherheit wesentlichen Schritte auszudehnen.

### **3.3 Auswahl von typischen Verfahren für den Vergleich**

Da das Ziel des Vergleichs das Herausarbeiten typischer Unterschiede der beiden grundsätzlichen Alternativen zur Verwertung schadstoffhaltiger mineralischer Abfälle ist, kann und soll er nicht auf der Basis von standortspezifischen Verhältnissen erfolgen. Es werden daher ausgewählte Verfahren und Anwendungen miteinander verglichen, die den meisten realen Fällen am ehesten entsprechen und die im deutschen Raum nennenswert vorkommen. Von der Einbeziehung detaillierter Standortverhältnisse oder von mengenmäßig unbedeutenden Verfahrensalternativen wird dabei abgesehen.

Als typische Fälle werden beim Bergversatz die Wirtsgesteine Salz, Steinkohle und Eisenerz (stellvertretend auch für anderen Bergbau) betrachtet. Bei der Immobilisierung wird eine allgemeine Verwendung des Immobilisats (z.B. im Straßen- oder Landschaftsbau) einerseits und eine Verwertung innerhalb der Abdichtungen einer Deponie betrachtet. Die Auswahl basiert wesentlich auf der aktuellen Mengenbeurteilung.

### 3.4 Vergleichende Bewertung der Sicherheitsphilosophie bei Bergversatz und Immobilisierung

#### 3.4.1 Bewertung im Hinblick auf Art und Wirksamkeit von Barrieren

Der Vergleich der typischen Barriereigenschaften der hier behandelten Verfahren erfolgt anhand eines typischen mineralischen und schadstoffhaltigen Abfalls. Betrachtet werden die verschiedenen Arten der Rückhaltung, die der Verteilung der Schadstoffe in den ökonomischen und ökologischen Kreisläufen (Schutzgütern) entgegengesetzt sind.

Viele der bewerteten Eigenschaften der Barrieren sind vom konkreten Standort und seinen Detailsigenschaften abhängig. Der Bewertung sind daher weitgehend idealtypische Eigenschaften zugrunde gelegt. So ist für den Versatz in Salzbergwerken unterstellt, dass der Langzeitsicherheitsnachweis geführt ist. Für eine über die generellen Aussagen hinausgehende genauere Bewertung eines ganz bestimmten Entsorgungsweges sind die Bewertungen der Barrierequalität eingehender zu differenzieren. Abweichungen können sich im Einzelfall ergeben. Die Angaben sind daher eher als Orientierungswerte zu verstehen, die in der Realität einer gewissen Bandbreite unterliegen.

##### 3.4.1.1 Barrieren beim Bergversatz

Die typischen Barrieren beim Bergversatz sind:

- die Abfallmatrix:  
Bei den Bergversatz-Verfahren (v.a. bei denen mit vollständigem Einschluss) spielen die Abfallmatrix selbst eine geringe bis keine Rolle, da keine besonderen Anstrengungen zur Herstellung und Garantie der Barriewirksamkeit der Matrix unternommen werden.
- das Nahfeld beim vollständigen Einschluss:  
Beim Bergversatz in Salz kann davon ausgegangen werden, dass nach Verfüllung der Einlagerungsstrecken und Hohlräume mittels Verschlussbauwerken hydraulische Sperren errichtet werden. Solche Sperren sind einerseits im Schachtbereich erforderlich, um nach dem Betriebsabschluss einen Zulauf von Grundwasser über die aufgebene Schachtröhre zu unterbinden. Dieser Verschluss ersetzt quasi das wassersperrende Deckgebirge in dem Bereich des Salzlagers, in dem der Schacht errichtet wurde. Andererseits sind Sperren in denjenigen Bereichen des Bergwerks sinnvoll zu errichten, über die ein Lösungstransport erfolgen könnte. Salzlösungen können dabei z.B. von intern gespeicherten Lösungsvorkommen, aus früher mit Abfalllaugen verfüllten Hohlräumen oder aus den zur Verfüllung verwendeten Abfällen (z.B. durch den Bergdruck ausgepresste Restfeuchte aus dem Spülversatz) stammen. Die errichteten hydraulischen Sperren erschweren in der ansonsten lösungsdichten

Gesteinsformation den raschen Durchfluss über die Strecken und wirken dabei auf bestimmte Abfallbestandteile sorbierend.

- das Nahfeld bei Immissionsneutralität:

Beim Bergversatz in anderen Formationen (ehemalige Steinkohlebergwerke, Eisenerzbergwerke, etc.) besteht das Nahfeld aus dem Nebengestein der teilweise oder vollständig ausgebeuteten Formation. Nach der Einstellung der Wasserhaltung füllen sich die verfüllten Räume sowie die offenen, nicht verfüllten Hohlräume (Stollen, Abbaue, etc.) zunehmend mit Wasser (Flutung), wobei hohe Gradienten und Strömungsgeschwindigkeiten auftreten. Sind die Räume mit Wasser gefüllt, ergibt sich abhängig von der gesamten hydrogeologischen Situation im geologischen Umfeld eine nahezu stationäre Situation mit geringen Gradienten und Strömungsgeschwindigkeiten. Insbesondere die klüftigen Oberflächen des Nebengesteins können dabei sorbierend bzw. verzögernd auf den Schadstofftransport wirken. Bezüglich der Mobilität der verschiedenen Schadstoffarten im Nebengestein der ausgebeuteten Formation kann das sich einstellende hydrochemische Milieu entscheidend sein (insbesondere pH-Wert/Pufferwirkung des Nebengesteins, ggfs. Sauerstoffgehalte). Beim Bergversatz in ehemaligen Kohleabbauen trägt das Nahfeld zu einem reduzierenden Umfeld bei, wirkt für einige Schadstoffarten sorbierend und kann organische Restbestandteile gut zurückhalten. Dabei bilden sich aufgrund der kluftbezogenen Durchlässigkeit auch im Nahfeld bevorzugte Fließwege aus, die einer vollständigen Mobilisierung des Gesamtinventars aus den verfüllten Abfällen entgegen stehen. Die hydraulische Sperrwirkung im Nahfeld ist hingegen typisch als recht gering wirksam anzusehen. Ein vollständiger Einschluss der Schadstoffe im Nahfeld, wie er im Salz erfolgt, ist mit den diskutierten Wirkungen nicht verbunden.

- das Wirtsgestein:

Als voll wirksame Barriere sind Wirtsgesteine anzusehen, in denen ausschließlich die Diffusion beim Lösungstransport eine wesentliche Rolle spielen kann. Dies ist bei Salz gegenüber gesättigten Salzlaugen der Fall. Bei diesem Wirtsgestein ist zusätzlich zu berücksichtigen, dass diese durch Konvergenz (selbsttätiges Verschließen von Hohlräumen durch einkriechendes Salz) dazu neigen, verbleibende Hohlräume (z.B. teilverfüllte Einlagerungshohlräume, Strecken, Schächte) nach einiger Zeit (je nach Größe des Hohlraumes und der lokalen Konvergenzrate einige zehn bis 100 Jahre) weitgehend zu verschließen, so dass den Möglichkeiten der Mobilität von Lösungen in der größerräumigen Wirtsgesteinsformation insgesamt entgegengewirkt wird. Diesem Wirtsgestein werden daher vollwertige Barriereigenschaften zugeordnet.

Beim Versatz in ehemaligen Steinkohle- oder Erzbergwerken stellt das Wirtsgestein im allgemeinen keine vollwertige Barriere dar, weil größere Wasserwegsamkeiten vorliegen und sich auch durch technische Maßnahmen nicht kontrollieren oder verschließen lassen. Aufgrund der reinen Mächtigkeit der aufliegen-

den Schichten ist dem Wirtsgestein in diesem Fall dennoch eine geringe Barrierequalität zuzuordnen.

- das Fernfeld:

Die Barrierequalität des Fernfelds ist bei allen Arten des Bergversatzes sehr von den Standortverhältnissen abhängig. Eine höhere Wirksamkeit, als teilweise oder vollwertige Barriere, läge dann vor, wenn etwa großflächige und homogen liegende wasserhemmende Schichten am Standort vorliegen. Als Regel ist jedoch anzusehen, dass das Fernfeld nur aufgrund seiner Mächtigkeit wirksam wird und durch Verzögerung und Verteilung von Schadstoffen oft stark verdünnend, aber nicht grundsätzlich einschließend wirkt. Dem Fernfeld wird daher generell eine geringe Barrierenwirkung zugeordnet.

### 3.4.1.2 Barrieren bei der Immobilisierung

Um die Verwertung immobilisierter Abfälle über Tage mit dem Bergversatz im Hinblick auf Barrieren vergleichen zu können, werden als typische Vertreter der Immobilisierung die Verwertung schadstoffhaltiger Abfälle im Deponiebau („Immobilisierung D“, z.B. für den Bau von Straßen und Wegen oder als Strukturelement auf Deponien, innerhalb der Abdichtungssysteme) und die allgemeine Verwertung des Abfalls nach Immobilisierung („Immobilisierung A“, z.B. zur Verwendung im allgemeinen Straßenbau oder zur Landschaftsgestaltung) herangezogen.

Bei beiden Verfahren stellt die Matrix des verwendeten Endproduktes (Abfall plus Immobilisierungszusatz, vereinfacht als Abfallmatrix bezeichnet) eine entscheidende Barriere dar. Dies ist ein wichtiger Unterschied zum Bergversatz in Salzlagerstätten, bei dem die Abfallmatrix keine wesentliche Rolle spielt. Zur Beurteilung der Barrierequalität sind, um nicht unvergleichbare Maßstäbe an die zu vergleichenden Verfahren anzulegen, Zeiträume von mehreren tausenden Jahren (i.A. werden beim Bergversatz für den Langzeitsicherheitsnachweis 10.000 Jahre zu Grunde gelegt) zu betrachten. Da die Abfallmatrix langfristig betrachtet mechanisch und chemisch umwandelnder bzw. zerstörender Einwirkung ausgesetzt ist, ist ihre zeitliche Zuverlässigkeit/Wirksamkeit in jedem Fall als eingeschränkt zu bewerten. Einwirkungen dieser Art sind z.B. Frosteinwirkung, Einwirkung von sauren Gasen und Kohlendioxid, Sulfateinwirkung, Reparaturen bzw. Neubau, Wiederverwendung des Materials, Umbau/Umlagerung des Materials wegen dringendem Flächenbedarf bzw. anderweitiger Flächennutzung. Diese Einwirkungen sind typisch für die oberflächen-nahe Verwendung des Materials, die Wahrscheinlichkeit für diese Einwirkungen über den betrachteten Zeitraum ist im Unterschied zum Bergversatz als sicher oder hoch wahrscheinlich einzustufen. Dies rechtfertigt eine Einstufung dieser Barriere als nur gering wirksam.

Das Nahfeld ist nur im Falle der Verwendung des Immobilisats auf Deponien zu betrachten. Soweit die Schutzmechanismen gegen die Ausbreitung der Schadstoffe aus der Deponie (z.B. sickерwasserreduzierende Schichten, Sickerwasserfassung und -reinigung, Isolationsschichten) noch als wirksam anzusehen sind, kommt dieses

Nahfeld als Barriere hinzu. Da diese Mechanismen aber als zeitlich begrenzt wirksam anzusehen sind, ist die Wirksamkeit dieser Barriere insbesondere in zeitlicher Hinsicht limitiert.

### 3.4.1.3 Vergleichende Bewertung der Barrieren

Die einzelnen Bewertungen der Untervarianten von Bergversatz und Immobilisierung im Hinblick auf die Barrieren und deren Qualität ist in der Tabelle symbolisch dargestellt zusammengefasst. Die einzelnen Abstufungen „keine“, „geringe“, „teilweise“ und „vollwertige“ Barrierewirkung sind farblich dargestellt.

Tabelle 3.1 Relevante Barriereigenschaften der verschiedenen Behandlungsverfahren und ihrer Varianten

Barriere	Abfallmatrix	Nahfeld	Wirtsgestein	Fernfeld	Wirkung
Bergversatz Salz	*				Hoch
Bergversatz Kohle	*				Mittel
Bergversatz Erz	*				Mittel
Immobilisierung D					Gering
Immobilisierung A					Sehr gering

Erläuterung Barrierewirkung:	keine Barriere	schwach	Teilbarriere	Vollwertig
---------------------------------	----------------	---------	--------------	------------

\* Die Abfallmatrix kann zwar bei der Schadstoffrückhaltung mitwirken, wird jedoch nicht gesondert qualifiziert.

Insgesamt zeigt der Vergleich, dass die Bergversatzverfahren im Hinblick auf die Barriereigenschaften und –qualitäten generell günstiger zu bewerten sind als die betrachteten Immobilisierungsverfahren. Insbesondere weisen sie mehr beteiligte Barrieren aus und sind daher auch als wesentlich robuster im Hinblick auf das denkbare Versagen einzelner Barrieren anzusehen. Die Verfahren zum Bergversatz weisen daher bezüglich der Schutzwirkung erhebliche Vorteile gegenüber Immobilisierungsverfahren auf, dies gilt ganz besonders für Bergwerke die den vollständigen Einschluss gewährleisten können.

### 3.4.2 Bewertung der Verfahren im Hinblick auf das Einwirkungsspektrum

In diesem Kapitel werden die Verfahren daraufhin untersucht, welche Einwirkungsmöglichkeiten zu unterstellen sind, mit welchem Grad an Gewissheit diese auftreten und zu welchen Auswirkungen diese wahrscheinlich führen. Als „Einwirkung“ werden dabei natürliche und künstliche Aktivitäten betrachtet, die zu einer Verteilung von Schadstoffen in der Umwelt oder in genutzte oder potenziell nutzbare Kreisläufe führen. Häufigkeit und Auswirkungen werden verglichen und bewertet.

#### 3.4.2.1 Einwirkungsspektrum beim Bergversatz

Das zu betrachtende Einwirkungsspektrum beim Bergversatz kann sich an die im Rahmen von Langzeitsicherheitsbetrachtungen bei Endlagern für radioaktive Abfälle

angestellten Betrachtungen anlehnen. Die denkbaren Einwirkungen auf die Sicherheit eines solchen Endlagers sind in einer vollständigen Liste zusammengestellt („Features, Events and Processes“) [OECD/NEA 2000]. Das Grundprinzip dieser Liste ist die Zusammenstellung aller Eigenschaften, Ereignisse und Prozesse, die einen Einfluss auf die Langzeitsicherheit haben können.

Die Anwendung dieser Liste kann und soll hier nur auszugsweise erfolgen, da die Anwendung der gesamten Liste in einer abstrahierten, nicht an einem konkreten Standort gebundenen Variante wenig Sinn machen würde. Die Liste wird daher hier auf ausgewählte Einwirkungen allgemeiner Art begrenzt. Beim Bergversatz sind Einwirkungen durch natürliche Vorgänge, bergbaubedingte Veränderungen, Wechselwirkungen des Wirtsgesteins mit den verfüllten Abfällen und durch menschliche Eingriffe zu betrachten. Soweit erforderlich wird dabei zwischen den verschiedenen Wirtsgesteinen unterschieden.

Natürliche Vorgänge sind beim Salz vornehmlich die Konvergenz, d.h. das allmähliche Einfließen des umgebenden Salzes in die vorhandenen Hohlräume, und die damit verbundenen flächigen Absenkungen der Tagesoberfläche. Bei Überschreiten bestimmter Spannungsgrenzen kann dies mit Gebirgsschlägen verbunden sein. Bei anderen Wirtsgesteinen sind flächige Absenkungen durch Setzungen und der Einsturz von Hohlräumen zu betrachten. Ferner ist in diesen Formationen die Auslaugung/Auswaschung durch den Kontakt mit Wässern zu betrachten. In allen Formationen sind geologische Effekte wie Erdbeben oder Vulkanismus, geologisch bedingte Hebungen/Senkungen oder auch Einwirkungen durch Meteoriten zu berücksichtigen. Bei Salz als Wirtsgestein sind zusätzlich Einwirkungen durch im Wirtsgestein gespeicherte Lösungen zu betrachten.

#### 3.4.2.1.1 Bergversatz und Einsturz von Hohlräumen

Untertägige Hohlräume in Bergwerken sind durch den Bergbau verursacht und auf Dauer nur in Hartgesteinen stabil. Bei Salz kommt es durch Konvergenz zu einem Einfließen von Salz in Hohlräume. Kommt es dabei zu großen Verformungen oder brechen stabilisierende Pfeiler, kann es zum plötzlichen Zusammenbruch von Hohlräumen bzw. auch von größeren Feldesteilen kommen. Mittels Bergversatz lassen sich Hohlräume stabilisieren, da durch die Verfüllung der Hohlräume langfristig die Konvergenz und die damit verbundenen lokalen Gebirgsspannungen verringert und begrenzt werden können. Die Integrität der Salzlagerstätte und der umgebenden Schutzschichten wird dadurch verbessert.

Ein Einfluss auf die Langzeitsicherheit kann sich dann ergeben, wenn bei solchen Zusammenbrüchen das Salz vor Auflösung schützende Oberflächengestein in Mitleidenschaft gerät. Dies ist dann der Fall, wenn der Hohlraum sich nahe an der Oberfläche der Salzlagerstätte befindet oder wenn ein größerer Zusammenbruch diese Schutzschicht erreicht und schädigt. Dadurch würden sich Zuflusswege für Süßwasser bilden und eine erhöhte Erosion verursachen. Ob dabei die zur Verfüllung

verwendeten Abfälle erreicht würden, hängt von weiteren Bedingungen ab. Im Rahmen des Langzeitsicherheitsnachweises für das Versatzbergwerk ist daher im Detail nachzuweisen, dass die weitere Evolution der Hohlräume und Abbaue keine Schäden der Salzbarriere verursachen kann (siehe als Beispiele die Langzeitsicherheitsnachweise für die Gruben Teutschenthal [Minkley et al. 2000] und Unterbreizbach [Fulda et al. 1998]).

Bei Bergwerken in anderen Wirtsgesteinen ist im Gefolge der Flutung der Hohlräume mit Setzung zu rechnen. Verlaufen diese Setzungen nicht wie geplant flächig, sondern unter größerflächigen Brucherscheinungen, hat dies lediglich einen Einfluss auf die hydrogeologischen Fließverhältnisse. Da ein Einschluss in solchen geologischen Umgebungen ohnehin nicht realisierbar ist, ergeben sich für die Immissionsneutralität keine wesentlichen Veränderungen.

#### 3.4.2.1.2 Bergversatz und Auslaugung/Auswaschung

Bei Salzlagerstätten ist Auslaugung und Auswaschung auf die Oberfläche der Lagerstätte beschränkt. Die Erosionsrate an der Oberfläche der Salzlagerstätte kann lokal erhöht sein, wenn das schützende Deckgebirge aufgrund von natürlichen oder technischen Einwirkungen gestört ist und ein Austausch zwischen umgebendem Süßwasser und dem Salzgestein möglich ist. Um auf diese Weise nennenswerte Bereiche des Salzlagere abzutragen, sind im Normalfall jedoch extrem lange Zeiträume erforderlich, da die Vorgänge überwiegend diffusionskontrolliert und daher sehr langsam vonstatten gehen. Die zur Verfüllung verwendeten schadstoffhaltigen Materialien werden dabei nicht erreicht, wenn sie in ausreichenden Abständen zur Oberfläche der Salzlagerstätte eingebracht sind. Aus dem historischen Salzbergbau bekannte Fälle von Absaufen müssen hier nicht näher betrachtet werden, da diese meist beim unsachgemäßen Abteufen der Schachanlage, also bei Errichtung des Bergwerkes, auftraten oder durch offen gelassene Schachanlagen verursacht wurden. Beide Ursachen treffen bei einer sachgemäßen Errichtung und Wartung der Schachanlage und einem geeigneten Verschluss des Bergwerkes nicht zu.

Standortspezifisch können bei Salz als Wirtsgestein zusätzlich im Salz gespeicherte Lösungen oder aus dem Deckgebirge in oberflächennahe Hohlräume zutretende Wässer eine Rolle spielen. Im Salz gespeicherte Lösungen stammen aus der Entstehungsgeschichte der Salzlagerstätte. Werden in deren Umgebung Hohlräume erstellt, dann können diese Lösungen aufgrund des Druckunterschieds zwischen Salzgebirge (Bergdruck) und Hohlraum (Luftdruck) in die Hohlräume ausgepresst werden, es entstehen Tropfstellen. Typisches Merkmal für solche gespeicherten Lösungen ist ihr begrenztes Reservoir, so dass die Ergiebigkeit der Tropfstelle im Laufe des jahrzehntelangen Bergbaubetriebs abnimmt. Da diese Lösungen ferner salzgesättigt sind und daher keine Erweiterung der Fließwege durch Lösungsvorgänge verursachen, erhöht sich deren Zulauf mit der Zeit praktisch nicht. Anders sind Zuläufe von Süßwasser aus dem Deckgebirge zu bewerten. Sie kommen z.B. zustande, wenn durch den Salzabbau nahe der Oberfläche des Salzlagere zu geringe Abstände gehalten oder

Schäden am Deckgebirge verursacht werden. Diese Zuläufe sind ursprünglich ungesättigt, können daher Salz lösen und die Fließwege mit der Zeit erweitern. Zuläufe dieser Art können daher mit der Zeit zunehmen und sind während des Betriebs sorgsam zu kontrollieren. Beide Arten Zuläufe sind z.B. mittels Analyse der Lösungszusammensetzung oder mit isopenhydrologischen Analysen zuverlässig unterscheidbar. Stammen Zuläufe aus dem Deckgebirge, wird davon ausgegangen, dass diese mittels technischer Maßnahmen unterbunden oder durch entsprechend langfristig zuverlässige hydraulische Sperren von einem Zulauf in Einlagerungsbereiche ferngehalten werden können. Insgesamt sind daher Auslaugung und Auswaschung beim Bergversatz im Wirtsgestein Salz nicht von relevanter Bedeutung. Ein Kontakt der Schadstoffe mit dem Grundwasser, und damit die Besorgnis einer Beeinträchtigung des Grundwassers, kann ausgeschlossen werden.

Auslaugung/Auswaschung ist bei grundsätzlich wasserdurchlässigen Wirtsgesteinen als natürlicher Vorgang in jedem Fall zu unterstellen. Das Schutzgut Grundwasser ist daher als solches bereits beim Verschluss des Bergwerks und beim Zutritt von Wässern in das Bergwerk, also nach Einstellung der üblichen Wasserhaltung und -reinigung, als lokal beeinträchtigt anzusehen. Entscheidend für die Beurteilung der Auswirkungen ist dann insbesondere die Geschwindigkeit, mit der gelöste Schadstoffe in die belebte Umwelt transportiert werden. Die Fließwege des Wassers selbst sind mit einigen hundert Metern (im ungünstigsten Fall) bzw. mit einigen Kilometern (im günstigen Fall) vom Absolutwert her nicht sehr lang, aber deutlich länger als bei allen obertägigen Verwendungsarten. Deutlich geringer sind auch die Fließgeschwindigkeiten von Grundwässern, die im allgemeinen mit zunehmender Tiefe stagnierende Tendenzen aufweisen. Die Ausbreitung der Schadstoffe erfolgt daher entsprechend langsamer als bei oberflächennaher Lagerung. Bei entsprechend günstiger hydrologischer Situation und Tiefe kann die Transportzeit für das Grundwasser standortabhängig einige Zehntausende bis Hunderttausende Jahre betragen, während die Transportzeit für oberflächennahe Wässer maximal einige 10 Jahre erreichen kann.

#### 3.4.2.1.3 Bergversatz und geologische Effekte

Einwirkungen durch geologische Effekte wie Erdbeben oder Vulkanismus sind beim Bergversatz nur dann relevant, wenn der Standort eine entsprechend erhöhte Gefährdung aufweist. Bei Erdbeben ist zu beachten, dass die Schadenswirkung mit zunehmender Tiefe deutlich abnimmt. Zahlreiche Untersuchungen der Erdbebenschäden bei Tunnelbauten in verschiedenen geologischen Umfeldern zeigen, dass die Auswirkungen von Erdbeben in mehr als hundert Metern Tiefe signifikant geringer sind als Schäden an der Oberfläche, bei gleicher Beschleunigung. Die Unterschiede betragen zwei und mehr Stufen der Wirkungsskala, entsprechend geringer sind die Schäden an untertägigen Hohlräumen und Bauten. Die Schäden konzentrieren sich bei untertägigen Bauten vor allem an geologischen Schwächezonen (Störungen etc.). Die Folgen sind hier vor allem räumliche Verschiebungen und höhere Durchlässig-

keiten der Schwächezonen. Vergleichbare Schwächezonen bei Salzbergwerken wären Abbaue in der Nähe zur Oberfläche der Lagerstätte. Schäden bei Hohlräumen in der Nähe zur Oberfläche der Lagerstätte sind ohnehin in die Langzeitsicherheitsüberlegungen einzustellen und entsprechend abzusichern (siehe oben), daher ergeben sich hieraus keine besonderen Nachteile für den Bergversatz in Salzformationen und diese Ereignisart ist abgedeckt. Bei Kohle- oder Erzbergwerken ergibt sich aufgrund der ohnehin meist vorhandenen hohen Durchlässigkeit des Gebirges für Wässer keine Einwirkung durch Erdbeben, die als besonders nachteilig in die Vergleichsbetrachtung einzustellen wäre. In beobachteten Sonderfällen können sich die hydrogeologischen Fließverhältnisse nach Erdbeben so drastisch verändern, dass Quellen und Bäche plötzlich zeitweise versiegen und untertägige Hohlräume auffüllen. Nach einiger Zeit stellen sich meist die ursprünglichen Fließverhältnisse wieder her.

Auch für geologische Einwirkungen wie Vulkanismus ergeben sich weder für Salz- noch für andere Bergwerke besonders zu betrachtende Besonderheiten.

#### 3.4.2.1.4 Bergversatz und flächige Hebungen und Senkungen

Hohe geologisch bedingte Hebungsraten eines Gebiets führen nach langen Zeiträumen dazu, dass ursprünglich tief gelegene Bergwerke zunehmend geringere Deckschichten aufweisen und schließlich freigelegt werden können. Die Zeiträume, in denen sich solche Vertikalbewegungen abspielen, liegen in Größenordnungen von Millionen Jahren und mehr, bei sehr hohen Hebungsraten von 1 mm/a und mehr auch kürzer. Bei nur geringer überdeckten Bergwerken (z.B. bei Tiefen von weniger als 50 m) sollte dies einen generellen Ausschlussgrund für Bergversatz darstellen, da dann mit tiefgreifenden Einwirkungen, wie sie bei Eiszeiten vorkommen, zu rechnen ist. Die Zeiträume, die hierbei eine Rolle spielen, liegen aber im Bereich von 10.000 und mehr Jahren und bleiben damit immer noch wesentlich oberhalb der gleichen Effekte auf oberflächennahen Deponien oder Ablagerungen.

Für die Langzeitsicherheit von tiefen Salzlagerstätten zusätzlich relevant ist die Hebung, denen die Lagerstätte aufgrund ihrer geringeren Dichte gegenüber den sie umgebenden Formationen ausgesetzt ist. Bei Eiszeiten mit größerer Überdeckung des Geländes kann die Aufstiegsrate des Salzes erhöht sein, verbunden mit einer verstärkten Erosion im oberen Lagerstättenbereich. Auch bei diesem Effekt, der in den Langzeitsicherheitsbetrachtungen zu berücksichtigen ist, geht es um Zeiträume jenseits von 10.000 Jahren. Bei ausreichender Tiefenlage des Bergwerks ist dann selbst bei erheblicher Erosion im oberen Lagerstättenbereich keine Freilegung der verfüllten Bereiche zu erwarten, sofern diese in größerer Tiefenlage eingebracht sind.

#### 3.4.2.1.5 Bergversatz und Einwirkungen durch Meteoriten

Die Einwirkung durch Meteoriten gehört zu den wenig wahrscheinlichen Ereignissen und ist von daher für den hier angestellten Vergleich nicht relevant. Bemerkenswert ist lediglich, dass bei ausreichender Tiefe der Einlagerung (z.B. 500 m) selbst solche

schwerwiegenden Einwirkungen mit einiger Wahrscheinlichkeit nicht zu einer Freisetzung führen, da die Eindringtiefe auch großer Meteoriten geringer ist.

#### 3.4.2.1.6 Bergversatz und Wechselwirkungen mit dem Wirtsgestein

Wechselwirkungen zwischen dem eingebrachten Bergversatz und dem Wirtsgestein Salz sind denkbar. Z.B. wird mit dem Versatz Restfeuchtigkeit in die Hohlräume eingebracht, beim Spülversatz ist die Restfeuchte deutlich erhöht. Die Einwirkungstiefe solcher Wechselwirkungen ist jedoch sehr begrenzt. Er erstreckt sich im wesentlichen auf die Auflockerungszone, die durch die Hohlraumerstellung entstanden ist (Mikrorisse, je nach Auffahrtechnologie). Im ungünstigsten Fall kann diese Einwirkung einige wenige Meter Tiefe erreichen. Gegenüber der in der im Anhang der Versatzverordnung geforderten Mächtigkeit [VersatzV 2002] ist diese Einwirkung vernachlässigbar.

Bei anderen Wirtsgesteinen sind aufgrund der höheren Durchlässigkeit tiefere Einwirkungen denkbar. Aber auch hier ist das Nebengestein von großer Mächtigkeit. Von daher können solche Effekte auch hier vernachlässigt werden.

#### 3.4.2.1.7 Bergversatz und Gasbildung

Von größerer Bedeutung für den langfristigen Einschluss in Salz kann die Bildung von Gasen sein. Gase bilden sich aus Abfallinhaltsstoffen sowohl auf raschem Weg (Reaktion sehr unedler Metalle mit Wasser) als auch auf sehr langsamem Weg (Reaktion unedler Metalle mit Wasser, biologischer Abbau von Restorganik). Von Bedeutung für die Langzeitsicherheit ist die langsame Bildung von Gasen, die nach dem Verschluss des Bergwerks zu einem Druckaufbau im Gebirge führen kann, da das Wirtsgestein Salz nur äußerst gering gasdurchlässig ist. Der Druckaufbau kann den Bergdruck übersteigen und im Extremfall zu Crackerscheinungen im Gebirge führen. In durchlässigeren Wirtsgesteinen ist ein solcher Druckaufbau nicht möglich, da ausreichend Wege zur langsamen Entspannung zur Verfügung stehen.

Bei der Bewertung der Langzeitsicherheit von Salzbergwerken sind diese Effekte zu untersuchen und es ist nachzuweisen, dass die Gasbildung auch unter ungünstigen Bedingungen nicht zur Überschreitung des Bergdrucks führen kann. Erforderlichenfalls sind hierfür passiv wirkende technische Maßnahmen zur Beherrschung vorzusehen.

#### 3.4.2.1.8 Bergversatz und Einwirkungen durch Menschen

Einwirkungen durch Menschen, die zu einer Schwächung des Einschlusses oder zum Versagen führen können, sind nach beabsichtigten und unbeabsichtigten Eingriffen zu unterscheiden. Bei beabsichtigten Eingriffen kann Kenntnis der Verhältnisse vor Ort unterstellt werden, hier übernimmt der Eingreifer auch die Verantwortung für den ordnungsgemäßen Verschluss nach Abschluss seines Eingriffes. Bei unbeabsichtigten Eingriffen wird eine Kenntnis der Verhältnisse vor Ort nicht unterstellt (z.B. Verlust des Wissens um die Verhältnisse nach langen Zeiträumen). Da Erkun-

dungsarbeiten in den relevanten Tiefen aufwändig sind, kann, anders als in weniger aufwändigen Fällen, davon ausgegangen werden, dass vor solchen Tätigkeiten umfangreiche Recherchen durchgeführt werden und das noch verfügbare Wissen intensiver durchsucht wird. Dennoch muss nach sehr langen Zeiträumen unterstellt werden, dass die Tradierung des Wissens nicht mehr erfolgt.

Die Intention bei unbeabsichtigten Eingriffen kann Rohstofferkundung und -gewinnung sein, z.B. von Salz oder Erdgas. Die Wahrscheinlichkeit menschlicher Eingriffe ist jedoch auch nach langen Zeiträumen gering, da für diese Zwecke im deutschen Raum eine Vielzahl von Salzlagerstätten infrage kommen [Herrmann 1983]. Hinzu kommt, dass die bloße Erkundung der Salzlagerstätte oder die Gewinnung von unter dem Salz liegenden Erdgasvorkommen als solche nicht zwangsläufig zur Schwächung der Barriere führen müssen. Wahrscheinlicher ist, dass Erkundungs- und Gewinnungsbohrungen wieder verschlossen werden und die Barriere nicht geschwächt wird. Ist der Verschluss nicht der Fall, dann ist über Lösungsvorgänge zunächst ein Austrag von Salz zu erwarten. Ob bei Nichtverfüllung dieser Austrag von Salz bis an Verfüllungsbereiche heranreicht, ist von einer Vielzahl an Parametern abhängig und allenfalls anhand von Szenarien abschätzbar. Insgesamt ist ein Austrag von Schadstoffen selbst in einem solchen Fall wenig wahrscheinlich. Wahrscheinlicher ist, dass der Austrag von Salz durch Nachfall (untertägiger Einsturz von Material über erodierten Hohlräumen) bzw. Ablagerung von Sedimenten (Gips, tonige Sedimente, etc.) mit der Zeit nachlässt.

### 3.4.2.1.9 Gesamtes Einwirkungsspektrum beim Bergversatz

Die diskutierten Einwirkungen und ihre Bewertung sind in Tabelle 3.2 zusammengestellt. Die Darstellung erfolgt nach Salz und anderen Wirtsgesteinen getrennt.

Tabelle 3.2 Relevantes Einwirkungsspektrum beim Bergversatz in Salz

Einwirkungsart	Szenario	Wahrscheinlichkeit	Auswirkungen
Natürliche Einwirkungen	Einsturz von Hohlräumen mit Schädigung Schutzschichten	Sehr gering	Beherrschbar
	Auslaugung, Auswaschung	Sehr gering	Praktisch keine
	Geologische Effekte (Hebung/Senkung, Erdbeben, etc.)	Sehr gering	Praktisch keine
	Katastrophale Effekte (Meteoriteneinschlag)	Sehr gering	Praktisch keine
Einwirkungen durch die versetzten Abfälle	Wechselwirkungen mit dem Wirtsgestein	Sicher	Keine
	Gasbildung	Sicher	Beherrschbar
Menschliche Einwirkungen	Erkundung, Rohstoffgewinnung	Gering	Wahrscheinlich keine

Insgesamt ergeben sich beim Bergversatz in Salz eine Reihe von wenig wahrscheinlichen natürlichen Einwirkungen mit praktisch keinen Auswirkungen, Einwirkungen durch die versetzten Abfälle mit keinen Auswirkungen und gering wahrscheinliche Einwirkungen durch unbeabsichtigte künftige menschliche Aktivitäten mit wahrscheinlich keinen Auswirkungen. Insgesamt ist daher das zu veranschlagende Einwirkungsspektrum mit Auswirkungen auf die Sicherheit und den Einschluss von wenig wahrscheinlichen und mit geringen Auswirkungen verbundenen Einwirkungen gekennzeichnet.

Tabelle 3.3 Relevantes Einwirkungsspektrum beim Bergversatz in Steinkohle und anderen Wirtsgesteinen

Einwirkungsart	Szenario	Wahrscheinlichkeit	Auswirkungen
Natürliche Einwirkungen	Auslaugung, Auswaschung	Sicher	Nahwirkung hoch, Fernwirkung gering
	Geologische Effekte (Hebung/Senkung, Erdbeben, etc.)	Sehr gering	Praktisch keine
	Katastrophale Effekte (Meteoriteneinschlag)	Sehr gering	Praktisch keine
Einwirkungen durch die versetzten Abfälle	Wechselwirkungen mit dem Wirtsgestein	Hoch	Keine
	Gasbildung	Hoch	Keine
Menschliche Einwirkungen	Erkundung, Rohstoffgewinnung	Gering	Keine

Insgesamt ergibt sich für den Bergversatz in anderen Wirtsgesteinen, dass abgesehen von der natürlichen Entwicklung der Auslaugung und Auswaschung von Schadstoffen andere Einwirkungen nur mit geringen und sehr geringen Wahrscheinlichkeiten und keinen zusätzlichen Auswirkungen zu erwarten sind. Für die Auslaugung und Auswaschung von Schadstoffen ist nach den Ergebnissen einer vorliegenden Analyse mit großen Auswirkungen im Nahbereich (tiefe Grundwässer) und geringen Auswirkungen im Fernbereich (genutzte und potentiell nutzbare Ressourcen) zu rechnen.

### 3.4.2.2 Einwirkungsspektrum beim Immobilisat

Auch bei den Immobilisierungsverfahren kann das Einwirkungsspektrum nach natürlichen Einwirkungen, Einwirkungen durch Wechselwirkungen mit Abfallbestandteilen und menschlichen Einwirkungen differenziert werden.

#### 3.4.2.2.1 Immobilisat und Auslaugung/Auswaschung

Bei Immobilisaten ist von der Verwendung her davon auszugehen, dass sie im allgemeinen an der Erdoberfläche oder nur mit einer geringen Überdeckung von maximal wenigen Metern den Einwirkungen durch Niederschläge direkt oder über Sickerwässer ausgesetzt sind. Gleichzeitig sind die Materialien erheblichen zusätzlichen Materialbelastungen durch Temperaturwechsel ausgesetzt. Je nach Anwendung

kommen biologische Einwirkungen hinzu. Die dadurch ausgelösten Alterungsvorgänge wurden bereits in Kapitel 2 diskutiert. Es ist demnach davon auszugehen, dass

- die Carbonatisierung im Zeitraum von einigen Jahrzehnten,
- Temperaturwechseleffekte ebenfalls nach einigen Jahrzehnten,
- Auswaschung durch Niederschläge im Laufe von Jahrzehnten bis Jahrhunderten

zu einer Verwitterung der Materialien führen, in deren Verlauf die ursprünglich eingeschlossenen Schadstoffe freigesetzt werden.

Da die Materialien im allgemeinen nicht auf entsprechend langlebigen Einsatzgebieten eingesetzt werden (z.B. Haus- und Gebäudebau, da hierbei besondere Anforderungen an die Qualität des Materials gestellt werden), unterliegen sie über Zeiträume von mehreren Jahrzehnten mit einiger Wahrscheinlichkeit einem oder mehreren Rezyklierungsvorgängen. Daher ist mit einer konzentrierten Freisetzung durch Auswaschung und Auslaugung nicht zu rechnen. Die Abgabe und Verteilung der Schadstoffe erfolgt daher über die genannten Zeiträume eher diffus, indem diese über weitere im Materialkreislauf befindliche Mengen verdünnt und verteilt werden.

Es ist bekannt, dass diffus verteilt vorliegende Schadstoffe auf einigen Pfaden aufkonzentriert werden können. Aufgrund der langfristig (im Verlauf von Jahrzehnten bis Jahrhunderten) ablaufenden Vorgänge nehmen diese Auswirkungen allerdings eher die Form einer steigenden „Hintergrundbelastung“ bestimmter Materialströme an. Erscheint diese Grundbelastung von Materialströmen später als inakzeptabel, dann ist die Verteilung allerdings bereits so weit fortgeschritten, dass an eine erneute Separierung und an erneuten Einschluss kaum mehr zu denken ist. Die Auswirkungen sind daher als weitgehend irreversibel zu bezeichnen.

#### 3.4.2.2.2 Immobilisat und Wechselwirkungen mit Abfallbestandteilen

Abfälle sind nahezu ausnahmslos Vielstoffgemische, mit typischen abfallspezifischen Anteilen. Ihre Zusammensetzung weist darüber hinaus in gewissen Grenzen schwankende Anteile aus. Typisch für viele Abfallarten, je nach Herkunft und Prozess in unterschiedlichem Maß, ist ferner ihre Inhomogenität. Es wäre unrealistisch, wollte man für ein solches wechselndes Stoffgemisch ideale Immobilisierungsbedingungen festlegen und in der Praxis einhalten. Theoretisch kann man ideale Bedingungen für einige wenige Stoffanteile erreichen und den Einfluss (bekannter) störender Bestandteile so kontrollieren, dass die Auswirkungen begrenzt werden. Dennoch stellt jede Immobilisierung einen Kompromiss zwischen einander oft diametral widersprechenden Anforderungen dar.

So liegen seit einigen Jahrzehnten Erfahrungen mit der Zementierung von Abfällen vor. Die Erfahrungen damit sind sehr unterschiedlich. Viele ursprünglich aussichtsreiche Versuche wurden deshalb wieder aufgegeben, weil es aufgrund von nicht vorhergesehenen Wechselwirkungen zu Störungen im Herstellungsprozess oder bei der längerfristigen Verwendung des Produktes oder dessen Lagerung kam. Störgrößen

wie Sulfat (Ettringit-Bildung), Chlorid (Störungen der Matrix), Borat (Störung der Matrix), Organik (chemisch-biologischer Abbau) oder Metalle (Gasbildung) wurden aus Erfahrungen erkannt. In Lehrbüchern über die Herstellung von Beton nimmt die Vermeidung solcher und ähnlicher unerwünschter Nebenwirkungen breiten Raum ein.

Typisch für diese Erfahrungen ist auch, dass die Wechselwirkungen erst nach längerer Zeit der Einwirkung erkannt wurden, da es sich dabei nicht um rasch ablaufende Vorgänge mit sinnfälligen Erscheinungen handelt. Entsprechende Alterung und Langzeitbeobachtung des Produktverhaltens unter realistischen Umweltbedingungen ist aber sowohl in der industriellen Praxis der Immobilisierung als auch bei den inhomogenen und schwankenden Abfallzusammensetzungen eine nicht einhaltbare Forderung. Da weder die traditionellen Kennzahlen der Festigkeit noch der an frischem Immobilisierungsprodukt vorgenommene Auslaugungsversuch über die Einschlussqualität der Schadstoffe eine längerfristig zuverlässige Aussage ermöglichen, kann von einem verlässlichen Endprodukt mit garantierten Langzeiteigenschaften kaum die Rede sein.

#### 3.4.2.2.3 Immobilisat und menschliche Einwirkungen

Die Verwendung von Immobilisaten erfolgt oberflächennah und unterliegt daher einer Vielzahl von Möglichkeiten für menschliche Einwirkungen mit Einfluss auf den „Einschluss“ der Schadstoffe. In einem Land mit hoher Besiedlungsdichte kann längerfristig (einige hundert Jahre) mit einiger Sicherheit davon ausgegangen werden, dass solche Materialien verlagert, sonst gehandhabt oder wiederverwendet werden. Bei trivialen Anwendungen wie im Straßenbau oder in der Landschaftsgestaltung kann davon ausgegangen werden, dass die Kenntnisse über die Eigenschaften des so gehandhabten Materials bereits nach einigen Jahren nicht mehr vorliegen und in Entscheidungen über den weiteren Verbleib des Materials nicht mehr eingehen.

Bei der Verwendung im Deponiebau ergibt sich im Vergleich zur Landschaftsgestaltung der Effekt, dass der Verbleib des Immobilisats an den Verbleib der Deponie selbst gekoppelt ist. Je nach dem, ob die Umweltauswirkungen der Deponie auf Dauer künftig als akzeptabel bewertet werden, kann von einem Verbleib auch des verwendeten Immobilisats ausgegangen werden. Über lange Zeiten ist in dichter besiedelten Gebieten aber auch nicht auszuschließen, dass es z.B. zu einer anderweitigen Nutzung des Deponiegeländes kommt, weil diese z.B. der Expansion einer Siedlung entgegensteht. Es muss daher davon ausgegangen werden, dass auch bei dieser Verwendung eine gewisse Wahrscheinlichkeit dafür besteht, dass das Material anderweitig in Nutzungskreisläufe gerät.

#### 3.4.2.2.4 Gesamtes Einwirkungsspektrum beim Immobilisat

Das relevante Einwirkungsspektrum beim Immobilisat ist in Tabelle 3.4 zusammenfassend dargestellt.

Tabelle 3.4 Relevantes Einwirkungsspektrum beim Immobilisat

Einwirkungsart	Szenario	Wahrscheinlichkeit	Auswirkungen
Natürliche Einwirkungen	Auslaugung, Auswaschung	Sicher	diffuse und irreversible Schadstoffverteilung in Umwelt und Materialkreisläufen
Einwirkungen durch die Abfälle	Wechselwirkungen mit der Matrix	Hoch	Beschleunigte Verwitterung und Schadstoffverteilung
Menschliche Einwirkungen	Handhabung, Umgang, Wiederverwendung	Hoch	Schadstoffverteilung in Umwelt und Materialkreisläufen
	Rückbau Deponie, Verwendung der Deponiefläche	Wahrscheinlich bis wenig wahrscheinlich	Schadstoffverteilung in Materialkreisläufen

Insgesamt ist das Einwirkungsspektrum beim Immobilisat vielfältig und mit hohen Wahrscheinlichkeiten verbunden. Bei einem Betrachtungszeitraum von nur einigen hundert Jahren sind die Auswirkungen generell die diffuse Verteilung von Schadstoffen in Umwelt und Materialkreisläufen. Die Immobilisierung bewirkt daher gegenüber einer sofortigen Verteilung in der Umwelt oder in Materialkreisläufen lediglich eine gewisse Verzögerung und eine Vermeidung von Spitzenbelastungen. Da eine Rückführung der Schadstoffe in eine konzentriertere Form nach der Immobilisierung nicht mehr praktikabel ist, ist die Entscheidung als irreversibel einzustufen. Die Verwendung von Immobilisaten auf Deponien weist gegenüber der allgemeinen Verwendung eine etwas höhere Schutzwirkung auf, ein langfristiger Einschluss ist damit aber nicht gewährleistet.

### 3.4.2.3 Vergleich des Einwirkungsspektrums bei Bergversatz und Immobilisat

Die folgenden Unterschiede im Einwirkungsspektrum sind wesentlich:

- Im Bergversatz verwendete schadstoffhaltige Abfälle sind dem intensiv genutzten oberflächennahen Bereich und seinen typischen natürlichen sowie durch Menschen bedingten Einwirkungen entzogen. Dies ist beim Immobilisat nicht der Fall, entsprechende Einflüsse auf Umwelt und Materialkreisläufe sind hier wahrscheinlich.
- Die Dauerhaftigkeit der Rückhaltung von Schadstoffen ist bei Bergversatz in Salz als sehr lang, bei Bergversatz in anderen Gesteinen als lang einzuordnen. Bei der obertägigen Verwertung von Immobilisat beträgt der Zeitraum bis zur Verteilung in der Umwelt maximal einige hundert Jahre, in ansonsten nicht belastete Materialkreisläufe maximal einige zehn Jahre.
- Die Wahrscheinlichkeiten der Einwirkungen mit Einfluss auf die Schadstofffreisetzung und -verteilung sind beim Bergversatz generell gering, bei Salz als sehr gering einzuordnen. Beim Immobilisat sind diese Wahrscheinlich-

keiten durchweg als hoch bis sehr hoch einzuordnen. Lediglich die Verwendung des Immobilisats auf Deponien weist eine etwas geringere Wahrscheinlichkeit auf, die jedoch bei weitem nicht an die Verfahren zum Bergversatz heranreichen.

- Die Auswirkungen von natürlichen Entwicklungen, von den Abfällen ausgehenden Wirkungen und von menschlichen Einflüssen sind beim Bergversatz in Salz praktisch vernachlässigbar, beim Bergversatz in anderen Wirtsgesteinen auf den Nahbereich und auf sehr lange Zeiträume begrenzt. Beim Immobilisat ist generell die verzögerte Freisetzung der Schadstoffe in die Umwelt und die Materialkreisläufe zu erwarten.

In Zusammenführung dieser Aspekte ergibt sich folgende Rangfolge der betrachteten Verfahren (Verfahren mit niedrigeren Wahrscheinlichkeiten und geringeren Auswirkungen zuerst):

1. Bergversatz in Salz
2. Bergversatz in anderen Wirtsgesteinen
3. Immobilisat bei Verwendung in Deponien
4. Immobilisat bei allgemeiner Verwendung

### 3.4.3 Bewertung der Verfahren nach der Langzeit-Prognostizierbarkeit

In diesem Kapitel werden die ausgewählten Verfahren auf ihre Eigenschaften hinsichtlich der Prognostizierbarkeit untersucht, bewertet und schließlich miteinander verglichen. Die Bewertung erfolgt anhand der in Kapitel 3.1 näher beschriebenen Bewertungskriterien.

Die Identifizierung und Auswahl der für die Sicherheit wichtigen Schritte der einzelnen Verfahren erfolgt in Kapitel 3.4.3.1, die eigentliche Bewertung in Kapitel 3.4.3.2. In Kapitel 3.4.3.3 sind die Untersuchungsergebnisse übersichtlich zusammengestellt, sie werden dann verglichen.

#### 3.4.3.1 Identifizierung der relevanten Schritte

Relevante Schritte der einzelnen Verfahren sind solche mit entscheidendem Einfluss auf die Sicherheit des Gesamtprozesses.

Bei Verfahren mit vollständigem Einschluss (Bergversatz in Salz) sind dies alle Effekte, die die Funktionsfähigkeit des Einschlusses infrage stellen könnten. Ereignisse, Effekte und Eigenschaften ohne Einfluss auf diesen Einschluss sind nicht entscheidend. Sie können daher für die hier vorzunehmende Untersuchung vernachlässigt werden. Beim Bergversatz in Salz sind daher die folgenden Aspekte genauer zu untersuchen:

- Langzeitentwicklung der Salzlagerstätte: Der Einschluss erfolgt durch das Salzgestein. Dieses ist an sich gesehen wasserlöslich. Der Einschluss basiert

demnach darauf, dass die Schutzschichten die Salzlagerstätte dauerhaft einhüllen. Die geologische Langzeitentwicklung von Salzlagerstätten und deren Schutzschichten ist daher eine entscheidende Größe.

- Hohlraumkonvergenz: Geschwindigkeit und Verlauf der Konvergenz der Hohlräume entscheiden darüber, ob die Lagerstätte und ihre Schutzschichten bei den durch den Bergbau verursachten Veränderungen unter Beibehaltung des Einschlusses verläuft.
- Gasentwicklung: Die aus Abfällen erzeugten Gasmengen können im ungünstigsten Fall zu einem Verlust der Integrität des Einschlusses führen.

Diese drei genannten Aspekte sind daher beim Bergversatz in Salz auf ihre Prognostizierbarkeit hin zu untersuchen.

Beim Bergversatz in anderen Gesteinen, der nach dem Prinzip der Immissionsneutralität erfolgt, sind drei Effekte für die Auswirkungen entscheidend:

- Mobilisierbarkeit der Schadstoffe aus dem Abfall: Die Mobilisierbarkeit der Schadstoffe ist die entscheidende Größe dafür, welche Abfälle mit welchen Schadstoffgehalten als Versatzmaterial zulässig sind. Sie entscheidet letztlich darüber, welches Gesamtinventar an Schadstoffen nach Abschluss der Verfüllung in dem betreffenden Bergwerk zulässig und zu erwarten ist.
- Nahfeldrückhaltung der Schadstoffe: Diese Größe entscheidet darüber, mit welcher Geschwindigkeit sich Schadstoffe mit dem Grundwasser ausbreiten können, welche Anteile im Nebengestein reversibel oder irreversibel fixiert werden und welche Art und Spitzenbelastung an Schadstoffen in Grundwässern außerhalb des Wirtsgesteins gelangen können.
- Ausbreitungsgeschwindigkeit der Wässer im Nahbereich: Diese Größe bestimmt einerseits den Austrag an Schadstoffen aus dem Nahbereich mit, andererseits ist die Zusammensetzung dieser Wässer entscheidend für die Einhaltung der Anforderungen an die Immissionsneutralität. Sie ist außerdem hinsichtlich von Verdünnungseffekten eine wichtige Größe.

Diese Aspekte sind hinsichtlich der Prognostizierbarkeit zu bewerten. Wesentliche Unterschiede zwischen den verschiedenen Wirtsgesteinen sind auf der hier zu untersuchenden allgemeinen Ebene nicht erkennbar.

Beim Immobilisat ergibt sich unabhängig von dessen weiterer Verwendung die Mobilisierung von Schadstoffen aus dem Produkt als eine wichtige Größe. Diese bestimmt über die Zulässigkeit des Verfahrens für die Immobilisierung, die relevanten Schadstoffinventare und über deren Eindringen in Kreisläufe. Je nach Verwendung ist bei allgemeiner Verwendung auch der Materialverbleib bzw. bei Verwendung als Baumaterial auf Deponien die Langzeitentwicklung der Deponie als relevanter Schritt zu untersuchen.

### 3.4.3.2 Darstellung und Bewertung der Kenntnis- und Erfahrungsbasis

#### 3.4.3.2.1 Bergversatz in Salz

Über die Langzeitentwicklung von Salzlagerstätten liegen umfangreiche Kenntnisse vor. Ausgehend von der intensiven Nutzung von Salzlagerstätten als Gewinnungsbergwerke für Steinsalz und Kali seit über 100 Jahren sind die Kenntnisse über die Entstehung, den Aufbau, die Stabilitätsverhältnisse und das Langzeitverhalten von Salzlagerstätten als umfangreich einzuordnen. Dabei ergänzen sich nationale und internationale Erfahrungen, da die Nutzung in anderen Industrieländern einen ähnlich langfristigen und intensiven Charakter hat (als ältere Zusammenstellung der internationalen Aspekte siehe [Herrmann 1983]).

Die Existenz von Salzlagerstätten über Millionen Jahre weist bereits auf ihre Stabilität hin. Die Gründe für diese Stabilität und die dafür verantwortlichen Randbedingungen sind nicht zuletzt aus den Erfahrungen des Bergbaus heraus gut verstanden. Da die Entstehung und die vergangenen Veränderungen an Lagerstätten sich in ihrer Innenstruktur erkennbar abgebildet haben und der Erkundung zugänglich sind, lassen sich Richtung und Ausmaß der zu erwartenden künftigen Veränderungen sehr sicher abschätzen.

Im Hinblick auf die Auswirkungen der Hohlraumkonvergenz liegen aus dem Salzbergbau historische Erfahrungen aus mehr als einem Jahrhundert vor. Mit den heute vorhandenen Möglichkeiten der Modellierung sehr langsam ablaufender Vorgänge werden diese auf ihre Abläufe hin untersucht. Als Eingangsdaten dienen dabei die sehr gut bekannten Stoffcharakteristika der verschiedenen Salzarten, der bekannte Aufbau der Salzlagerstätte und ihre lokal variierenden Eigenschaften. Die Modelle können an realen Messungen (z.B. Konvergenzmessungen, Daten aus der Seismiküberwachung) sowie an realen Ereignissen, die sich im Laufe der Rohstoffgewinnung ereigneten, geeicht bzw. validiert werden. Die Anwendung solcher Modelle ist nach dem Stand der Technik als zuverlässig anerkannt. Die zeitliche Skalierung, die mit den Rechenmodellen vorgenommen wird, erscheint dann als zuverlässig, wenn ausreichende Sicherheitsabstände zu Grenzbelastungen für das Gebirge eingehalten sind.

Über deutlich kürzere Zeiträume liegen Beobachtungen zur langfristigen Gasentwicklung aus Abfällen vor. Sehr gut bekannt sind die kurzfristig wirksamen Mechanismen, da diese leicht messbar sind. Diese sind einerseits in Forschungsprojekten untersucht, andererseits aber auch in der betrieblichen Praxis überwacht (da diese in der betrieblichen Sicherheit eine wichtige Rolle spielen). Weniger zuverlässig sind die längerfristigen Abläufe bekannt, da sich diese aufgrund der langen Zeitskalen der Beobachtbarkeit teilweise entziehen. Aus den bisher vorliegenden systematischen Untersuchungen geht hervor, dass in die Geschwindigkeit der Gasentwicklung eine Vielzahl an Parametern eingeht (Abfallzusammensetzung, Temperatur, Lösungszu-

sammensetzungen, etc.), so dass eine Zeit- und Mengenskalierung an Zuverlässigkeitsgrenzen bei der Prognose stößt. Immerhin ist jedoch die Obergrenze der Gasentwicklung experimentell leicht zugänglich, da die an den Gasbildungsmechanismen beteiligten Stoffarten ausnahmslos bekannt sind und daher experimentell und rechnerisch aus der Abfallzusammensetzung ermittelt werden können. Die Auslegung kann sich daher an diesen Maximalabschätzungen sehr sicher orientieren, überschätzt dabei aber möglicherweise die Folgen für die Sicherheit. Insgesamt ergibt sich aus dem begrenzten Erfahrungshorizont für die Prognostizierbarkeit, dass die Kenntnisbasis als erweiterungsbedürftig eingestuft wird.

#### 3.4.3.2.2 Bergversatz in anderen Formationen

Beim Bergversatz in anderen Formationen ist die Mobilisierbarkeit von Schadstoffen ein entscheidendes Kriterium für die Zulässigkeit der entsprechenden Abfälle (vgl. Tabelle 2.6). Die hierzu verwendete Methode nach DIN 38414-4 (DEV-S4) ist von geringer Aussagekraft, da in vergleichenden Reihenversuchen mit anderen Methoden erhebliche Abweichungen (Größenordnungen) in beide Richtungen beobachtet wurden. Der Kenntnisstand über die Aussagekraft der hierfür angewendeten Methoden ist in [Baltes 1998] folgendermaßen zusammengefasst:

*„Zusammenfassend ist festzustellen, daß die üblichen Labormethoden, seien es Batch- oder Perkolationsversuche mit hohen hydraulischen Gradienten und kurzen Reaktionszeiten, die vielfältigen geochemischen Prozesse im Versatz nicht widerspiegeln können. Einen Schritt in die Richtung zu In-situ-nahen Bedingungen stellen Containerversuche im Technikumsmaßstab dar. Geringe Wasser-/Feststoffverhältnisse, lange Versuchszeiten sowie eine geringe mechanische Beanspruchung ermöglichen Wechselwirkungen, die bei anderen Versuchen nicht auftreten.“*

Die bereits bei den Vergleichen zwischen Container- und Laborversuchen beobachteten Unterschiede weisen auf erhebliche Skalierungsprobleme hin. Entscheidende Effekte, die die langfristige Auslaugung von Schadstoffen bestimmen, wie z.B. das Aufbrauchen der Pufferkapazität in den Abfällen nach sehr lang andauernder Durchströmung, können zwar mit Zeitraffermethoden simuliert werden, jedoch ergibt sich hier erneut das Problem der Skalierung und der großen Interpretationsfähigkeit der Ergebnisse. Der Kenntnisstand wird daher als begrenzt, die Kenntnisbasis als erweiterungsbedürftig beurteilt.

Die Nahfeldrückhaltung von Schadstoffen stellt beim Bergversatz nach dem Prinzip der Immissionsneutralität vom Sicherheitsaspekt einen sehr wichtigen Faktor dar. Bisherige Untersuchungen [Baltes 1998] zeigen, dass diese von einer Vielzahl an Parametern abhängig ist. Eine Auswahl der wichtigsten Parameter sind der pH-Wert der zulaufenden Wässer, ihre Mineralisierung, die Porosität des Nebengesteins. Die dort zur Ermittlung der Sorptionseigenschaften durchgeführten Batch-Versuche kön-

nen einen Teil dieser Effekte abbilden, andere Effekte wie langfristige Mineralumwandlungen, pH- oder Mineralisationsänderungen nur ungenügend oder mit großen Unsicherheiten erfassen. Als Beispiel seien die Unterschiede zwischen Batch-Versuchen mit destilliertem Wasser (geringe Mobilität, hohe Sorption relevanter Metalle) und solchen mit hoch mineralisierten Wässern (Chlorid) genannt (hohe Mobilität, niedrige Sorption relevanter Metalle). Hinzu kommt, dass die Effekte sehr von der Geochemie des Nebengesteins abhängig sind, so dass sich die Ergebnisse nur mit großen Unsicherheiten auf andere Standortgegebenheiten übertragen lassen. Gebildete Mineralphasen wurden zwar identifiziert und untersucht, ihre Stabilität bei langfristiger Durchströmung ist jedoch kaum vorhersagbar. Entsprechend ergibt sich, dass bei Variation dieser Eingangsdatensätze die Bandbreite der Endergebnisse eine erhebliche Streuung erwarten lässt. Da die Zulassung des Bergversatzes entsprechend aufwändige Analysen und Nachweise nicht vorsieht, ist die Kenntnisbasis als begrenzt und erheblich erweiterungsbedürftig einzuordnen.

Ein dritter Parameter mit Einfluss auf die Auswirkungen sind die Strömungsverhältnisse für Grundwasser. Mit Beginn der Flutung des verfüllten Bergwerks herrschen dort hohe Durchströmungen vor, da hohe Gradienten zu erwarten sind. Mit zunehmender Flutung gehen die Gradienten und damit die Durchströmung zurück. Welche Strömungsverhältnisse sich langfristig einstellen, ist bei Kenntnis der Formationen, ihrer Durchlässigkeiten, der Klüftigkeit usw. in relativ engen Grenzen bekannt. Da sich die Strömungsverhältnisse durch den Bergbau und insbesondere durch Absenkungsvorgänge langfristig verändern können, verbleiben jedoch Restunsicherheiten.

#### 3.4.3.2.3 Bewertung der Prognostizierbarkeit bei der Immobilisierung

Im Hinblick auf die Mobilisierbarkeit von Schadstoffen aus dem Immobilisierungsprodukt kommen in der Regel Standardmethoden (z.B. Auslaugungsversuche nach DIN) zum Einsatz. Die Aussagekraft dieser Methoden ist nur von sehr begrenztem Wert, da wesentliche Effekte des Langzeitverhaltens damit nicht erfasst werden. Hierzu zählen insbesondere Einflüsse durch Niederschlagswässer, Temperaturwechselbeanspruchungen, langsam verlaufende Diffusionseffekte, Phasenumwandlungen durch eindringendes Kohlendioxid sowie von anderen sauren Spurenbestandteilen u.v.a.m. Eine „realistische“ Ermittlung der Auslaugung ist auch bereits deshalb kaum zu leisten, weil die Umgebungsbedingungen in höchstem Maß variieren können. Hinzu kommen Schwankungen der Produktqualität durch Inhomogenität und wechselnde Zusammensetzung der Eingangsprodukte. Prognosen über das Langzeitverhalten sind auf dieser Kenntnisbasis von sehr begrenztem Aussagewert, die Kenntnisbasis ist als erheblich erweiterungsbedürftig einzuschätzen.

Bei allgemeiner Verwendung des Immobilisats ist die Vorhersagbarkeit des Materialverbleibs, gegebenenfalls auch die Kontrolle über die Verwendung des Materials, über längere Zeiträume von einigen Jahrzehnten als unrealistisch einzuordnen. Die technischen Einsatzgebiete für Immobilisate erfolgen in Bereichen, in denen Vorgaben über die Verwendung des Materials erheblicher Erosion unterworfen sind, da in

diesen Anwendungsbereichen längerfristig wirksame Materialkontrollregime fremd sind.

Eine vergleichsweise bessere Vorhersagbarkeit und Kontrolle über den Materialverbleib ist für die Verwendung von Immobilisat im Deponiebau zu konstatieren. Hier ist die Vorhersagbarkeit des Verbleibs der Schadstoffe mit derjenigen der Deponie selbst verknüpft. Für die Langzeitprozesse bei Deponien gibt es eine Reihe von Arbeiten (vgl. z.B. die Übersicht in [Sabbas et al. 1998]). Insgesamt befinden sich die Überlegungen zur Langzeitentwicklung von Deponien noch auf einer Ebene, bei der allenfalls die wichtigsten Leitprozesse identifiziert sind. Analogien zu bekannten längerfristigen natürlichen Prozessen werden zwar in verschiedener Richtung versucht, jedoch ist ihre Übertragbarkeit sehr eingeschränkt und wirft meist mehr Fragen auf als die Analogie zur verbesserten Kenntnis der Vorgänge beiträgt. Die Kenntnisbasis wird daher als begrenzt und erweiterungsbedürftig eingeordnet.

#### **3.4.3.3 Vergleichende Bewertung der Kenntnis- und Erfahrungsbasis**

Die Ergebnisse der Bewertungen der einzelnen Verfahren im Hinblick auf die Prognostizierbarkeit sind in Tabelle 3.5 zusammengestellt.

Tabelle 3.5 Bewertung der Langzeit-Prognostizierbarkeit der sicherheitsrelevanten Schritte der Verfahren

Verfahren	Relevante Schritte	Methodik	Erfahrungshorizont
Bergversatz Salz	Langzeitentwicklung Salzlagerstätte	Geologie der Evaporite	umfangreich, über sehr lange Zeiträume einschätzbar
	Hohlraumkonvergenz	Messung, Modellierung, Bergbauerfahrung	umfangreich, über lange Zeiträume bekannt
	Gasentwicklung	Laborversuche, Variantenberechnungen	begrenzt, Kenntnisbasis erweiterungsbedürftig
Bergversatz Andere	Mobilisierbarkeit	Auslaugungsversuche	begrenzt, Kenntnisbasis erweiterungsbedürftig
	Nahfeld-Rückhaltung	Labor- und halbtechn. Versuche zu Rückhalteeigenschaften des Wirtsgesteins	begrenzt, Kenntnisbasis erweiterungsbedürftig
	Strömungsfeld	Erkundung Hydrologische Standorteigenschaften	gut bekannt, verbleibende Rest-Unsicherheiten
Immobilisat, Allgemeinverwendung	Mobilisierbarkeit aus Produkt	Auslaugungsversuche	sehr begrenzt, Kenntnisbasis sehr erweiterungsbedürftig
	Materialverbleib bzw. Verwendung	Allgemeine Betrachtungen	geringer Erfahrungshorizont, nicht abschätzbar
Immobilisat, Deponieverwendung	Mobilisierbarkeit aus Produkt	Auslaugungsversuche	sehr begrenzt, Kenntnisbasis sehr erweiterungsbedürftig
	Langzeitentwicklung der Deponie	Deponiemodelle	begrenzt, Kenntnisbasis erweiterungsbedürftig

Der Vergleich der Bewertungen im Hinblick auf die Prognostizierbarkeit ergibt, dass nur beim Bergversatz in Salz ein Erfahrungshorizont vorliegt, der verlässliche Vorhersagen über das Langzeitverhalten der relevanten Prozesse ermöglicht. Beim Bergversatz in anderen Wirtsgesteinen (ehemalige Kohle- oder Erzbergwerke) bestehen dagegen nur begrenzte Erfahrungen, die Kenntnisbasis ist in wichtigen Bereichen erweiterungsbedürftig. Die Kenntnisbasis für die Vorhersage der Auslaugung bei Immobilisaten ist insgesamt sehr begrenzt, für eine Verbesserung liegen grundsätzliche Schwierigkeiten aufgrund der Vielfalt an Bedingungen vor, die dabei zu berücksichtigen wären. Bei der Verwendung von Immobilisaten im Deponiebau ist die langfristige Prognosefähigkeit deutlich besser als bei der allgemeinen Verwen-

dung, gegenüber dem Bergversatz in anderen Wirtsgesteinen jedoch etwas geringer ausgeprägt.

Insgesamt ergibt sich hinsichtlich der Prognosefähigkeit die nachfolgende Reihenfolge der Verfahren (nach abnehmender Prognostizierbarkeit geordnet):

1. Bergversatz in Salz (vollständiger Einschluss),
2. Bergversatz in anderen Wirtsgesteinen (Immisionsneutralität),
3. Immobilisat, Verwendung im Deponiebau,
4. Immobilisat, allgemeine Verwendung.

## 4 Vergleichende Bewertung weiterer Aspekte

### 4.1 Arbeitsschutz

Die Gefahren und Risiken bei der Anlieferung der Abfälle und Herstellung der Mischungen sind beim Versatz und bei der Immobilisierung als gleich zu bewerten. Unterschiede bestehen hingegen beim Einbau des Versatzmaterials in Bergwerken und dem Einbau von Immobilisaten auf oder außerhalb von Deponien.

#### 4.1.1 Einbau von Versatzmaterial

Beim Versatz bergbaufremder Abfälle unter Tage bestehen folgende Gefahren und Risiken:

- Einsturzgefahr
- Gefahr durch Deckenabbrüche
- Gefahren durch Stäube und Gasbildung
- Gefahren durch Brände und Explosionen

##### 4.1.1.1 Einsturzgefahr

In stark einsturzgefährdeten Bereichen darf aus Arbeitsschutzgründen keine Versatzmethode angewandt werden, bei der sich Personen für längere Zeit oder häufig im Versatzbereich aufhalten. Die Gebirgsbewegungen werden laufend überwacht. Bei Überschreitung eines festgelegten Schwellenwertes wird Alarm ausgelöst. Die Gefahren für Arbeitnehmer sind daher als gering zu bezeichnen. Die Einsturzgefahr beim Versatz von bergbaufremden Abfällen unterscheidet sich nicht gegenüber sonstigem Versatz.

##### 4.1.1.2 Deckenabbrüche

Die Grubendecken werden zum Schutz vor herabfallendem Wirtsgestein gesichert und überwacht. Die Gefahr für Arbeitnehmer durch herabfallende größere Teile ist daher gering und ist unabhängig vom zu verwendeten Versatzmaterial.

##### 4.1.1.3 Staubbildung

Die Überwachung der Staubkonzentrationen und der personenbezogenen Staubbelastung ist in der Gesundheitsschutz-Bergverordnung genau geregelt. Beim Versatz bergbaufremder Abfälle muss bei offener Handhabung nach [LAB 1996] eine Entscheidung auf Grundlage einer gutachterlichen Stellungnahme getroffen werden, in der Stoffinhalte und zu fordernder Feuchtegehalt bis hin zur Verwendungsstelle berücksichtigt werden, um die Staubbildung so gering wie möglich zu halten. Bei Erfüllung aller Anforderungen sind die Auswirkungen auf Arbeitnehmer als gering zu bewerten.

#### 4.1.1.4 Gasbildung

Zum Schutz der Beschäftigten vor toxischen und anderen schädlichen Gasen und Dämpfen ist nach [LAB 1996] sicherzustellen, dass noch ausgasendes Versatzmaterial nur dann nach unter Tage gelangt, wenn sich toxische Gase nicht mehr in gefährlichen Konzentrationen bilden können. Eine messtechnisch zu überwachende ausreichend lange Ausgasungszeit ist einzuhalten [LAB 1996]. Unter Tage wird die Wasserstoffkonzentration kontinuierlich überwacht. Die Gefahren für die Arbeitnehmer durch toxische Gase und Dämpfe sind bei Einhaltung dieser Anforderungen gering.

#### 4.1.1.5 Brände und Explosionen

Der Versatz von Abfällen oder Mischungen, die unter den Einsatzbedingungen zur Selbstentzündung neigen, hoch entzündlich, leicht entzündlich, entzündlich, explosionsgefährlich, explosionsfähig oder brandfördernd sind, ist untersagt [TA Abfall 1991] [LAB 1996].

Die beim Anmischen der Abfälle mit Wasser auftretende Wasserstoffentwicklung muss über Tage soweit abgeschlossen sein, dass sich unter Tage keine explosionsfähigen Gemische mit Luft mehr bilden können. Beim Einsatz von Mischern ist Zwangsbelüftung mit Kontrolle der Belüftung durch kontinuierliche Wasserstoffmessung vorzusehen. bei Überschreitung eines höchstzulässigen Wasserstoffgehalts von 0,8 Vol. % hat eine Unterbrechung jeder weiteren Zugabe staubförmiger Abfälle zu erfolgen. [LAB 1996]. Außerdem wird die Wasserstoffkonzentration im Bergwerk überwacht.

Nach [LAB 1996] darf durch die Versatzmaßnahme die Brandlast in Gruben nicht wesentlich erhöht werden.

Bei Erfüllung der Anforderungen sind die Gefahren durch auf der Versatzmaßnahme beruhende Brände und Explosionen als gering zu bewerten. Ein gewisses Risiko besteht aber darin, dass die Eigenschaften der eingesetzten Abfälle nicht hundertprozentig überwacht werden können, also die Gefahr besteht, dass Abfälle versetzt werden, die den o.g. Kriterien (entzündlich etc.) nicht entsprechen oder die miteinander reagieren können.

#### 4.1.2 Einbau von Immobilisaten

Beim Einbau von Immobilisaten sind hinsichtlich des Arbeitsschutzes folgende Gefahren und Risiken gegeben:

- Gefahren durch Ausgasungen toxischer Gase aus dem Immobilisat, insbesondere an heißen Tagen,
- Gefahren durch Staubeentwicklung, insbesondere bei Arbeiten auf einer Deponie an Tagen mit Wind und

- Gefahren durch diffuse Emissionen, insbesondere bei Arbeiten auf einer Deponie.

Besondere Regelungen zum Arbeitsschutz wie beim Versatz bergbaufremder Abfälle existieren für den Einbau von Immobilisaten nicht. Die zu erfüllenden Anforderungen leiten sich insbesondere aus dem Arbeitsschutzgesetz, der Verordnung über Arbeitsstätten und der Gefahrstoffverordnung ab.

Werden die Abfälle nicht am Ort des Einbaus angeliefert und immobilisiert, sondern als Immobilisate angeliefert, bestehen im Gegensatz zum Versatz keine Kenntnisse mehr, welche möglicherweise gefährlichen Inhaltsstoffe enthalten sind.

Die Ausgasungen toxischer Gase aus Immobilisaten am Ort des Einbaus können höher sein als aus dem Versatzmaterial an der Versatzstelle, da eine Pflicht zur Einhaltung und Überwachung einer ausreichend langen Ausgasungszeit nicht besteht. Die Gefahren für die Arbeitnehmer sind trotzdem als gering zu bewerten, da die Immobilisate im Freien eingebaut werden, so dass von einer ausreichenden Belüftung ausgegangen werden kann.

Gefahren durch schädliche Stäube können insbesondere auf Deponien auftreten, wenn an Tagen mit Wind staubende Abfälle eingelagert werden, Ablagerungsbereiche nicht ausreichend abgedeckt sind oder bereits zuvor verwehte Stäube wieder aufgewirbelt werden. Gefahren durch diffuse Emissionen (Gase, Dämpfe) können aufgrund von Reaktionen der Abfälle im Deponiekörper ebenfalls auftreten. Die Beschäftigten auf Deponien sind diesen Gefahren und Risiken alltäglich ausgesetzt. Daher werden aus Gründen des Arbeitsschutzes Maßnahmen getroffen, die diese Gefahren und Risiken gering halten. Demnach sind diese Gefahren und Risiken auch beim Einbau von Immobilisaten als gering zu bewerten.

## 4.2 Ausschleusung von Schadstoffen

Ein großer Anteil der besonders überwachungsbedürftigen Abfälle enthält toxische Schadstoffe, die zum Schutz der Umwelt gezielt dem Wirtschaftskreislauf (z.B. Rauchgasreinigung und Abwasseraufbereitung) entzogen werden, insbesondere um die Anreicherungen dieser Schadstoffe in den Umweltmedien Boden, Wasser und Luft zu verhindern. Hierdurch soll eine Verteilung in der Umwelt verhindert werden. Dieses Ziel eines nachhaltigen Umweltschutzes gilt zunächst unabhängig von möglichen Immissionskonzentrationen und der Verfügbarkeit der Abfälle. Nur die sichere Ausschleusung aus der Biosphäre kann diese Anforderung sicher gewährleisten. Können Schadstoffe nicht durch chemische Umwandlung unschädlich gemacht werden, kann dieses Ziel langfristig nur durch den vollständigen Einschluss unter Tage gewährleistet werden (vgl. Kapitel 3.4.2.2). Jede Verwertung oder Beseitigung über Tage birgt langfristig das Risiko einer Rückführung der Schadstoffe in den Wirtschaftskreislauf (z.B. durch Recycling von Straßenbaumaterialien) oder der Ausbreitung in der Biosphäre (z.B. durch Auswaschung nach Alterung von Immobilisaten). Der Einsatz von schadstoffhaltigen Immobilisaten außerhalb von gesicherten

Deponien selbst stellt bereits einen nicht zu vernachlässigenden Beitrag zur Erhöhung der Hintergrundbelastung dar. Aufgrund der hiermit erfolgten Verdünnung und Verbreitung in den Umweltmedien sind diese Belastungen irreversibel.

## 5 Zusammenfassende Bewertung der Verfahren bezüglich der Sicherheitsphilosophie

Die vergleichende Untersuchung typischer Verfahren des Bergversatzes und der Immobilisierung hinsichtlich der Aspekte

- Zuverlässigkeit und Dauerverfügbarkeit von Barrieren gegen die Freisetzung von Schadstoffen in Umwelt und Stoffströme,
- Art, Umfang, Häufigkeit und Auswirkungen zu erwartender Einwirkungen mit Einfluss auf die Sicherheit,
- Prognostizierbarkeit der sicherheitsrelevanten Schritte in langfristiger Hinsicht,
- Arbeitsschutz und
- Ausschleusung von Schadstoffen

ergibt, dass der Bergversatz in Salz die bei weitem geringsten Nachteile gegenüber den anderen untersuchten Verfahren aufweist. Die Immobilisierungsverfahren weisen die meisten Nachteile auf. Schon die Verwertung von Immobilisaten aus schadstoffhaltigen (bü) Abfällen innerhalb der Abdichtungssysteme obertägiger Deponien stellt keinen langzeitsicheren Einschluss der Schadstoffe sicher. Die allgemeine Verwendung von Immobilisaten (z.B. im Tiefbau und in der Landschaftsgestaltung) ist nochmals deutlich nachteiliger.

## 6 Fazit

Die vergleichende Bewertung der Umweltauswirkungen des Bergversatzes mit der Verwertung schadstoffhaltiger mineralischer Abfälle zeigt, dass nur der vollständige Einschluss in Bergwerken im Salzgestein eine sichere Schadstoffsенke darstellen kann. Die Ausführungen zu der Praxis der Verwertung von immobilisierten besonders überwachungsbedürftigen Abfällen über Tage weist auf ein erhebliches Umweltproblem beim momentanen Vollzug hin. Eine konsequente Umsetzung der Deponieverordnung könnte diesem problematischen Umgang mit schadstoffbelasteten Abfällen Einhalt gebieten. Nach § 6 der Deponieverordnung müssen bü Abfälle in den dafür vorgesehenen Deponien III (Sonderabfalldeponie, übertage) und IV (Untertagedeponie oder Versatz im Salzgestein) verwertet oder beseitigt werden. Die Verfestigung von Abfällen ändert nichts daran, dass der Abfall bereits vor der Verfestigung bezüglich der Eluatwerte für Schadstoffe die Zuordnungskriterien der jeweiligen Deponiekategorie einhalten muss. Lediglich die (physikalischen) Werte für die Festigkeit dürfen hierdurch „aufgebessert“ werden (§ 6 Abs. 7).

Problematisch ist allerdings, dass das Verfahren zur Bestimmung der Zuordnungskriterien im Eluat (DEV S 4) keinerlei Aussagen bezüglich der langfristigen Auslaugbarkeit der Abfälle ermöglicht und dass Zuordnungskriterien in der Originalsubstanz für die Deponieklassen I und II nicht vorgegeben sind. Deshalb ist dringend eine Ergänzung der Deponieverordnung erforderlich. Als Verfahren zur Bestimmung der Zuordnungskriterien im Eluat ist das pH<sub>stat</sub>-Verfahren oder ein gleichwertiges Verfahren (z.B. TCLP-Test der EPA) festzuschreiben und zusätzlich sollten Zuordnungskriterien für die Schadstoffgehalte in der Originalsubstanz für alle Deponieklassen festgelegt werden.

Das Gleiche gilt für die Vorgaben in den „Anforderungen an die stoffliche Verwertung von mineralischen Reststoffen/Abfällen“ der LAGA. Zuordnungswerte existieren dort nur für einen Teil der geregelten mineralischen Abfälle. Zudem sollten diese Technischen Regeln in einer Verordnung zweifelsfrei festgeschrieben und um einige weitere Abfallarten ergänzt werden. Die Vorgabe der Deponieverordnung, dass die Zuordnungswerte bereits durch die Abfälle vor der Verfestigung einzuhalten sind und dass bü Abfälle ausschließlich in dafür geeigneten Deponien und im Bergversatz (nach der Bergversatz-VO) abgelagert werden dürfen, muss selbstverständlich gerade bei der Regelung der Verwertung außerhalb von Deponien unmissverständlich festgeschrieben werden.

## 7 Literatur

- ABF BOKU o. J. Universität für Bodenkultur, Abteilung Abfallwirtschaft: Immobilisierung von Abfällen, Wien o.J.
- AbfAbIV 2001 Verordnung über die umweltverträgliche Ablagerung von Siedlungsabfällen (Abfallablagerungsverordnung - AbfAbIV) v. 20.02.2001, BGBl. I, S. 305, zuletzt geändert am 24.07.2002, BGBl. I, S. 2820
- ATV 1987 Arbeitsbericht des ATV-Fachausschusses 2.3 Kommentar zum ATV-Arbeitsblatt A 115, Erläuterung zur Begrenzung des Sulfatgehaltes im Abwasser unter dem besonderen Aspekt der Korrosion, Korrespondenz Abwasser, 3/1987, 34. Jahrg. S.: 270 – 273
- AVV 2001 Verordnung über das Europäische Abfallverzeichnis (Abfallverzeichnis-Verordnung – AVV) v. 10.12.2001, BGBl. I, S. 3379, zuletzt geändert am 24.07.2002, BGBl. I, S. 2847
- Baltes 1998 Bruno Baltes (Hrsg.): Entwicklung und Anwendung analytischer Methoden zur Eignungsuntersuchung der Verbringung bergbaufremder Rückstände in dauerhaft offene Grubenräume im Festgestein, GRS-140, Köln 1998
- Balzamo 1989 Balzamo, S. et al.: The Solidification/Stabilization Technologie for Containment of Toxic and Hazardous Waste; ENEA - Dipartimento Protezione Ambientale e Salute dell'Uomo, Centro Ricerche Energia Casaccia, ISSN/0393-6309, 1989
- BBergV 1980 Bundesberggesetz (BBergV) i.d.F.v. 13.08.1980, BGBl. I S. 1310; letzte Änderung v. 26.01.1998, BGBl. I S. 164.
- BBodSchV 1999 Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV) v. 12.07.1999, BGBl. I S. 1554.
- Behnsen 2001 Behnsen, H.: Abfallverwertung und -beseitigung im Kali- und Steinsalzbergbau; in: GDBM, Abfallentsorgung im Bergbau unter Tage, 1. Kolloquium zum Bergbau und Umweltschutz in Aachen, Schriftenreihe der GDBM Gesellschaft für Bergbau, Metallurgie, Rohstoff- und Umwelttechnik, Heft 88, S. 53-66, Clausthal-Zellerfeld 2001
- BMU 2002 Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit: Neue Regeln für die untertägige Abfallverwertung, Hintergrundpapier und Mengentabelle, Berlin/Bonn 2002
- BMU 2003 Verordnung über die Verwertung von Abfällen auf Deponien über Tage, Entwurf, Stand 26.11.2003
- Brach 1995 Brach, M.: Verbringung von Rückständen in bergbauliche Hohlräume, ZUR 3/1995, S. 114-116
- Brockhoff 2001 Brockhoff A.: Abfallverwertung im Bergbau aus Sicht der Wirtschaft; in: GDBM, Abfallentsorgung im Bergbau unter Tage, 1. Kolloquium zum Bergbau und Umweltschutz in Aachen, Schriftenreihe der GDBM Gesellschaft für Bergbau, Metallurgie, Rohstoff- und Umwelttechnik, Heft 88, S. 101-110, Clausthal-Zellerfeld 2001
- BUWAL 1991 BUWAL: Immobilisierung von Rauchgasreinigungsrückständen aus Kehrrechtverbrennungsanlagen (Projekt IMRA), Schlussbericht Kurzfassung, Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), Bern 1991

- Czech 1995 Czech, H.: Verwertung von Stoffen in Bergbaubetrieben aus Gründen der Betriebs- bzw. Grubensicherheit und der Wiedernutzbarmachung des Geländes; in: Landesumweltamt Brandenburg, Abfallwirtschaft und Bergbau, Studien und Tagungsberichte Bd. 4, S. 60-89, Potsdam 1995
- Dehoust et al. 1993 Dehoust, G et al.: Gutachterliche Stellungnahme zu Planrechtfertigung, Standort- und Sicherheitsfragen der geplanten Sonderabfalldeponie im Regierungsbezirk Arnberg, Darmstadt 1993
- DepV 2002 Verordnung über Deponien und Langzeitlager (Deponieverordnung – DepV) v. 24.07.2002, BGBl. I, S. 2807, zuletzt geändert am 26.11.2002, BGBl. I, S. 4417
- Eggersdorfer/Fink 1999 Aufkommen und Entsorgung produktionsspezifischer Abfälle, Rahmen- und Einzelberichte zum Forschungsvorhaben 297 35 503 des Umweltbundesamts, ERM Lahmeyer International / ABAG-itm, Neu-Isenburg 1998/99
- Eife et al. 2002 Eife K.-H., Kessler J.: Standortbezogene Bewertung der Nutzung verfestigter und stabilisierter Abfälle in Entsorgungswirtschaft an der Schwelle zum Jahr 2005, Tagungsband des 15. Aachener Kolloquiums Abfallwirtschaft im Dezember 2002
- Fichtel 1990 Fichtel, K.: Schlacke/Reststoff/Additivverfahren des bayerischen Landesamtes für Umweltschutz, in: Reststoffe aus der Rauchgasreinigung von Abfall- und Sonderabfallverbrennungsanlagen sowie Kohlekraftwerken, Beihefte zu Müll und Abfall, Nr. 29, S. 79-82, Erich Schmidt Verlag, Berlin 1990.
- Friege et al. 1991 Friege, W. et al.: Entwicklung und Bau eines semitechnischen Prototyps zur Reinigung von Abwässern einer Sondermülldeponie, Berlin 1991
- Fulda et al. 1998 Fulda, D. et al.: Gutachterliche Stellungnahme für den Nachweis der Langzeitsicherheit beim Einsatz bergbaufremder Abfälle als Versatzmaterial im Werk Werra, Standort Unterbreizbach, Erfurt 1998
- GEDELUX 1995 Antragsunterlagen der GEDELUX für eine Sonderabfalldeponie für Sonderabfälle in Mamer, Luxemburg 1995
- Gerschler 2003 Gerschler, L.J.: Immobilisierung von Altlasten und Abfällen; in: Müll-Handbuch Kz. 8134, Lieferung 2/2003, Erich Schmidt Verlag, Berlin
- GesBergV 1991 Bergverordnung zum gesundheitlichen Schutz der Beschäftigten (Gesundheitsschutz-Bergverordnung – GesBergV) i.d.F.v. 09.08.1991, BGBl. I S. 1751; letzte Änderung v. 30.04.1993, BGBl. I S. 543.
- Goetz 1990 Goetz, D.: Prüfung der Umweltverträglichkeit von Baustoffen. Umweltforschungsplan des BMUNR - Abfallwirtschaft, Forschungsbericht 90-103 01 369 (1990)
- Großkurth/Malorny 1992 Großkurth, K.P., Malorny, W.: Technologien zur Verfestigung von Abfällen, in: Neue Technologien im Bauwesen, Braunschweiger Bauseminar, Heft 97, S. 43-54
- Hahn 1985 Hahn, J.: Überlegungen zu neuen Konzepten bei der Lagerung von Sondermüll, Berichte aus Wassergütewirtschaft und Gesundheitsingenieurwesen, Techn. Univ. München, 58, 1985, S. 377-396.
- Hahn 1987 Hahn, J.: Anforderungen an die Abfallbehandlung und Abfalllagerung aus der Sicht der Wasserwirtschaft, IWS-Schriftenreihe, Band 2, S. 27-73, Berlin 1987.

Heindl/Westermann 2001	Heindel, A., Westermann, H.: Stabilisierungsverfahren für gefährliche Abfälle – Chemische Betrachtung zum Langzeitverhalten; Forschungs- und Entwicklungszentrum Sondermüll, Rednitzhembach 2001
Herrmann 1983	Herrmann, A.G.: Radioaktive Abfälle – Probleme und Verantwortung, Springer-Verlag, Berlin Heidelberg 1983
Immobilisierungsrichtlinie 2000	Richtlinie für die Zulassung und Überwachung der Entsorgung von Immobilisaten in Sachsen-Anhalt v. 05.09.2000, MBl. LSA Nr. 34/2000 v. 18.12.2000
IVU 2000	IVU Ingenieurgesellschaft mbH: Informationsunterlagen zum Dispersopt-Verfahren, Erfurt 2000
Klose 1980	Klose: Sulfide in Abwasseranlagen - Ursachen, Auswirkungen, Gegenmaßnahmen, beton 30 (1980) H. 1, S.: 13 – 17, H. 1, S.: 61 - 64
Köster 2002	Köster, S.: Relevante Abfallströme für eine Immobilisierung, Tagungsband des 15. Aachener Kolloquiums Abfallwirtschaft im Dezember 2002
Kriek 2002	Kriek, M.: Stand der Technik und neue Entwicklungen der Immobilisierung in der EU, Tagungsband des 15. Aachener Kolloquiums Abfallwirtschaft im Dezember 2002
LAB 1996	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
Lack o.J.	Lack, D.: Verwertung bergbaufremder Abfälle zum Versatz bergbaulicher Hohlräume im Salinar, Kali-Umwelttechnik, Sondershausen o.J.
LAGA 1996	Länderarbeitsgemeinschaft Abfall (LAGA): Abgrenzungskriterien für die stoffliche Verwertung von Abfällen in bergbaulichen Hohlräumen (untertägiger Versatz) – Orientierungsliste, Stand 22.10.1996
LAGA 1997	Länderarbeitsgemeinschaft Abfall (LAGA): Anforderungen an die stoffliche Verwertung von mineralischen Reststoffen/Abfällen – Technische Regeln – Stand 06.11.1997; Mitteilung der Länderarbeitsgemeinschaft Abfall 20, 4. Aufl., Erich Schmidt Verlag, Berlin 1998
LAGA 2002/1	Länderarbeitsgemeinschaft Abfall (LAGA): Stabilisierung/Verfestigung von Abfällen mit dem Ziel der Ablagerung auf Deponien; Entwurf Stand 13.06.2002
Lahl/Struht 1992	Lahl, U., Struth, R.: Ein Aufbereitungsverfahren für Müllverbrennungsschlacken; Manuskript zum Vortrag bei der Fachgruppe Wasserchemie in der Gesellschaft Deutscher Chemiker anlässlich der Jahrestagung vom 25.-27.05.1992 in Dresden
LBA Thüringen 2003	Thüringer Landesbergamt: Zugelassene Abfälle für den Untertageversatz der Bergwerke nach bergrechtlichen Zulassungen und BImSchG-Genehmigungen, Stand 10/2003, Bad Salzungen 2003
Leidolph 2003	Leidolph, L.: Immobilisierung von toxischen Komponenten über Ettringitbildung unter Verwendung von kalkreichen Braunkohlenfilteraschen und Zusatzstoffen; Dissertation, Universität Leipzig 2003
LfU 1994	Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg: Handbuch Altlasten und Grundwasserschadensfälle, Immobilisierung von Schadstoffen und Altlasten

- Mall/Müller 1999 Mall, M., Müller, B.: Einsatz von Braunkohlenfilteraschen zur Befestigung von Verkehrswegen und Verkehrsflächen; in: Verwertung von Kraftwerksnebenprodukten, Berichte 2/99 der Fördergemeinschaft Ökologische Stoffverwertung e.V., 27-37, Halle 1999
- Maultzsch 1984 Maultzsch, M.: Vorgänge beim Angriff von Chloridlösungen auf Zementstein und Beton, Material und Technik 1984, Nr. 3, S.: 83 - 90
- MfLU 2001 Ministerium für Landwirtschaft und Umwelt des Landes Sachsen-Anhalt: Abfallbilanz 2001 für das Land Sachsen-Anhalt:
- Minkley et al. 2000 Minkley et al.: Langzeitsicherheitsgutachten für die Grube Teutschenthal, bestätigt durch das Bergamt Halle mit Schreiben v. 19.12.2000
- MLU 2003 Ministerium für Landwirtschaft und Umwelt des Landes Sachsen-Anhalt: Richtlinie für die Zulassung und Überwachung der Entsorgung von stabilisierten und verfestigten Abfällen in Sachsen-Anhalt, Entwurf Stand 10/2003
- Montgomery 1991 Montgomery, D.M. et al.: Optimization of Zement-Based Stabilization/Solidification of Organic-Containing Industrial Wastes Using Organophilic Clays, Waste Management & Research 1991/9, S. 21-34
- Mostbauer et al. 1995 P. Mostbauer, C. Heiss-Ziegler, P. Lechner: Möglichkeiten und Grenzen der Immobilisierung von Abfällen, Wien 1995
- MWA 2002 Ministerium für Wirtschaft und Arbeit des Landes Sachsen-Anhalt: Brandbekämpfung in Teutschenthal hält an, Pressemittlung 140/02 v. 26.07.2002
- Neck 1992 Neck, U.: Verfestigung von staubförmigen Abstoffen mit Zement - Beispiel Rauchgasreinigungsrückstand der Müllverbrennung, Kurzfassung eines Vortrages am 6.11.1992 an der Technischen Akademie Esslingen, Thema des Lehrganges: Reststoff- und Abfallverfestigung,
- OECD/NEA 2000 OECD/NEA (Hrsg.): Features, Events and Processes (FEP) for Geological Disposal of Nuclear Wastes, Paris 2000
- Öko-Institut 1986 Öko-Institut e.V.: Risikountersuchung im Rahmen des Projekts: Entwicklung einer Hochdeponie für Sonderabfälle in Hessen, Darmstadt 1986
- Öko-Institut 1999 Dehoust, G. et al.: Untertägiger Versatz von Abfällen – Allgemeine Rahmenbedingungen und Anforderungen; Darmstadt 1999
- Öko-Institut 2001 Dehoust, G. et al.: Stellungnahme zum Entwurf der Verordnung über Deponien und Langzeitlager (Deponieverordnung – DepV) – Stand 04.09.2001, Darmstadt 2001
- Pöllmann 1998 Pöllmann, H.: Immobilisierung von Schadstoffen durch Speichermineralbildung; in: Rekultivierung und Immobilisierung, Berichte 3/98 der Fördergemeinschaft Ökologische Stoffverwertung e.V., 59-72, Halle 1998
- Rechenberg, W. et al 1993 Rechenberg, W. et al.: Einbinden organischer Schadstoffe durch Zementverfestigung, beton 43 (1993), H. 2, S.: 72 - 76 u. H. 3, S.: 122-125
- Rechenberg, W., Sprung, S 1990 Rechenberg, W., Sprung, S.: Probenvorbereitung zur Beurteilung der Auslaugung umweltrelevanter Spurenelemente aus zementverfestigten Stoffen, Abwassertechnik, H. 3 u. 4 (1990), S.: 24 - 27 und 33 – 35
- Reichenbach/Wermuth 2001 Reichenbach/Wermuth: Langzeitsicherheitsnachweis Grube Teutschenthal (Kurzfassung), Teutschenthal 2001

- Roy et al. 1992 A. Roy et al.: Solifidation/stabilization of hazardous waste : Evidence of physical encapsulation, Environ.Sci.Technol. 26/ 1992 S. 1349-1353
- RSU 1990 RSU — Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen: Abfallwirtschaft. Sondergutachten September 1990.- Verlag Metzler-Poeschel, Stuttgart.
- Sabbas et al. 1998 Sabbas, T. et al.: Deponien – Prozesse und Faktoren jenseits der Nachsorge; Universität für Bodenkultur, Wien 1998
- Schmidt 2000 Schmidt, R.: Untersuchungen zur Verwertung und Beseitigung industrieller mineralischer Reststoffe aus der Rauchgasreinigung – Dynamische Brennversuche im halbtechnischen Maßstab; Dissertation, Martin-Luther-Universität, Halle-Wittenberg 2000
- Schmidt 2002 Schmidt, J.: Immobilisierungsmöglichkeiten von Schadstoffen in Rückständen der Abfallverbrennung; in: Tagungsband des 15. Aachener Kolloquiums Abfallwirtschaft im Dezember 2002
- Schmidt 1988 Schmidt, M.: Verwertung von Müllverbrennungsrückständen zur Herstellung zementgebundener Baustoffe, beton 38 (1988), H. 6, S.: 238 – 245
- Schmitz/Wermuth 2001 Schmitz, K.; Wermuth, R.B.: Altlastenholraum – Gefahrenabwehr durch Bergversatz; in: GDBM, Abfallentsorgung im Bergbau unter Tage, 1. Kolloquium zum Bergbau und Umweltschutz in Aachen, Schriftenreihe der GDBM Gesellschaft für Bergbau, Metallurgie, Rohstoff- und Umwelttechnik, Heft 88, S. 53-66, Clausthal-Zellerfeld 2001
- Sitz et al. 2003 Sitz, P, et al.: Verschlussbauwerke für Endlager und Untertagedeponien; in: Forschungszentrum Karlsruhe, Untertägige Entsorgung – Sechstes Statusgespräch zu FuE-Vorhaben auf dem Gebiet der Entsorgung gefährlicher Abfälle in tiefen geologischen Formationen am 27. und 28. Mai 2003 in Karlsruhe, Wissenschaftliche Berichte, FZKA-PTE Nr. 8, S. 135-150
- Springer/Haase 2001 Springer, H.; Haase, R.: Versatzverfahren im Kalibergbau, Bergwerk „Glückauf“ Sondershausen; in: GDBM, Stand der Abfallverwertung im Bergbau unter Tage, Schriftenreihe der GDBM Gesellschaft für Bergbau, Metallurgie, Rohstoff- und Umwelttechnik, Heft 90, S. 27-40, Clausthal-Zellerfeld 2001
- Sprung 1988 S. Sprung: Bindung umweltrelevanter Sekundärrohstoffe durch Verfestigung mit Zement, Vortrag in der Bundeswirtschaftskammer, 01.12.1988
- Städtler 2001 Städtler, G.: Abfallverwertung im Kalibergbau am Beispiel der Untertageverwertung Unterbreizbach; in: GDBM, Stand der Abfallverwertung im Bergbau unter Tage, Schriftenreihe der GDBM Gesellschaft für Bergbau, Metallurgie, Rohstoff- und Umwelttechnik, Heft 90, S. 27-40, Clausthal-Zellerfeld 2001
- TA Abfall 1991 Zweite allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Abfallgesetz (TA Abfall) v. 12.03.1991, GMBI. S. 139
- Tamas 1992 F.D. Tamas, L. Csetenyi, J. Tritthart: Effects of adsorbents on the leachability of cement bonded electroplating wastes, Cement and Concrete Res. Vol. 22, 1992, S. 399-404
- TFB 1982 TFB/Technische Forschungs- und Beratungsstelle der Schweizerischen Zementindustrie: Die Einwirkung verschiedener Stoffe auf Beton, Zementbulletin, Jahrg. 50, Februar 1982, S.: 1 – 8

- Tobler 1989 Tobler, H.P.: Bewertungskriterien für Reststoffe, VDI-Berichte 753, VDI Verlag, Düsseldorf, 1989
- Ullmann 1985 Ullmann - Encyclopedia of Industrial Chemistry, 5. Auflage, Verlag Chemie, Weinheim Bergstr. 1985
- VersatzV 2002 Verordnung über den Versatz von Abfällen unter Tage (Versatzverordnung – VersatzV) v. 24.07.2002, BGBl. I S. 2833
- Weidemann 2002 Gutachtliche Stellungnahme zu rechtlichen Fragen der Stabilisierung besonders überwachungsbedürftiger Abfälle, Gleiss, Lutz, Hootz, Hirsch Rechtsanwälte, Frühjahr 2002
- Werner/Werner 1999 Werner, B., Werner, M.: Schnellbestimmungsmethoden zur baustofftechnischen Charakterisierung von Braunkohlenfilteraschen; in: Verwertung von Kraftwerksnebenprodukten, Berichte 2/99 der Fördergemeinschaft Ökologische Stoffverwertung e.V., 85-102, Halle 1999
- Wienberg et al. 1989 Wienberg, R. et al.: Verfestigung, Stabilisierung und Einbindung organischer Schadstoffe aus Deponien; in: Thomé-Kozmiensky (Hrsg.), Altlasten 3, 227-259, EF-Verlag, Berlin 1989
- Wienberg et al. 1990 Wienberg, R. et al.: Zur Verfestigung von Abfällen und den Prüfverfahren für verfestigte Abfälle; in: Thomé-Kozmiensky (Hrsg.), Behandlung von Sonderabfall vor dem Hintergrund der TA Abfall, 407-427, EF-Verlag, Berlin 1990
- Wilke 1991 Wilke, F. L.: Untertageverbringung von Sonderabfällen in Stein- und Braunkohleformationen, Materialien zur Umweltforschung (herausgegeben vom Rat von Sachverständigen für Umweltfragen), Verlag Metzler-Poeschel, Stuttgart 1991.
- Wilsnack et al. 2002/1 Wilsnack, T. et al.: Methodische Konzepte zur Beurteilung des Langzeitverhaltens von immobilisierten Materialien; in: Müll und Abfall 7/2002
- Wolf 1995 Dr. Wolf, Bundesverband der Zementindustrie in Köln, pers. Mitteilungen, Köln 1995