

Aus der Bezirkshygieneinspektion und dem Hygieneinstitut Leipzig,  
Fachgebiet Bodenhygiene (Direktor: OMR Dr. med. R. Ezold)

## **Unterirdische Deponie industrieller Abprodukte – cyanidhaltige Härtereialsalze**

Von **Joachim G. Tauchnitz, Carolus Spreer, Harald Strauß, Christian Mitreiter**  
und **Günter Kiesel**

Mit 9 Abbildungen und 4 Tabellen

(Eingegangen am 22. Januar 1988)

### 1. Einleitung

Wenn wir Abfälle auf einer Deponie ablagern wollen, geschieht das mit dem Ziel der Entsorgung. In der Sprache des Landeskulturgesetzes bedeutet das letztlich, daß die Ablagerung „schadlos“ erfolgt. Die Erfahrungen zeigen, daß die am meisten angewandte Deponieart, die oberirdische Deponie, nicht als schadlos zu bezeichnen ist. Warum ist das so?

Alle oberirdischen Deponiearten befinden sich im Bereich der Biosphäre, d. h., sie sind in den biogeochemischen Kreisläufen der Elemente und stabilen Verbindungen integriert (Abb. 1).

Das bedeutet: Die in den abgelagerten Abfällen enthaltenen Elemente und stabilen Verbindungen gelangen in jedem Fall bei den bisher praktizierten und gesetzlich vorgeschriebenen oberirdischen Deponiemethoden zu irgendeinem Zeitpunkt in die Nahrungsketten. Um diesen Vorgang zu hemmen, wurden solche oberirdischen Deponiearten wie die Hochsicherheitsdeponien oder Behälterdeponien (Poremba 1984, Schwennicke und Fensch 1985) konzipiert. Beim genaueren Betrachten dieser Deponiearten fällt auf, daß es sich nicht um Deponien im herkömmlichen Sinne handelt, sondern um Formen der Lagerhaltung.

Aus chemisch-thermodynamischer Sicht sind solche Deponien bezüglich der abgelagerten Stoffe instabile Systeme, die in ihrer Abreaktion mit den im Milieu enthaltenen Substanzen nur einer kinetischen Hemmung unterliegen. Um die kinetische Hemmung aufrecht zu erhalten, um diese Deponien zu stabilisieren, müssen ständig Wartungs- und Sanierungsarbeiten vorgenommen, d. h. Energien zugeführt werden. Nur durch diesen Aufwand kann das Eindringen der in oberirdischen Deponien abgelagerten Stoffe in die biogeochemischen Kreisläufe, insbesondere in die Nahrungsketten, weitgehend verhindert werden (Tauchnitz, Sühnel u. a. 1988).

Das zunehmende Bewußtsein über die Unmöglichkeit der Durchsetzung des Prinzips der „schadlosen Beseitigung“ führt zwangsweise zur Suche nach alternativen Ablagerungsmöglichkeiten.

Schadlos für die Biosphäre kann aber nur abgelagert werden, wenn jeder Kontakt der Lebewelt mit den Abfällen unterbleibt. Das ist nur realisierbar durch Beseitigung dieser Abfälle im Weltraum (außerhalb der Erdanziehung) oder im Erdmantel. Realisierbar ist zur Zeit nur die Ablagerung in der oberen Erdkruste, d. h. in mehreren 100 bis 1000 m Tiefe.

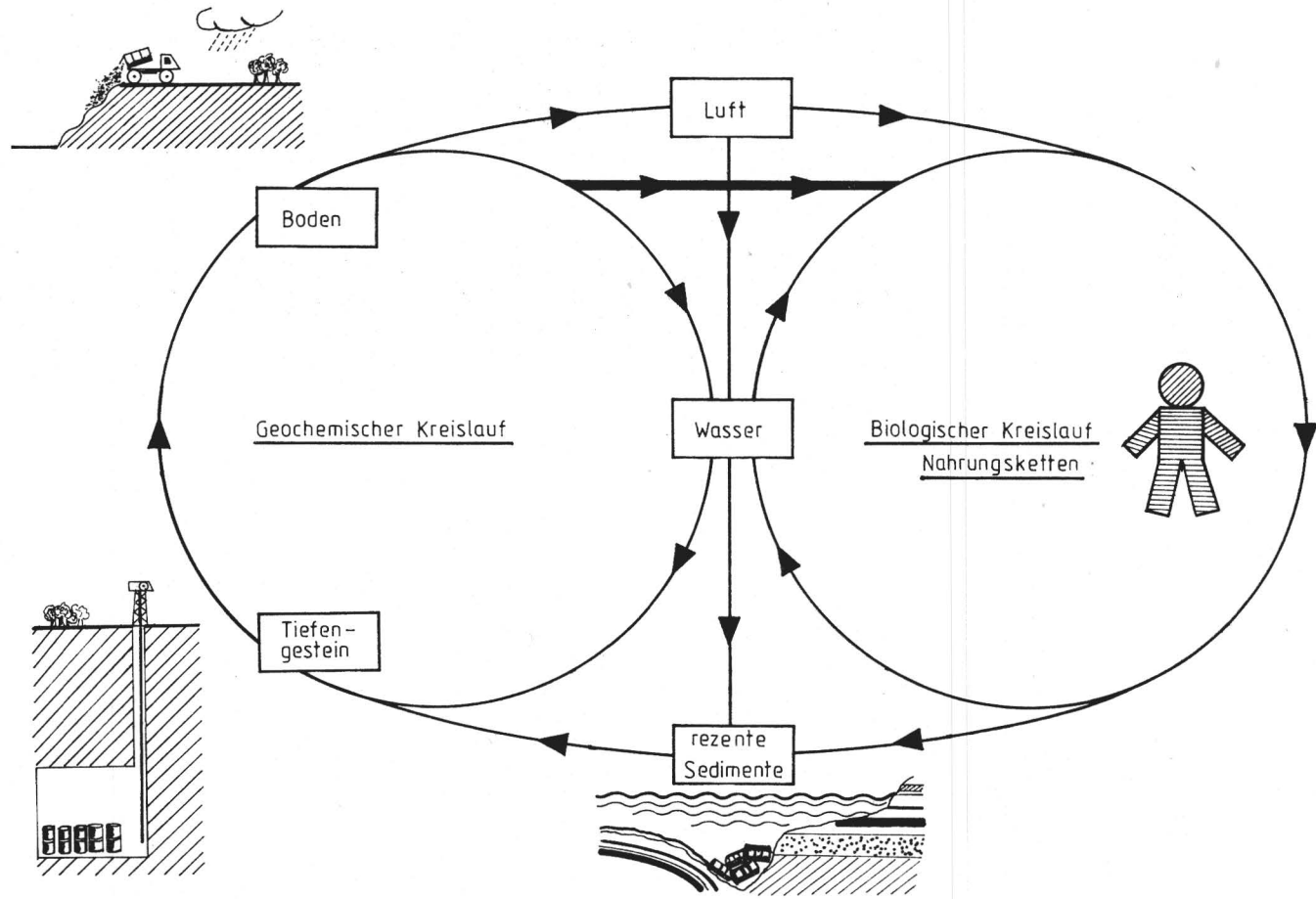


Abb. 1. Deponien im biogeochemischen Kreislauf

## 2. Unterirdische Deponie und biogeochemischer Kreislauf

Die Abfälle werden bei der unterirdischen Deponie in die langsam ablaufenden geochemischen Stoffkreisläufe eingefügt (Abb. 1). Da die abgelagerten Abfälle nicht in die Biosphäre zurückgelangen dürfen, das ist die Bedingung für die unterirdische Deponie, wird davon ausgegangen, daß die abgelagerten Abfälle in den nächsten 100 000 bis 1 Mio. Jahren entweder durch spontane Umwandlung wie bei radioaktiven Abfällen oder durch die ablaufenden geochemischen Prozesse entgiftet und damit der Biosphäre für immer entzogen werden. Es wird mit einer „Gratisleistung“ der Natur gerechnet, die vielleicht in ferner Zukunft erfolgt.

Deshalb müssen in den unterirdischen Deponien die anstehenden Gesteinsschichten solange wirksame Barrieren- oder Rückhaltefunktionen erfüllen, solange die abgelagerten Stoffe noch biologisch (toxisch) wirksam werden können.

## 3. Möglichkeiten und Formen der unterirdischen Deponie

In Abbildung 2 werden in Anlehnung an Herrmann u. a. (1985) die Bereiche skizziert, in denen Abfälle unterirdisch eingelagert werden können. Für die unterirdische Ablagerung von problematischen Abfällen sind die Zentren ozeanischer tektonischer Platten, die stabilen Bereiche der Erdkruste und die Subduktionszonen (Tiefseegräben) interessant geworden.

Jagsch (1977) weist auf fünf Möglichkeiten der unterirdischen Deponie in stabilen Bereichen der Erdkruste hin. Es handelt sich um:

- das Verpressen von flüssigen Abprodukten über Bohrungen in wasserführende Schichten und erschöpfte Kohlenwasserstofflagerstätten (Abb. 3);
- die Verpressung flüssiger Abfälle mit hohem Druck in dichte Gebirgsschichten (hydraulische Rißbildung);
- das Einbringen von schlammförmigen Abprodukten in Kavernen (Abb. 4);
- die Nutzung von bergmännisch gewonnenen Hohlräumen;
- das Einlagern in Steinsalz- und Kaligruben als besondere Form der bergmännisch gewonnenen Hohlräume (Abb. 5).

Die weiteren Möglichkeiten der unterirdischen Deponie, wie Verklappung von Abfällen auf hoher See oder Versenkung in Tiefseegräben sollen an dieser Stelle nicht weiter diskutiert werden, weil diese Formen in jedem Fall den Kontakt mit der Biosphäre nach sich ziehen.

Von Bedeutung für die weitere Betrachtung ist, daß die Abprodukte so in den Untergrund abgelagert bzw. eingetragen werden können, daß diese entweder direkten oder gar keinen Kontakt mit den anstehenden Gesteinen haben. Die Folgen der unterschiedlichen Kontakte sind abhängig von den Eigenschaften der Verpackungsmaterialien bzw. von den abgelagerten Stoffen und von den anstehenden Gesteinsarten.

## 4. Anforderungen an die Wirtsgesteine

Um die langfristige Sicherheit der Untergrunddeponie garantieren zu können, müssen die Eignungen des anstehenden Gesteins aus

- geologischer, mineralogischer Sicht
- physikalischer und chemischer Sicht

bekannt sein (Tab. 1), und das mit einer Sicherheit für die nächsten Jahrzehnte, Jahrhunderte . . .

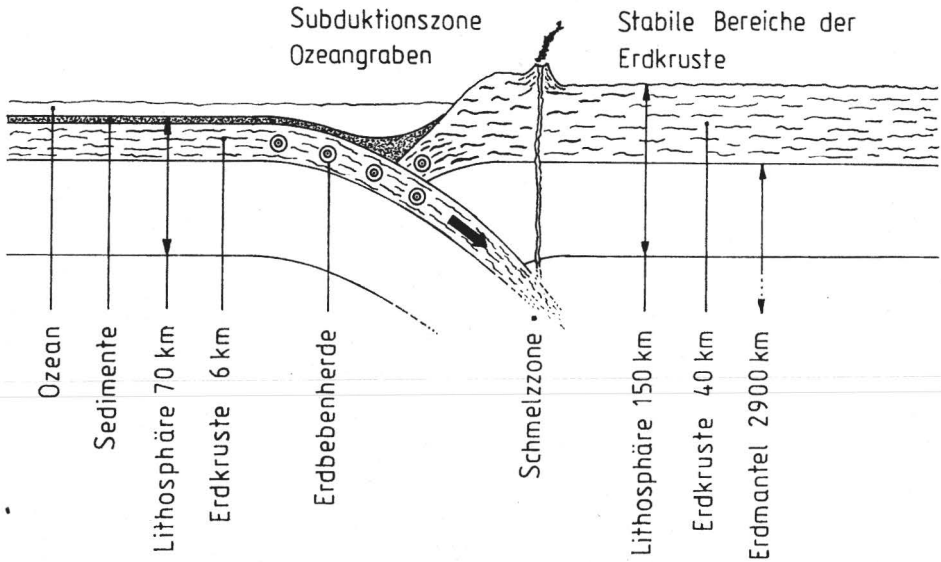


Abb. 2. Möglichkeiten der unterirdischen Deponien (nach Herrmann u. a. 1985)

Als Wirtsgesteine werden Tongesteine, Steinsalze, Granite, Basalte, Tuffe oder Tonschiefer genutzt, die sich unter ganz bestimmten geologischen oder geochemischen Bedingungen verändern können.

Tabelle 1. Beispiele ausgewählter Eigenschaften der anstehenden Wirtsgesteine

Eigenschaften	
geologische	— Durchlässigkeit für Fremdwasser (Porosität, Klüftigkeit) — Eigenwasserführung
mineralogische	— Arten der Minerale (z. B. Tonminerale: illitisch?, kaolinitisch?, montmorillonitisch?) — Eigenschaften der Minerale (Temperaturbeständigkeit, Sorptionsfähigkeit, chemische Stabilitätsbereiche)
physikalische	— Thixotropie, Festigkeit, Radioaktivität (Einfluß auf Stabilität der eingelagerten Stoffe), Löslichkeit
chemische	— Reaktivität gegenüber den einzulagernden Abprodukten

Ideale Wirtsgesteine für die Endlagerung von Schadstoffen gibt es nicht! Durch die Nutzung von natürlichen und technischen Barrieren wird versucht, gewissen auftretenden Unsicherheiten, wie Mineraländerungen bei chemischen Milieuveränderungen oder Wärmeentwicklungen, zu begegnen.

Dafß es aus thermodynamischer Sicht keine zeitlich unendliche Stabilität von mineralogenen Phasen bei Veränderung der chemischen Situation geben kann, zeigt der Formalismus von Tauchnitz, Sühnel u. a. (1988). Das gilt sowohl für die Wirtsgesteine als auch für die zur Verfestigung bzw. Verpackung genutzten Materialien. In beiden Fällen gilt für das chemische Potential  $\mu$  der Substanz  $i$  des Abproduktes:

$$\mu_i = \mu_i^\phi + RT \ln a_i$$

(Symbolerklärung siehe Nomenklaturliste – Tab. 2). An der Phasengrenze Abfall

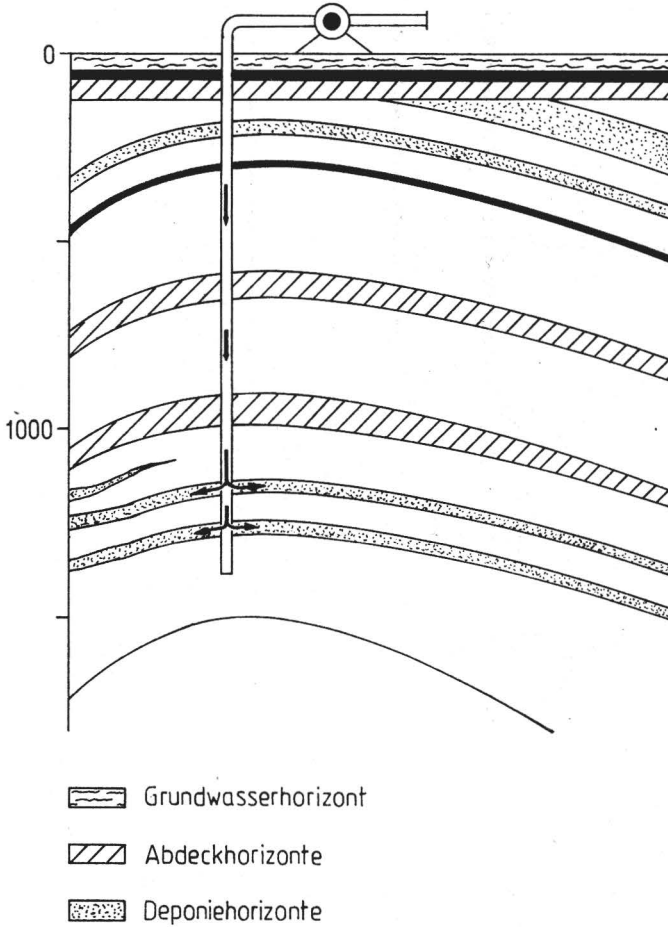


Abb. 3. Verpressen von flüssigen Abprodukten in porösem Gestein (nach Jagsch 1977)

(Phase I)/Wirtsgestein (Phase II) bzw. Abfall/Verpackung (Phase II) gilt zur Zeit  $t = 0$ :

$$\mu_i^I \neq \mu_i^{II}$$

Das chemische Gleichgewicht bezüglich Substanz  $i$  in dem zu betrachtenden heterogenen System (Abproduktphase/Phase der Wirtsgesteine oder der Verpackung) ist nicht erreicht.

Da an den Phasengrenzen Abfallkörper/Behälterwand oder Wirtsgestein enorme Konzentrationssprünge der Schadstoffkomponenten auftreten, ergibt sich aus

$$\vec{x} = \left| \frac{d\mu_i}{dl} \right| = \left| \frac{d}{dl} (\mu_i^\Phi + RT \ln c_i) \right|$$

ein sehr großes Migrationsstreben des Stoffes  $i$  aus der Phase I in die Phase II (Tauch-

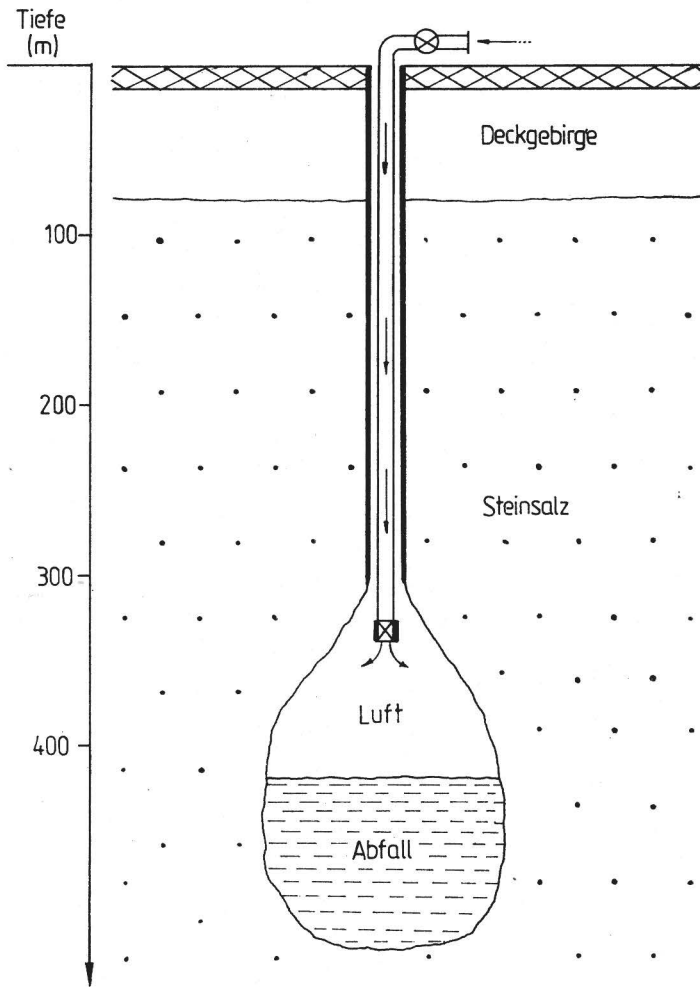


Abb. 4. Ablagerung in einer Kaverne (nach Jagsch 1977)

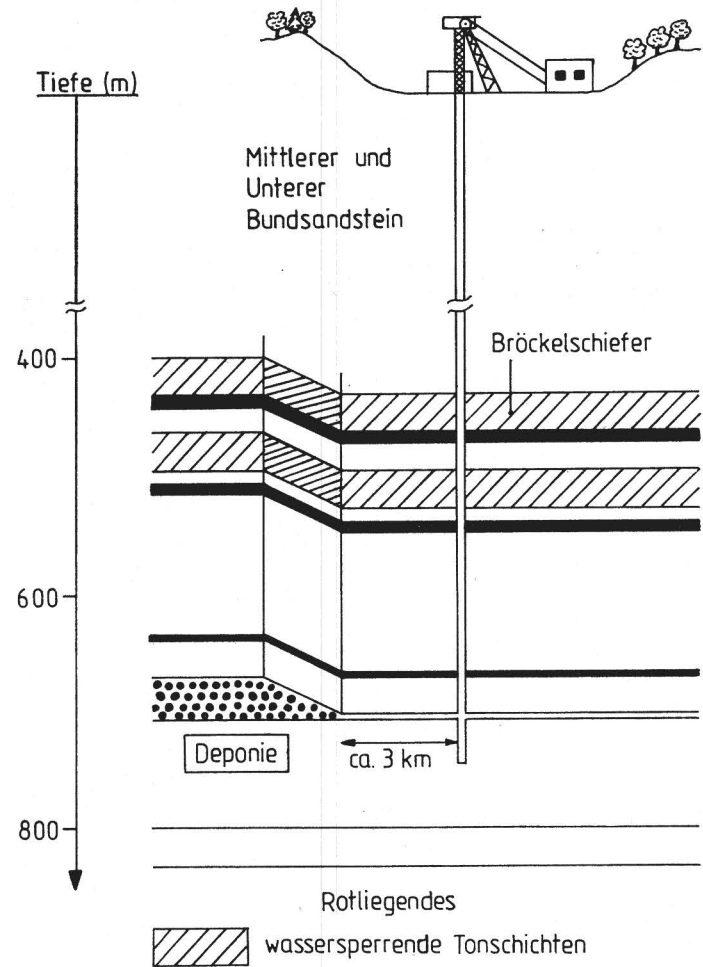


Abb. 5. Unterirdische Deponie in einem Steinsalzbergwerk (nach Herrmann u. a. 1985)

nitz, Sühnel u. a. 1988, siehe auch Côté 1983) bis zum Erreichen des Gleichgewichtszustandes. Im Gleichgewichtszustand gilt:

$$\mu_i^I = \mu_i^{II}$$

d. h., ein Stoffaustausch zwischen Phase I und Phase II hat stattgefunden.

Damit besteht für eine zeitlich unbegrenzte Dichtheit sowohl für das Verpackungsmaterial als auch für das Wirtsgestein eine große Unsicherheit.

Aus thermodynamischer Sicht ist eine Isolierung von Abprodukten von anderen Umweltmedien unmöglich. Die Vorgänge sind „nur“ kinetisch gehemmt, d. h. aus

$$\left| \frac{dg_i}{dt} \right| = \mu_i \cdot \left| \frac{dn_i}{dt} \right| = \mu_i \phi \left| \frac{dc_i}{dt} \right|$$

ist zu erkennen, je kleiner der Quotient, um so größer ist die Hemmung der Prozesse (Migration). Die kinetische Hemmung wird durch Diffusionsvorgänge in den vorhandenen Phasen und durch andere Einflußfaktoren (z. B. katalytische Effekte von anderen Verunreinigungen) aufgehoben (Tauchnitz u. a. 1988).

Tabelle 2. Nomenklaturliste für die verwendeten Symbole

Symbol	Begriff	Erklärung
$\mu$	chemisches Potential	Das chemische Potential ist die partielle molare freie Enthalpie für konstanten Druck und konstante Temperatur. Sie ist damit ein Maß für die Abhängigkeit der freien Enthalpie und somit der Reaktionstriebskraft (nur) von Konzentrationsänderungen.
R	Gaskonstante	
T	Temperatur	
a	Aktivität	Aktivität ist die thermodynamisch wirksame Konzentration eines Stoffes in einer Mischphase.
$\rightarrow$		
X	treibende Kraft	treibende Kraft für den Stofffluß bzw. für die Migration
l	Schichtdicke	
d	differentielle Zustandsänderung	
$\Delta$	Differenz einer Zustandsänderung	
c	Konzentration	
n	Objektmenge	
g	freie Enthalpie	$g \equiv h - Ts$ . Die freie Enthalpie stellt denjenigen Betrag der Enthalpie dar, der bei reversibler Prozeßführung frei wird, d. h. in jede andere Energieform umwandelbar ist (maximale Nutzarbeit). Während des Ablaufes eines Vorganges nimmt $\Delta g$ ab, d. h. $\Delta G < 0$ . Eine Reaktion ist nur möglich, wenn dabei die freie Enthalpie abnimmt. Im Gleichgewicht gilt $\Delta G = 0$ . $\Delta G > 0$ ist unmöglich (z. B. würde es einem spontanen Hinauffließen von Wasser auf einen Berg bedeuten).
Untere Indizes		
i	Komponente	
Obere Indizes		
$\phi$	Standardgröße	

### 5. Anforderungen an die Abprodukte

Grundsätzlich muß gesagt werden: Da die anfallende Müllmenge im Vergleich zum vorhandenen Hohlraum sehr groß ist, sind nur solche Abfälle in unterirdische Deponien einzulagern, die keiner solchen Stoffwandlung unterzogen werden können, nach der sie ohne Risiken für die Lebewelt bedenkenlos in die Biosphäre eingebracht werden können.

Es sind folgende Grundanforderungen an die Abprodukte für die Ablagerung in unterirdischen Deponien zu stellen:

- Die Abprodukte sind so präpariert bzw. verpackt abzulagern, daß sie den natürlichen Zustand der Standorte nicht verändern („immissionsneutrale Ablagerung“).
- Die Abprodukte dürfen keine unerwünschten und unkontrollierbaren Reaktionen untereinander und mit dem Wirtsgestein eingehen (z. B. Flockung bei Verpressung oder Gasbildung bei Einlagerung in Stollen stillgelegter Bergwerke).
- Der Abfall muß so beschaffen sein, daß er dem natürlichen Bergdruck widersteht.
- Für die Verpressung von flüssigen Abfällen in Porenspeicher darf der Feststoffgehalt max. 10 mg/l und in Kluftspeicher max. 500 mg/l betragen (siehe Lühr 1985, Jagsch 1977).

Ohne technologische Fragen zu berühren, gelten für die verpackt bzw. verfestigt eingelagerten Abprodukte die gleichen thermodynamischen Formalismen wie für die Wirtsgesteine (Côte 1983). Entsprechend ihren Eigenschaften werden sich die Inhaltsstoffe bis zur Gleichgewichtseinstellung zwischen den Phasen verteilen.

### 6. Möglichkeiten und Folgen der Wechselwirkung eines Abproduktes mit anstehenden Festgesteinen

Als Beispiel für ein gegenwärtig in großem Maße unterirdisch abgelagertes Abprodukt soll das Verhalten cyanidischer Salze in einem Salzbergwerk betrachtet werden.

Um die Reaktionen des cyanidischen Materials mit dem Wirtsgestein zu untersuchen, wurden von uns sowohl Kaliumcyanid als auch cyanidhaltiges Härtesalz mit durch Sicker- und Schwitzwasser im Bergwerk entstandener Salzsole und mit dem vor Ort anstehenden Salz in Kontakt gebracht (Tab. 3). Cyanidhaltige Härtesalze können 0,1–86 % NaCN enthalten (mit einem Ba<sup>++</sup>-Anteil von 0–50 %).

Tabelle 3. Zusammensetzung einiger vor Ort anfallender Steinsalzsolen

Entnahmeort	pH	K <sup>+</sup>	Na <sup>+</sup>	Mg <sup>++</sup>	Cl <sup>-</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>--</sup>	HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	Br <sup>-</sup> /J <sup>-</sup>	Dichte*
M	6,3	24,4	18,8	75,1	248,2	27,9	1,04	1,94	1,278
H	6,1	24,2	16,5	78,1	249,1	33,3	1,25	2,10	1,285

(alle Angaben in g/dm<sup>3</sup> bzw. \* g/cm<sup>3</sup>)

#### 6.1. Reaktionen von Kaliumcyanid mit Salzsole

In einem 250-ml-Erlenmeyerkolben mit Absorptionsaufsatz wurden 200 g der Salzsole eingewogen. Diese wurde nach Thermostatierung auf 23 °C mit 100 mg KCN versetzt und mit in 5 N Natronlauge gewaschener Luft (0,5 l/h) gespült. Der ausgetriebene Cyanwasserstoff wurde im Aufsatz in 1 N Natronlauge absorbiert. Der Gehalt der Absorptionslösung an Cyanid wurde kontinuierlich mittels einer Durchflußmeßzelle nach Pilhar u. a. (1979) amperometrisch bestimmt. Es konnte festgestellt



werden, daß 33–37 % des eingesetzten Cyanids als Cyanwasserstoff freigesetzt wurden. Die Blausäureentwicklung war nach 12 Stunden abgeschlossen (Abb. 6).

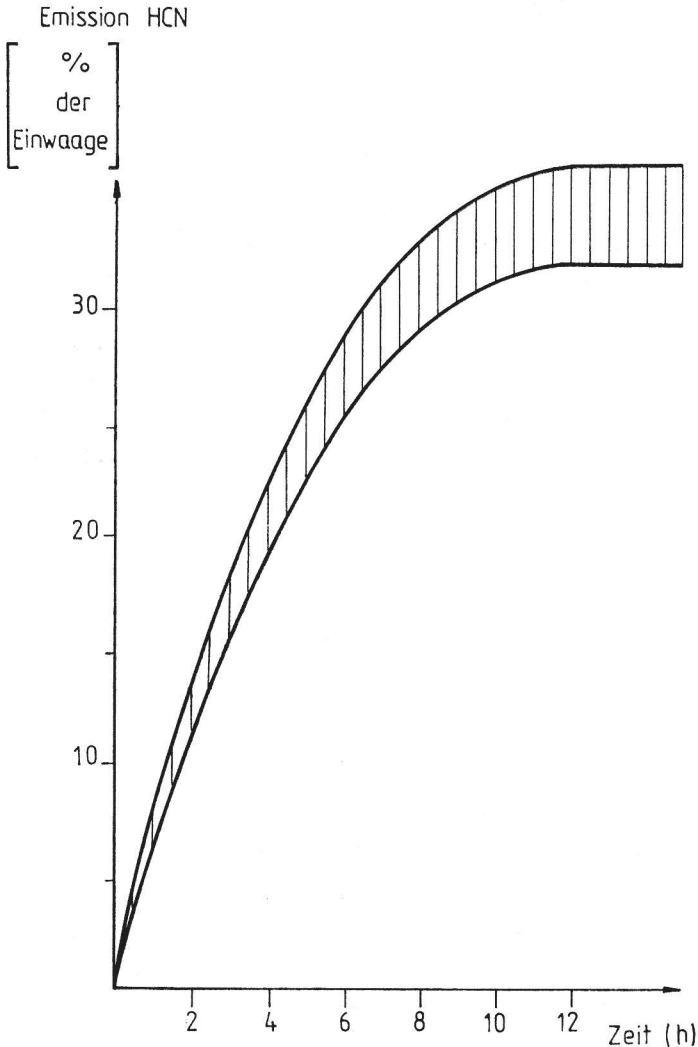


Abb. 6. HCN-Gasentwicklung durch Reaktion von KCN mit Salzsole (schraffierter Bereich gibt den Streubereich der HCN-Entwicklung in den Versuchsansätzen wieder)

### 6.2. Reaktionen von cyanidischem Härtereialsalz mit Salzsole

Der Salzsole wurden 500 mg eines Härtereialsalzes mit einem  $\text{CN}^-$ -Gehalt von 2,6 % zugegeben. Das experimentelle Vorgehen glich dem des vorangehenden Abschnittes.

Erwartungsgemäß war die HCN-Entwicklung auf Grund der Alkalität des Härtereialsalzes geringer. Es wurden zwischen 6 und 9 % der Einwaage des Cyanids als HCN emittiert. Nach etwa 7 Stunden war die Gasentwicklung abgeschlossen (Abb. 7).

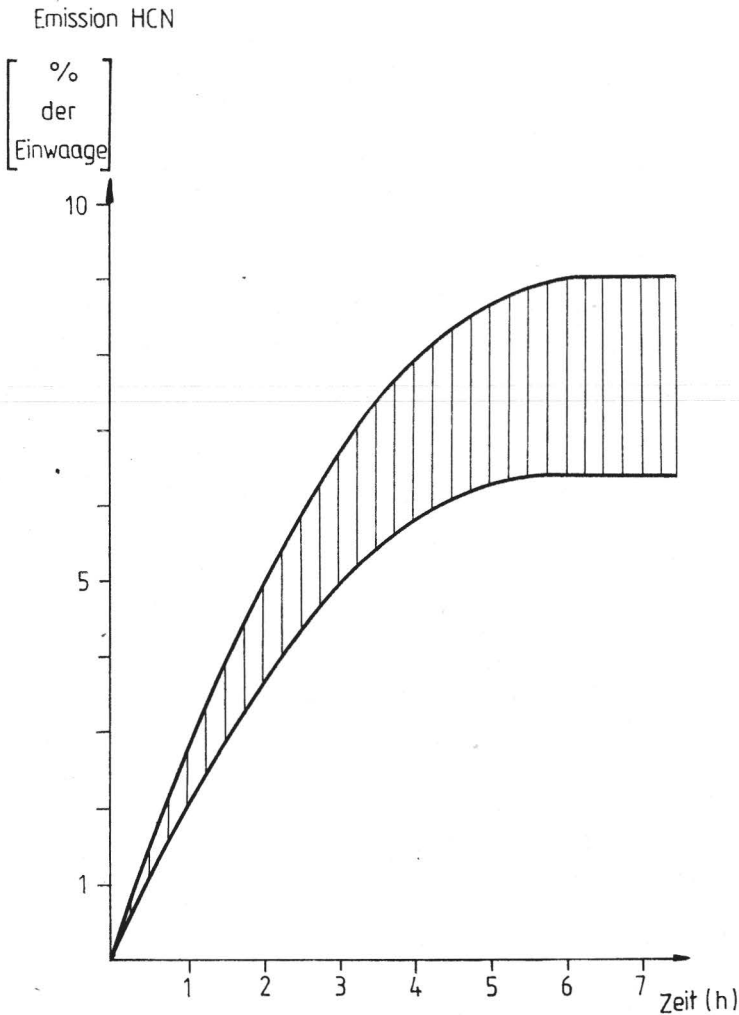


Abb. 7. HCN-Gasentwicklung durch Reaktion von cyanidhaltigem Härtereialsalz mit Salzsole (siehe auch Legende von Abb. 6)

### 6.3. Reaktion von cyanidischem Härtesalz mit Steinsalz

Das vor Ort gewonnene Steinsalz wurde mit vier verschiedenen Härtesalzen in Kontakt gebracht. Dazu wurden in Exsikkatoren mit  $5000 \text{ cm}^3$  Rauminhalt jeweils zu 2 kg Steinsalz (bei  $105^\circ \text{C}$  getrocknet) 200 ml destilliertes Wasser gegeben. Nach Einebnen der Oberfläche wurden jeweils 20 g Härtereialsalz (Körnung 1 – 4 mm) in gleichmäßiger Schicht auf das Steinsalz gebracht.

Die  $\text{CN}^-$ -Gehalte der Altsalze lagen zwischen 0,5 und 2,1 %. Nach Thermostatierung der Behälter auf  $23^\circ \text{C}$  wurde die darin befindliche Luft täglich 60 min. lang zwecks Messung der HCN-Konzentration abgesaugt. Aus Abbildung 8 ist ersichtlich, daß nach einer Induktionsphase die HCN-Entwicklung steil ansteigt, längere Zeit konstant bleibt und schließlich langsam abfällt. Es wurden zwischen 55 und 89 % des eingesetzten Cyanids im Zeitraum von 50 Tagen als Cyanwasserstoff freigesetzt.

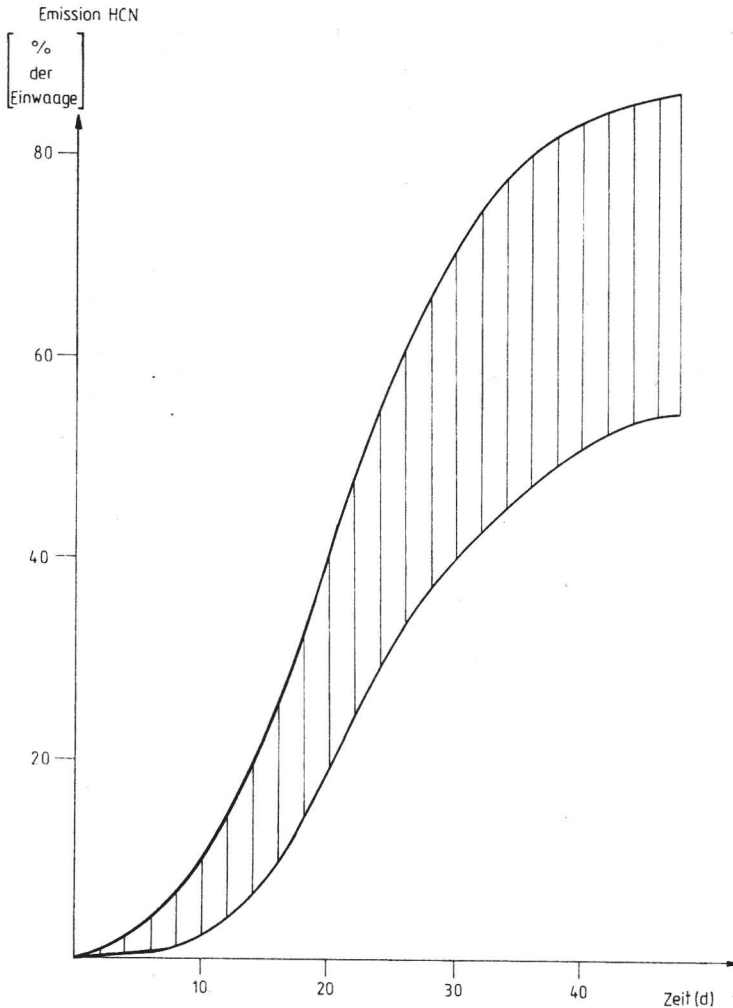


Abb. 8. HCN-Gasentwicklung durch Reaktion von cyanidhaltigem Härtereialsalz mit Steinsalz (siehe auch Legende von Abb. 6)

#### 6.4. Unterirdischer Technikumversuch

##### Versuchsbedingungen und -durchführung

Die Technikumsversuche zur Einlagerung von cyanidhaltigen Härtesalzen wurden in einer Steinsalzkammer mit den Abmessungen von  $18\text{ m} \times 22\text{ m} \times 2,5\text{ m}$  durchgeführt. Das cyanidhaltige Härtesalz wurde in 220 l-Hochdruckpolyethylenfässer in der Steinsalzkammer eingelagert. Die Fässer sind 985 mm hoch und haben einen Durchmesser von 600 mm. Die Halsöffnung ist 495 mm weit.

Insgesamt wurden 223 Fässer mit 59,4 t Altsalz eingelagert. Die Fässer wurden zweifach übereinander gestapelt, die Außenseite nur einfach.

Im Versuchszeitraum betrug die relative Luftfeuchtigkeit 72–77 % und die Temperatur  $21,2\text{ }^{\circ}\text{C}$ . Die Bewetterung war stillgelegt. Die Messungen wurden täglich vorgenommen und erfolgten nach Absorption mit einer Gaswaschflasche (über Pumpe und Gaszähler) photometrisch nach der Pyridin-Barbitursäuremethode. Die Versuche

wurden nacheinander in o. g. Steinsalzammer durchgeführt. Vier Versuchsgruppen wurden realisiert.

1. Versuchsgruppe: Einlagerung von 223 geschlossenen Fässern. Der Versuchszeitraum betrug 44 Tage.
2. Versuchsgruppe: Einlagerung von 219 geschlossenen Fässern und 4 geöffneten Fässern, die nach 36 Tagen wieder geschlossen wurden.
3. Versuchsgruppe: Einlagerung von 207 geschlossenen Fässern und 16 neu geöffneten Fässern, die nach 42 Tagen geschlossen wurden.
4. Versuchsgruppe: Einlagerung von 173 geschlossenen Fässern und 50 neu geöffneten Fässern. Der Beobachtungszeitraum betrug 61 Tage.

### 6.5. Versuchsergebnisse

Der zeitliche Verlauf der HCN-Entwicklung ist in Abb. 9 graphisch dargestellt. Während vier geöffnete Fässer zu keiner Überschreitung des MAK-Wertes für HCN in der Luft führen, kommt es bei Öffnung von 50 Fässern zu MAK-Wert-Überschreitungen. Die HCN-Konzentration in der Luft der Salzammer steigt nach Schließen der 16 in der 3. Versuchsgruppe geöffneten Fässer und anschließend sofortigem Öffnen von 50 neuen Fässern sprunghaft an.

Tabelle 4 gibt den Zusammenhang zwischen  $CN^-$ -Konzentration im Altsalz, der Anzahl der eingelagerten Fässer und der HCN-Konzentration in der Raumluft wider.

Tabelle 4. HCN-Entwicklung unter Technikumsbedingungen

Fäßzahl geschlossen	offen	Durchschnittlicher NaCN-Gehalt im Altsalz der geöffneten Fässer (%)	Durchschnittlicher HCN-Gehalt in der Raumluft (mg/m <sup>3</sup> )
223 (59,4 t)	0		0,0014 (0,001–0,009)
219	4	35,2	0,091 (0,0049–0,3746)
207	16	7,9	0,555 0,06–2,03
173	50	11,9	2,37 (1,35–7,51)

Die in Abb. 9 dargestellte HCN-Entwicklung besitzt eine Schwankungsbreite, die mit den Luftdruckschwankungen korreliert. Der Korrelationskoeffizient beträgt  $r = +0,802$ .

## 7. Diskussion und Schlußfolgerungen

Insgesamt läßt sich einschätzen, eine Ablagerung von Schadstoffen und toxischen Materialien in umweltgefährdenden Mengen (Schmidt – Bleek u. a. 1982) in unterirdischen Deponien bringt Risiken mit sich. Als Risiko wird die Wahrscheinlichkeit bezeichnet, mit der eine Chemikalie ihr Gefährdungspotential durch Erreichen eines Individuums realisiert (nach Lovell 1986). Die Zunahme der Risiken für die Gefährdung der Biosphäre sind begründet in der endlichen (zeitlich begrenzten) Haltbarkeit von Verpackungsmaterialien. Diese können in Abhängigkeit von den Milieufaktoren in den unterirdischen Deponien und der Reaktionsfähigkeit der Abprodukte ihre

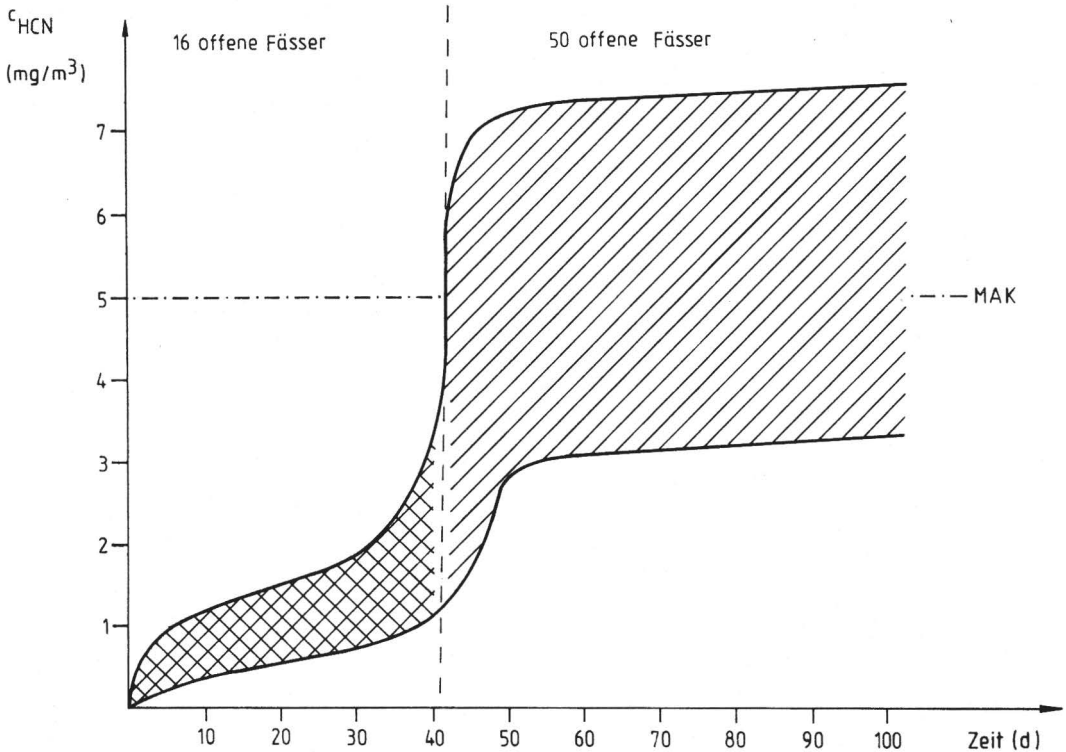


Abb. 9. HCN-Gasentwicklung im Technikumversuch

(siehe auch Legende von Abb. 6; MAK-Wert für HCN: 5,0 mg/m<sup>3</sup>; MIK<sub>K</sub>-Wert für HCN: 0,015 mg/m<sup>3</sup>; MIK<sub>D</sub>-Wert für HCN: 0,005 mg/m<sup>3</sup>)

Barrierefunktion verlieren, und die Abprodukte werden freigesetzt und reagieren mit dem anstehenden Gestein. Die Wahrscheinlichkeit des Eintritts dieser Produkte in die Biosphäre erhöht sich durch diese Prozesse wesentlich und damit das Risiko. Seni, Kreitler u. a. (1986) berichten von beobachteten Schadstofffreisetzungen in Salzbergwerken. Es wird eine Wahrscheinlichkeit von Schadensfällen bei unterirdischen Deponien von etwa 4 ‰ angegeben.

Mit unseren Versuchen konnten wir am Beispiel der cyanidhaltigen Härtereisalzsalze zeigen, daß bei Wegfall der Barrierefunktion der Verpackung in unterirdischen Deponien Schadstoffe, hier in Form von HCN, massiv in die Biosphäre eingetragen werden können.

Aus den genannten Gründen können unterirdische Deponien *nur* in Form von Zwischenlagern betrieben werden. Es ist notwendig, durch ständige Sanierungsarbeiten entstehende Schäden zu beseitigen, um damit die Barrierefunktion der technischen und der geologisch-geochemischen Barrieren aufrechtzuerhalten. Nur wenn diese Möglichkeiten gegeben sind, können unterirdische Deponien als ständig bewirtschaftete „Lager“ realisiert werden (siehe auch Tauchnitz, Sühnel u. a. 1988).

Im allgemeinen sind unterirdische Deponien nur als Zwischenlager nutzbar, wobei die Einlagerungsdauer von der Beständigkeit (Qualität der Barrierefunktion) des Verpackungsmaterials und von der geologischen Situation abhängig ist.

Da weder das anstehende Wirtsgestein noch das abzulagernde Abprodukt als inert zu bezeichnen sind, ist nach Freisetzung des Abproduktes immer mit chemischen bzw.

physikalisch-chemischen Reaktionen zu rechnen. Diese führen letztlich zur Wanderung der Noxen.

Zur Verhinderung dieser Prozesse sind Ablagerungstechnologien anzuwenden, die einen hohen Ordnungszustand bezüglich der abgelagerten Abprodukte gewährleisten (Tauchnitz, Sühnel u. a. 1988). Da die unterirdische Deponie hohe Aufwendungen in der Realisierung erfordert, der gegenwärtige Kenntnisstand bei weitem den notwendigen Anforderungen nicht gerecht und damit die Risiken für die Biosphäre in ungewisser Zukunft enorm erhöht werden, wird die Nutzung unterirdischer Deponien für chemisch wandelbare Stoffe dem Verantwortungsbewußtsein gegenüber der Lebewelt nicht gerecht. Für chemisch nicht wandelbare Stoffe ist es weitaus günstiger, diese im Produktionsprozeß nicht anzuwenden oder die Produktionskreisläufe zu schließen (Recycling), als in irgendeiner Form abzulagern.

### Z u s a m m e n f a s s u n g

Unterirdische Deponien toxischer Abprodukte besitzen ebenfalls ein Gefährdungspotential für die Biosphäre. Das Risiko für die Biosphäre hängt von den Milieubedingungen in den Deponien und vom Verpackungsmaterial der Abprodukte ab. Mit zunehmendem Alter der Deponien wächst das Risiko. Große Konzentrationsgradienten an den Phasengrenzen „Abfall-Verpackung/Wirtsgestein“ bedingen ein großes Migrationsstreben der Inhaltsstoffe von den Abprodukten.

Daraus folgt, daß unterirdische Deponien für toxische Abprodukte nicht als Endlager betrieben werden können und dürfen.

Die unterirdische Deponie toxischer Abprodukte ist mit höchstem Sicherheitsbestreben bei stets vorhandener Unsicherheit zu betreiben.

### S c h r i f t t u m

- Côte, P.: Evaluation of the long term stability of solidified wastes. Presented of a workshop on Environmental Assessment of Waste Stabilization/Solidification, Alberta Environmental Centre Vegreville, Alberta, November 21–22, 1983.
- Herrmann, A. G., H. J. Brumsack und H. Heinrichs: Notwendigkeit, Möglichkeiten und Grenzen der Untergrund-Deponie anthropogener Schadstoffe. *Naturwissenschaften* **72** (1985) 408–418.
- Jagsch, R.: Möglichkeiten der untertägigen Deponie von Abprodukten. *Sicherheit* **23** (1977) 4–6.
- Lovell, D. P.: Risk Assessment – Generell Principles. In: *Toxic Hazard Assessment of Chemicals*. Edited by Mervyn Richardson, Environ. Group, The Royal Society of Chemistry, Burlington House, London W 1 V OBN, 1986, 207–222.
- Lühr, H.-P.: Beladen von Salzkavernen mit Flugstäuben und salzhaltigen Rückständen aus der Sicht des Umweltschutzes. Seminar: Sonderabfälle der Kommunen. 28./29. Januar 1985. Technische Akademie Wuppertal, 1–7.
- Pihlar, S., L. Kosta und B. Hristovski: Amperometric Determination of Cyanide by Use of a Flowthrough Electrode. *Talanta* **26** (1979) 805–810.
- Poremba, H.: Die Behälterdeponie – Ein neuer Vorschlag zur dauerhaften und kontrollierten Ablagerung von Sondermüll. *Wasser und Boden (Hamburg)* **36** (1984) 11, 555–558.
- Schwennicke, A., und L. Fensch: Bautechnische Lösungen für Abdichtungssysteme an Deponien – dargestellt am Beispiel der Behälterdeponie System „Strabag“ und der Hochdeponie „System Rollins“ von Strabag BAU-AG Hamburg. Vertiefersseminar: Deponietechnik heute und morgen am 27./28. 3. 1985 an der Universität Stuttgart.
- Schmidt-Bleek, F., W. Haberland, A. W. Klein und S. Caroli: Steps towards environmental Hazard assessment of new chemicals (including a hazard ranking scheme, based upon Directive 79/881/EEC). *Chemosphere* **11** (1982) 4, 383–416.

Seni, S. J., C. W. Kreidler, W. F. Mullican III und M. S. Hamlin: Utilization of Salt Domes for Chemical-Waste Disposal. In: Issues in Groundwater Management, edited by E. T. Smerdon and W. R. Jordan. Water Resources Symposium Number 12. Center for Research in Water Resources, The University of Texas at Austin, 1986.

Tauchnitz, J., K. Sühnel, W. Mahrle und G. Kiesel: Thermodynamische Betrachtung der Entwicklung regenerativer und nichtregenerativer Deponien. Petermanns Geograph. Mitt. (1988), im Druck.

Dr. sc. nat. Joachim G. Tauchnitz

Dipl. Chem. Carolus Spreer

Dipl. Chem. Harald Strauß

Dipl. Chem. Christian Mitreiter

Dr. rer. nat. Günter Kiesel

Bezirkshygieneinspektion und -institut Leipzig

Fachgebiet Bodenhygiene

Beethovenstraße 25

Leipzig

DDR - 7010

Dorn, M., und D. Weber: **Die Luzerne-Blattschneiderbiene und ihre Verwandten in Mitteleuropa.** Die Neue Brehm-Bücherei, Nr. 582. Wittenberg-Lutherstadt: A. Ziemsen Verlag 1988. 110 S. 56 Abb. u.1 Farbtafel. 11,10 M.

Wohl keines aller Insekten, die als Nutzinsekten eine Rolle für die Bestäubung unserer Kulturpflanzen spielen, hat in so kurzer Zeit aus dem „Nichts“ heraus, also der menschlichen Unkenntnis seiner diesbezüglichen Fähigkeiten, eine Bedeutung erlangt wie die Luzerne-Blattschneiderbiene, die von den Autoren treffend als „Eine Solitärbiene wird zum Wirtschaftsfaktor“ gekennzeichnet wird.

Aus ihrem ursprünglichen Verbreitungsgebiet (Nordafrika, Süd- und Mitteleuropa bis Mittelasien – im Norden Europas bis Südfinnland) ist die Art *Megachile rotundata* F. vor rund einem halben Jahrhundert nach Nordamerika eingeschleppt worden, wo sie sich in etwa 20 Jahren über den gesamten nordamerikanischen Kontinent ausgebreitet hat. Dabei kam ihr als Neuling in der Fauna vermutlich das Fehlen natürlicher Feinde zugute. Damit war aber auch über ihr weiteres Schicksal, nun als Nutzinsekt, speziell für den Luzerneanbau, entschieden.

Die Verfasser behandeln die Biologie dieser Art, ihre Parasiten, ihre speziellen Beziehungen zur Luzerne und die Bemühungen des Menschen im Sinne einer Semidomestikation. Die Folge dieser Bemühungen war schließlich die Entwicklung einer Züchtungs- und Haltungstechnologie, wie wir sie in Parallele dazu seit langem schon für die Honigbiene kennen. Dieser Vergleich charakterisiert die Bedeutung dieser solitären Wildbiene. Als Kriterium für diese Bedeutung seien die Samenträge im Staate Washington angeführt, in dem diese aus der Zeit vor dem Erscheinen der *Megachile rotundata* mit 1–3,5 dt/ha später bis zu 22 dt/ha anstiegen. Die Entstehung des vorliegenden Bandes geht auf die Bestrebungen zurück, auch in der DDR dieses Nutzinsekt erfolgreich einzusetzen. Erste diesbezügliche Untersuchungen begannen 1972 in Gatersleben. Dorn bearbeitete dann ab 1974 im Rahmen eines Forschungsauftrages, dem sich Weber später anschloß, die entsprechenden Fragen für die Nutzenanwendung in der DDR. So liegt nun ein Band vor, der aus eigenen reichen Erfahrungen über das Gesamtproblem dieser *Megachile*-Art orientiert, auch ihren Verwandtschaftskreis einbezieht, damit ihren systematischen Status verdeutlichend, und erfreulicherweise auch eine durch Zeichnungen ergänzte Bestimmungstabelle für die mitteleuropäischen Gattungen und Arten der Blattschneiderbienenartigen (*Megachilidae*) enthält. Dieser schließt sich eine „Charakteristik der Arten Mitteleuropas“ an, die zur Sicherung des Bestimmungsergebnisses beitragen soll. Das Literaturverzeichnis umfaßt in Kleindruck fast 9 Seiten.

J. O. Hüsing