

# BARBARA-GESPRÄCHE

## Payerbach 1998

### „DIE NACHSORGE - FREIE DEPONIE“

Diagenetische Inertisierung  
eine nahezu emissionsfreie Alternative  
für Altlastensanierung und Müllentsorgung

Winfried ENTENMANN

Georg RIEHL-HERWIRSCH

mit Beiträgen von:

P. CARNIEL

M. HACKENBERG



Payerbach

**INHALT**

Zusammenfassung / Summary / Resume / Streszczenie	115
1 Einleitung	119
2 Anforderungen an die heutige Abfallbeseitigung	119
2.1 Anforderungen der europäischen Deponierichtlinie	120
2.2 Über die europäische Deponierichtlinie hinausgehende Anforderungen in Deutschland und Österreich	122
3 Die Methode der DIAGENETISCHEN INERTISIERUNG	123
3.1 Lysimeterversuche Katzelsdorf	124
3.2 DIAINERT-Deponie Hehenberg	127
3.3 Hausmüllversuchsanlage Breitenau	130
4 Zusammenfassende Ergebnisdarstellung der wissenschaftlichen Arbeiten und der betreuenden Meßarbeiten; Parameter-Erfassung	131
4.1 Raumgewicht	131
4.2 Setzungsverhalten	131
4.3 Durchlässigkeit	131
4.4 Sickerwasserentwicklung	133
4.5 Gasproduktion	136
4.5.1 Gasquantitäten	136
4.5.2 Konzentrationen	137
4.5.3 Gasfrachten	138
4.6 Temperaturentwicklung im Abfallkörper	138
4.7 Chemische und mikrobiologische Entwicklung	138
5 Bewertung der DIAGENETISCHEN INERTISIERUNG im Vergleich zu anderen Arten der Abfallentsorgung	142
5.1 Vergleichskriterien	142
5.2 Kurzcharakterisierung der Methoden	142
5.3 Endprodukte der Entsorgungsmethoden	143
5.4 Emissionen	148
6 Schlußbemerkung	151
Förderungen und Kooperationen	153
Literatur	153

*Das Manuskript ist Anfang 2001 eingelangt.*

*Anschrift der Autoren:*

*Dr. Winfried ENTENMANN  
IGB Ingenieurgesellschaft mbH  
Heinrich Hertz Straße 116  
D-22083 Hamburg*

*Ing. Peter CARNIEL  
Geoinert Umwelttechnik GmbH  
Hauptstraße 70  
A - 2801 Katzelsdorf*

*Dr. Georg RIEHL - HERWIRSCH  
Geoinert Umwelttechnik GmbH  
Hauptstraße 70  
A - 2801 Katzelsdorf*

*Michael HACKENBERG  
Geoinert Umwelttechnik GmbH  
Hauptstraße 70  
A - 2801 Katzelsdorf*

# DIE NACHSORGE - FREIE DEPONIE

## DIAGENETISCHE INERTISIERUNG

Eine nahezu emissionsfreie Alternative  
für Altlastensanierung und Müllentsorgung

Winfried ENTENMANN  
Georg RIEHL-HERWIRSCH

### Zusammenfassung

Die DIAGENETISCHE INERTISIERUNG ist ein neues Verfahren für die Altlastensanierung und eine Alternative zu den derzeit gängigen Verfahren der Entsorgung von Siedlungs-, Industrie-, und gefährlichen Abfällen. Sie basiert auf der gezielten intensiven Vermengung von vorbehandelten Abfällen bzw. Altlastenmaterial mit silikatisch - karbonatischen mineralischen Feinteilen. Alternativ können auch Abfallstoffe von Produktionsprozessen, wie Schlämme der Kieswäsche oder Hafenschlick eingesetzt werden. Aus dem so behandelten Abfall wird unter lagenweisem Einbau ein sehr hoch verdichteter Müllkörper hergestellt. Die so errichtete DIAINERT-Deponie unterscheidet sich grundsätzlich von den übrigen, derzeit in Anwendung befindlichen Abfallbeseitigungsverfahren, der konventionellen Deponierung und der Deponierung von thermisch oder mechanisch-biologisch vorbehandeltem Müll (MBA). Bei all diesen Verfahren entsteht über einen, je nach der gewählten Methode mehr oder weniger langen Zeitraum, in einem wasserwegsamen, sich stark setzenden, reaktiven Müllkörper Sickerwasser, teilweise auch Deponiegas. Diese müssen mit technischen Maßnahmen über lange Zeiträume gefasst werden. Der Schutz der Umwelt erfolgt durch eine technische Sicherungsmaßnahme in Form einer allseitigen Einkapselung.

Die DIAGENETISCHE INERTISIERUNG dagegen setzt in konsequenter Anwendung des „Multi-barrierenprinzips“ zum einen auf einen nahezu wasserdichten Müllkörper und nicht auf eine wasserdichte Hülle, auf die aus technischer Sicht auf Dauer ganz verzichtet werden kann.

Im Gegensatz zur konventionellen Deponierung, bei der eine sukzessive Lösung die Wasserwegigkeit im Deponiekörper vergrößert und infolge von Setzungen die Dichtigkeit der Oberflächenabdichtung gefährdet wird, weist die DIAINERT-Deponie nachweislich im Laufe der Zeit eine Zunahme der Dichtigkeit und Dichte des behandelten Materials auf.

Wie auch bei den Deponien mit MBA - Behandlung wird eine mechanisch-biologische Vorbehandlung durchgeführt, die jedoch erheblich verkürzt sein kann, denn es geht lediglich darum, die sehr leicht abbaubaren Anteile erst gar nicht zur Ablagerung kommen zu lassen. Zum anderen wird nach dem Einbau in die Deponie jedoch ein ganz anderer Reaktionsmechanismus verfolgt: Es werden die Rahmenbedingungen für einen Inkohlungsprozess geschaffen, d.h. der schwer abbaubaren organischen Substanz wird die Möglichkeit gegeben, über sehr lange Zeiträume durch Abspaltung von Sauerstoff und Wasserstoff immer kohlenstoffreicher zu werden, während bei den anderen Methoden der Deponierung eine Aufoxidation zum Kohlendioxid, gegebenenfalls über den Umweg des Methans, stattfindet. Erreicht wird dieser völlig andere Mechanismus durch die extreme Verlangsamung der Reaktionen im Deponiekörper hin zu geochemischen, diagenetischen Mechanismen. Dies geschieht einerseits durch die Reduktion der Fließgeschwindigkeiten im Müllkörper um bis zu fünf Zehnerpotenzen gegenüber konventionellen Deponien und damit die praktische Vermeidung eines Fluid- und Gas-Austausches mit der Umgebung, andererseits durch die Verringerung der

Porengröße in mindestens derselben Größenordnung. Außerdem haben die eingebrachten Tonminerale die Aufgabe Schadstoffe zu adsorbieren, die Karbonate das Milieu abzupuffern und Schwermetalle mittels Fällungsreaktionen in nahezu unlösliche Verbindungen über zu

## Summary

DIAGENETIC INERTIZATION is a new site remediation technology and also an alternative to current methods of municipal and hazardous waste disposal. It is based on an intensive mixing of already pre-treated solid waste with mineral fines, comprising silicatic and carbonatic components. Alternatively, waste material, derived from production processes, as for example tailings or harbour sludges, can be applied. The so treated waste is placed in thin layers and compacted thoroughly. A waste body of a remarkable compactness, revealing dry densities of an average of 1.2 t/m<sup>3</sup> to 1.3 t/m<sup>3</sup> results. These high densities mean that the addition of fines does not result in an increased deposition volume, but on the contrary, in some cases reduces it. On the other hand, the high density means only very little settlement for building structures founded on the waste. Also the pre-treatment means a homogenisation of the waste resulting in very low differential settlements. This was proved at the Hehenberg site, where a wide-span hall was founded on shallow footings directly on the pre-treated, diagenetically inert waste.

This first DIAINERT-landfill in Hehenberg was established after a ten year period of research, comprising large-scale lysimeter tests in Katzelsdorf, Lower Austria. These tests were carried out with various materials and additives in order to develop a widely applicable technology. Some of these tests are continued up to now and will as well be continued in the future in order to derive the long-term behaviour of the DIAINERT-material in comparison to untreated, thermally or mechanically-biologically pre-treated waste.

The DIAINERT-landfill is totally different from the other forms of landfills, currently in use, namely the deposition of thermally and mechanically-biologically pre-treated waste or untreated waste. All these landfills are formed

führen. Damit ist mit der DIAGENETISCHEN INERTISIERUNG der Schritt von den äußeren zu den inneren Barrieren getan, die dafür sorgen, dass umweltgefährliche Fluide und Gase erst gar nicht entstehen.

of a more or less permeable, highly transformable body, undergoing appreciable long-term settlements. All these deposited materials, waste and incineration slags, are more or less reactive, producing leachate and partially enormous quantities of gas. These have to be treated technically over long periods and, in the case of leachate, even not foreseeable. Protection of the environment therefore means a total encapsulation with technical barriers.

DIAGENETIC INERTIZATION, by contrast, means to aim at the internal barriers: The DIAINERT-landfill reveals hydraulic conductivities, appreciably less than  $1 \cdot 10^{-9}$  m/s throughout. The waste body as a whole is less permeable than requirements state for the artificial base and top sealing liners of conventional landfills according to most regulations. That means consequently that there is no technical necessity for a base and top sealing liner for the DIAINERT-landfill. Before mixing and placing, a very short mechanical-biological pre-treatment is necessary in order to remove the very easily degradable components from the waste.

On the other hand, after placing, DIAGENETIC INERTIZATION, follows another principle of long-term geochemical stability: The mechanical, hydraulic and geochemical conditions within the waste body mean to enable reaction mechanisms similar to the natural process of coalification, i.e. the continuous splitting of hydrogen and oxygen and an enrichment of carbon in a very long time, especially in form of the less soluble and degradable compounds. The mechanisms within the waste body of conventional landfills are different: Organic compounds are oxidized and result in CO<sub>2</sub>, at last via oxidation of methane.

The totally different concept of long-term behaviour of DIAGENETIC INERTIZATION is intended to be achieved by the enormous reduc-

tion of flow velocities within the waste body in the order of fifth logarithm compared to conventional landfills. Thus, fluid and gas exchange with the surrounding soil and the atmosphere is almost totally prevented. This is also caused by the reduction of pore-space at least in the same order. Furthermore the admixed clay mineral fines have a great adsorption potential for contaminants and the car-

bonate fines buffer the hydrochemical conditions and also form almost insoluble compounds with the heavy metals released from the waste. Therefore, DIAGENETIC INERTIZATION means the step from mainly outer barriers to the inner barriers in order to prevent adverse gas and leachate to develop instead of prevent them from spreading into the atmosphere and groundwater.

## Resume

L'INERTISATION DIAGENETIQUE est un procédé innovant pour l'assainissement des déchets et une alternative aux procédés habituels et actuels des traitements des déchets ménagers, industriels et dangereux.

Ce procédé est basé sur le malaxage intense des déchets journaliers ou anciens déjà pré-traités grâce à l'ajout d'une proportion précise de particules minérales de silice et carbonate. L'autre alternative pourrait être l'utilisation dans le procédé de boues provenant du lavage des graviers ou de vases portuaires.

De ces déchets ainsi traités va se constituer un corps de déchets de très haute étanchéité grâce aux dépôts successifs.

La décharge réalisée d'après la méthode DI-AINERT se différencie fondamentalement des dépôts conventionnels et actuels que ce soit par traitement thermique ou mécanique et biologique (DMB).

A travers tous ces procédés habituels et quelle que soit la méthode choisie, après un temps plus ou moins long se produisent dans le corps des déchets tassés et en réaction de l'eau de décharge et également du gaz. Toutes ces émissions doivent être captées pour une durée longue par des moyens techniques appropriés. Cela implique une protection de l'environnement se réalisant à travers des techniques sécurisées sous forme de contrôles maîtrisant tous les aspects des nuisances.

L'INERTISATION DIAGENETIQUE, en revanche, utilisée de manière cohérente présente l'avantage du principe des « barrières multiples » - le corps de déchets est étanche en lui-

même et ceci permet de renoncer à des supports techniques comme des liners.

Contrairement aux dépôts conventionnels dans lesquels l'eau de ruissellement augmente à cause de la décomposition successive des matériaux, et où l'étanchéité de la couche supérieure s'amenuise à cause du tassement, la décharge DIAINERT présente une étanchéité renforcée des matériaux traités au cours du temps.

Comme pour les procédés selon la méthode DMB, un pré-traitement mécanique-biologique de courte durée est effectué pour enlever les petites particules facilement dégradables. Après placement dans la décharge se produit une réaction complètement différente : les conditions sont réunies pour un procédé de « carbonation » c'est-à-dire les substances difficilement dégradables peuvent après un très long temps s'enrichir en carbone grâce à la séparation de l'oxygène et de l'hydrogène alors que se forme dans les autres méthodes de décharge une oxydation pour produire du dioxyde de carbone quelquefois par le biais de méthane.

Ce mécanisme complètement différent est réalisé grâce à l'extrême lenteur des réactions dans le corps des déchets provoquant des mécanismes géo-chimiques et diagenétiques.

Ceci est possible d'un côté, grâce à la réduction de la vitesse de ruissellement dans le corps des déchets d'environ  $10^5$  par rapport aux dépôts conventionnels et l'échange fluide-gaz avec l'environnement est presque totalement évité et d'un autre côté à cause de la réduction de la taille des pores dans le même ordre.

*En plus les minéraux argileux rajoutés absorbent les substances toxiques ; les carbonates tamponnent les réactions hydro-chimiques et forment aussi des liaisons chimiques presque insolubles avec les métaux lourds libérés des déchets.*

*Avec l'INERTISATION DIAGENETIQUE est tracé le chemin des barrières extérieures vers les barrières intérieures qui veillent à ce que ne se produisent pas de fluides et de gaz dangereux pour l'environnement*

## **Streszczenie**

Jerzy GOŚCIŃSKI

**Inertyzacja diagenetyczna®** jest metodą budowy praktycznie bezemisyjnych ostatecznych składowisk odpadów, tworzącą w końcowym efekcie obiekty o zerowych kosztach poeksploatacyjnych.

Metoda **inertyzacji diagenetycznej®** jest zarówno technologią sanitacji i modernizacji wysypisk zastarzałych jak i alternatywą dla konwencjonalnych metod pozbywania się nowopowstających odpadów komunalnych i odpadów szczególnie uciążliwych. Bazuje ona na intensywnym wymieszaniu wstępnie obrabionych odpadów świeżych lub zastarzałych z krzemowo-węglanowym, drobnoziarnistym naturalnym materiałem mineralnym. Zamiennie do tych mogą być również stosowane odpady mineralne z procesów produkcyjnych jak np. muły z płukalni żwiru lub szlasy portowe. Z tak obrabionych odpadów, poprzez warstwowe wypełnianie składowiska tworzona jest bardzo zagęszczona masa. W ten sposób stworzone **diainertne** składowisko różni się zasadniczo od pozostałych, budowanych według dziś powszechnie stosowanych założeń i standardów technologicznych konwencjonalnego składowania i składowania odpadów po wstępnej obróbce termicznej lub mechaniczno-biologicznej (tkzw. MBO). Przy takim postępowaniu, w zależności od wybranej metody wcześniej lub później, w przepuszczalnej dla wody, mocno osiadającej, aktywnej chemicznie masie zdeponowanych odpadów powstają odcieki a często i gaz wysypiskowy. Odcieki i gaz muszą być ujmowane i unieszkodliwiane przez długie okresy czasu przy zastosowaniu środków technicznych. Ochrona lokalnego środowiska polega na stosowaniu rozwiązań budowlano-technicznych w celu ogólnego odizolowania składowiska od otoczenia.

W przeciwieństwie do tego **inertyzacja diagenetyczna®** w przypadku konsekwentego jej stosowania polega na zasadzie wewnętrznej „wielozaporowości“ praktycznie nieprzepuszczalnej dla wody masy odpadów a nie na nieprzepuszczalności osłony zewnętrznej, z której perspektywicznie rzecz biorąc, można zrezygnować gdy tylko zaistnieje dostateczna ilość obiektów porównawczych.

W przeciwieństwie do składowisk konwencjonalnych, w których postępujące rozpuszczanie wzmagają penetrację wód i wypłukiwanie roztworów oraz osiadanie odpadów pociągające za sobą groźbę spękania przykrycia powierzchniowego, składowisko **diainertne** z upływem czasu wykazuje rosnącą nieprzepuszczalność w efekcie zagęszczania się tak zdeponowanego materiału.

Tak jak w przypadku składowisk typu MBO stosowana jest wstępna mechaniczno-biologiczna obróbka odpadów, która jednak może być znacznie skrócona, gdyż celem jej jest jedynie redukcja komponentów szybko rozkładających się, które z reguły nie powinny w ogóle trafiać na składowisko. Z drugiej strony po zdeponowaniu zachodzą zupełnie inne reakcje: powstają warunki sprzyjające procesom zwęglania się, tzn. wolnorozpadające się komponenty organiczne mają możliwość na wzbogacanie zawartości węgla poprzez rozpad węglanów i węglowodorów w długich okresach czasu, podczas gdy w warunkach typowych dla pozostałych metod składowania następuje dotlenienie prowadzące do powstania dwutlenku węgla, a nie rzadko pośrednio przybierając postać metanu. Ten inny mechanizm reakcji chemicznych powstaje poprzez ekstremalne spowolnienie wszelkich przemian w masie

*odpadów prowadząc aż do zachodzenia procesów geochemicznych i diagenetycznych. Dzieje się to z jednej strony poprzez redukcję współczynnika przepuszczalności masy odpadów aż o pięć wartości potęgi dziesiątnej w stosunku do wartości ze składowisk konwencjonalnych a co za tym idzie, praktyczne zapobieżenie wymianie fluidalno-gazowej z otoczeniem, z drugiej strony przez zmniejszenie porowatości w conajmniej tej samej skali wielkości. Poza tym wprowadzone*

*minerały glinne mają za zadanie absorbowanie szkodliwych substancji, węglany buforowanie kwasowości środowiska i wiązanie metali ciężkich w wytrącających się praktycznie nierozpuszczalnych związkach. Tym samym dzięki inertyzacji diagenetycznej® następuje przejście od zewnętrznych do wewnętrznych barier, które powodują, że w ogóle nie dochodzi do powstawania niebezpiecznych dla środowiska gazów i odcieków.*

## 1 Einleitung

Die Abfallentsorgung in Europa ist derzeit im Umbruch begriffen. Während in der Vergangenheit zunächst Abfälle wahllos in Geländevertiefungen abgelagert wurden, entstanden in den 70er und 80er Jahren des vorigen Jahrhunderts große Zentraldeponien, in die aber nach wie vor unsortierter und unbehandelter Müll ungesichert eingelagert wurde. Mitte der 80er Jahre erfolgte dann die Deponierung in basis- und oberflächengedichteten Deponien mit Sickerwasserreinigung. Erst gegen Ende der 90er Jahre wurde dazu übergegangen, vorsortierten, schadstoffentfrachteten und vorbehandelten Müll einzulagern, (vgl. W. ENTENMANN 2001, im selben Band). Die europäische Deponierichtlinie (EU 1999/31/EG) stellt neue Anforderungen an die Ablagerung von Siedlungsabfällen. Darüber noch hinausgehende Anforderungen werden in Deutschland (TA-Siedlungsabfall 1993) und Österreich (Deponieverordnung 1996) gestellt.

Generell werden demnach in Zukunft nur noch vorbehandelte Abfälle abgelagert. So ist in Deutschland (UBA 2000) die Ablagerung nicht vorbehandelter Abfälle ab 2005, in Österreich ab 2004 (Deponieverordnung 1996) nicht mehr zulässig. Lange Zeit sah es so aus, dass dies auf eine ausschließliche thermische Behandlung des Mülls und Ablagerung der Müllverbrennungsschlacken hinauslaufen würde (R. STEGMANN 1995). Derzeit setzt sich zumindest in weniger dicht besiedelten Bereichen und mit besonderem Nachdruck im Bundesland Niedersachsen, Deutschland, die mechanisch-biologische Vorbehandlung (MBA) als gleichwertiges Verfahren durch (UBA 1999). Inzwischen wurden schon zahlreiche Genehmigungen, vorerst als Ausnahmegenehmigungen befristet auf das Jahr 2020, für den Betrieb von basisgedichteten Siedlungsabfalldeponien mit vorgeschalteter MBA erteilt (ANONYMUS 1997).

## 2 Anforderungen an die heutige Abfallbeseitigung

Das Streben nach hoher Sicherheit bei der Abfallablagerung hat zur Entwicklung technisch (und verwaltungsmäßig) aufwendiger Systeme geführt, deren Langzeitsicherheit in geologischem Sinne jedoch keineswegs gewährleistet ist (P.H. BRUNNER 1994, S. MELCHIOR 1996). Die bisher entwickelten technischen Abdichtungs- und Drainagesysteme haben sich immer wieder als störungsanfällig erwiesen und bedürfen, auch nach Schließung einer Deponie, einer mehr oder weniger kontinuierlichen Betreuung (S. MELCHIOR 2001). Wichtige

Schadstoffgruppen werden nur sehr langsam oder, wie die Schwermetalle, überhaupt nicht abgebaut (P. LECHNER 1997). Es ist daher sinnvoll nach Abfallablagerungs- und Behandlungsverfahren zu suchen, mit denen Deponien geschaffen werden können, die wirkliche Langzeitsicherheit im geologischen Sinne aufweisen und einer langfristigen Nachsorge nicht bedürfen.

Die Umweltrelevanz von Abfallablagerungen ist direkt abhängig von den Schadstoffen, die

sie an ihre Umgebung emittieren, von einer möglichen Nachnutzung ihres Areals nach dem Ende der Verfüllungs- und Rekultivierungsarbeiten (P. BACCINI 1992), aber auch von der ideellen und finanziellen Belastung kommender Generationen durch Sanierungs- und Nachsorgekosten.

In diesem Sinne muss die Maxime gelten, dass jede Abfalldeponie nach kurzer Beobachtungs- und Nachsorgezeit sich selbst überlassen werden kann; alles andere ist ökologisch, ökonomisch und moralisch unvertretbar. Im Hinblick auf die erforderliche Langzeitsicherheit unter Berücksichtigung der ökologischen und ökonomischen Aspekte sollten künftige Abfallablagerungen nicht nur so gut wie vorgeschrieben, sondern so weit ökologisch erforderlich und ökonomisch vertretbar (G. RIEHL 1993) ausgeführt sein.

Der Austrag von Schadstoffen aus den Deponien, die derzeit noch Stand der Technik sind, erfolgt über die Medien Wasser und Gas; der mobilisierbare Kohlenstoffgehalt wird zu ca. 10% über das Wasser und zu ca. 90% über das Deponiegas ausgetragen, Schwermetalle und andere Biotoxine sind an den Transport durch das Wasser gebunden (E. BINNER et al. 1997), sei es durch Diffusion oder sei es Konvektion. Es ist nicht ausreichend, die Schadstoffkonzentrationen der emittierten Medien für die Bewertung der Umweltverträglichkeit vor dem Einbau in die Deponie heranzuziehen oder zu bilanzieren, da Fracht und Zeitdauer der Emissionen wesentliche Faktoren für die Belastung der Umwelt sind. Auch z.B. Bleilagerstätten geben Pb als geogenen Eintrag an die Umgebung ab (W. VORTISCH 1995), jedoch im Regelfall in biologisch verträglichen - und im Fall mancher Spurenelemente sogar notwendigen - Dosen.

Vorwiegendes Ziel muß es sein, die Sicherheit im Sinne des natürlichen Geschehens so zu definieren, dass die Emissionen anthropogener Sedimentationen sich im Rahmen biotoxisch unbedenklicher geogener Ablagerungen zu halten haben.

## 2.1 Anforderungen der europäischen Deponierichtlinie L31EG

Die europäische Deponierichtlinie (EU 1999 L31/EG) enthält eine Vielzahl von Anforderungen an die geordnete Ablagerung von Siedlungsabfällen. Daraus werden nachfolgend diejenigen zusammengefasst, die für das bauliche Konzept, die Sicherungseinrichtungen und die Gewährleistung der Langzeitsicherheit der Ablagerung entscheidend sind. Dabei werden zunächst einige der wesentlichen Sätze aus der Präambel (1) bis (34) zitiert, in denen die Begründung für die Richtlinie gegeben wird und nachfolgend aus den Artikeln (A1) bis (A19), mit denen die Ziele der Richtlinie erreicht werden sollen.

### Begründung der Richtlinie

- (6) Potentielle nachhaltige Auswirkungen auf die Umwelt und Gefahren für die menschliche Gesundheit müssen vermieden oder eingeschränkt werden.
- (7) Es sind Maßnahmen zu ergreifen, die in den Abfällen enthaltenen Stoffe beherrschbar zu machen.
- (7) Stoffe sollen nur in vorhersagbarer Weise reagieren.
- (8) Die Verwertung wird begünstigt, angestrebt ist eine Volumenverringerung sowie eine Verringerung der Stoffgefährlichkeit.
- (12) Vorbeugungs- und Schutzmaßnahmen sind erforderlich gegen kurz- oder langfristig abzusehende Umweltbeeinträchtigungen. Dabei ist vorrangiges Schutzziel, dass weder Grundwasserbeeinträchtigungen noch Bodenbeeinflussungen durch Sickerwasser stattfinden.
- (16) Methangas ist einzudämmen aus Gründen des Klimaschutzes.
- (23) Die Kontrollierbarkeit als Mittel, um in der Betriebs- und Nachsorgephase auf Schäden reagieren zu können, wird besonders betont.
- (24) Der Betreiber ist auch in der Nachsorgephase verantwortlich.



- (29) Deponiegebühren sollen alle Kosten für die Errichtung, den Betrieb, die Stilllegung und die Nachsorge umfassen.

### Ziele der Richtlinie (Artikel)

- (A2) Die Unterscheidung zwischen „Siedlungsabfällen“ und „gefährlichen“ Abfällen wird definitorisch in der EU-Richtlinie über gefährliche Abfälle (EU 91/689/EWG) festgelegt.

Inertabfälle werden definiert als Abfälle, die keinen wesentlichen physikalischen, chemischen oder biologischen Veränderungen unterliegen. Dabei müssen die Auslaugbarkeit und die Schadstoffgehalte der Abfälle unerheblich sein und diese sich nicht biologisch abbauen lassen.

- (A4) Die Deponien werden insgesamt 3 Klassen zugeordnet: Deponien für gefährliche Abfälle, für nicht gefährliche Abfälle und für Inertabfälle.
- (A5) Biologisch abbaubare Siedlungsabfälle müssen durch diesen Abbau innerhalb von 5 Jahren auf 75 %, nach 8 Jahren auf 50 % und nach 15 Jahren auf 35 % reduziert werden.
- (A6) Es dürfen nur behandelte Abfälle abgelagert werden, außer wenn sich durch die Behandlung die Menge und die Gefährdung nicht verringert. Behandelte Siedlungsabfälle gelten als „nicht gefährliche Abfälle“. Gefährliche Abfälle dürfen dort jedoch auch deponiert werden, wenn sie stabil und nicht reaktiv bzw. verfestigt sind. Dann gilt das Kriterium des Auslaugungsverhaltens.
- (A10) Das Entgelt während des Betriebes hat die Nachsorgekosten für zumindest 30 Jahre zu beinhalten.

### Anhang

- I.3.2 Gefordert wird eine geologische Barriere für Siedlungsabfälle in einer Mächtigkeit  $M \geq 1$  m und einer Durchlässigkeit  $k \leq 1,0 \times 10^{-9}$  m/s. Diese kann künstlich vervollständigt werden.
- I.3.3 Für Siedlungsabfalldeponien wird eine künstliche Basisdichtung gefordert, die jedoch nicht definiert wird. In Anlehnung an die Ausführungen zur geologischen Barriere darf geschlossen werden, dass es sich dabei um eine mineralische Dichtungsschicht derselben Anforderungen handeln wird. Weiterhin wird eine mehr als 0,5 m mächtige Drainageschicht gefordert. Eine Oberflächenabdichtung wird nur nach Abwägung vorgeschrieben. Sollte die Genehmigungsbehörde zur Auffassung kommen, dass sie erforderlich ist, wird eine Gasdrainage, eine mineralische Abdichtungsschicht, eine mehr als 0,5 m mächtige Drainageschicht und ein mehr als 1 m mächtiger Oberboden empfohlen.
- I.4 Eine Gasfassung wird vorgeschrieben, wenn biologisch abbaubare Abfälle abgelagert werden.
- III. Ein Mess- und Überwachungsprogramm während der Betriebs- und der Nachsorgephase wird vorgeschrieben und lässt im einzelnen sehr viel Spielraum.

Insgesamt muss angezweifelt werden, dass die eingangs formulierten hochgesteckten Ziele mit den in den Artikeln beschriebenen und im Anhang erläuterten Maßnahmen erreichbar sind. Insbesondere die in den Anhängen beschriebenen technischen Mindestanforderungen dürften als kleinster gemeinsamer Nenner der Mitgliedstaaten angesehen werden, deren Anwendung jedoch weder kurzfristig noch, angesichts der langen Übergangszeiten, in denen belastetes Sickerwasser produzierende Abfälle eingelagert werden dürfen, langfristig eine sichere Ablagerung garantiert. Zudem hat es sich in der Praxis herausgestellt, dass in Siedlungsabfällen weiterhin ein großer Anteil Abfälle enthalten sind, die gemäß EU (91/689/EWG) als gefährlich gelten. Im einzelnen wird auf die Erreichbarkeit der Ziele der EU-Richtlinie im Abschnitt 4 eingegangen.

## 2.2 Über die europäische Deponierichtlinie hinausgehende Anforderungen in Deutschland und Österreich

In **Deutschland** gilt für die Ablagerung von Hausmüll die TA SIEDLUNGSABFALL (1993). Vergleicht man ihre Ziele mit denen der EU-Richtlinie, so stimmen diese weitgehend überein, in ihrer Formulierung sind sie jedoch weiter gefasst:

- Abfälle sind weitestgehend zu verwerten.
- Die Schadstoffgehalte der Abfälle sind gering zu halten.
- Eine umweltgerechte Behandlung und Ablagerung der nicht verwertbaren Anteile ist sicherzustellen.

Im Unterschied zur EU-Richtlinie wird jedoch ausdrücklich gefordert, dass heutige Entsorgungsprobleme nicht auf zukünftige Generationen verlagert werden dürfen.

Hinsichtlich der Art und Weise, wie die sichere Ablagerung zu erfolgen hat, stellt die TA SIEDLUNGSABFALL insgesamt höhere Anforderungen:

- Die geologische Barriere muss sehr viel mächtiger sein, wenn auch nicht von so geringer Durchlässigkeit.
- Für die Basisdichtung ist eine Kombinationsdichtung vorgeschrieben.
- Die Basisdrainage muss technisch hochwertig ausgeführt sein.
- Eine hochwertige Oberflächenabdichtung ist zwingend vorgeschrieben; von der ursprünglichen Kombidichtung wird jedoch mittlerweile zunehmend Abstand genommen (R. STEGMANN 1997, K. BERGER & V. SOKOLLEK 1997)

Hinsichtlich der Ablagerung von Hausmüll wird vom Umweltministerium das Multibarrierenkonzept (K. STIEF 1986) als mit dem Abschnitt 10.1 in der TA SIEDLUNGSABFALL festgeschrieben angesehen (F. PETERSEN 1998). An die einzelnen Barrieren werden, zusammenfassend beurteilt, höhere Anforderungen als in der EU-Richtlinie gestellt. Für die Errichtung

von Deponien bedeutet dies vorrangig höhere Aufwendungen für das Basisdichtungssystem mit Flächendrainage und für die Oberflächenabdichtung.

Mittlerweile wird die Umsetzung der TA SIEDLUNGSABFALL sehr kontrovers diskutiert. Einerseits wird erkannt, dass die ihr konforme Ablagerung kaum finanzierbare Kosten verursacht (vgl. die ausführlichen Diskussionen in BMU 1999). Dabei ist jedoch derzeit nicht sichergestellt, dass deren Intention, das Nicht-Verlagern von Problemen in die Zukunft, erreicht wird. Andererseits werden von der Politik her noch weitergehende Ziele wie die vollständige Kreislaufführung durch Verwertung gesteckt (C.A. RADDE 1999).

In **Österreich** gelten für die Ziele ähnliche Bedingungen (AWG 1990/2000), doch wird zusätzlich hervorgehoben:

- Die Schonung von Rohstoff- und Energiereserven
- Das Verbot der Verlagerung des Entsorgungsproblems auf kommende Generationen (wie in Deutschland)
- Die Geringhaltung der Abfallmengen und die Abfallvermeidung ist ausdrücklich gefordert.
- Die reaktionsarme Lagerung
- Thermische und stoffliche Verwertung soll nur dann durchgeführt werden, wenn sie ökologisch vorteilhaft ist. (AWG1990/2000, §1 (2) 2.)

An die Methode der Ablagerung stellt man auch in Österreich höhere Anforderungen als die EU (DEPONIEVERORDNUNG 1996), wobei ab 2004-01-01 gilt:

- Man unterscheidet vier Deponietypen
  1. Bodenaushubdeponie
  2. Baurestmassendeponie
  3. Reststoffdeponie
  4. Massenabfalldeponie
- Gewisse Standorte sind - je nach Deponietypus - ausgeschlossen, insbesondere solche, die durch Massenbewegungen und Hoch-

- wasser gefährdet sein können (im alpinen Bereich sehr wichtig), solche mit stark klüftigem Untergrund, Wasserschutzgebiete im weitesten Sinn, aber auch Berücksichtigung von Gebieten zur Sicherung künftiger Wasserreserven.
- Verbot der Vermischung zum Zweck der Unterschreitung der im Anhang vorgegebenen Grenzwerte; eine gemeinsame Behandlung zählt nicht als Vermischung.
- Die geologische Barriere muss  $M \geq 5m$  betragen, wenn auch nicht von so geringer Durchlässigkeit sein.

- Die Basisdichtung muss als Kombinationsdichtung ausgeführt sein.
- Die freie Vorflut oder eine adäquate Einrichtung muss gewährleistet sein.
- Mit Ausnahme der Bodenaushubdeponie ist eine hochwertige Oberflächenabdeckung vorgeschrieben.

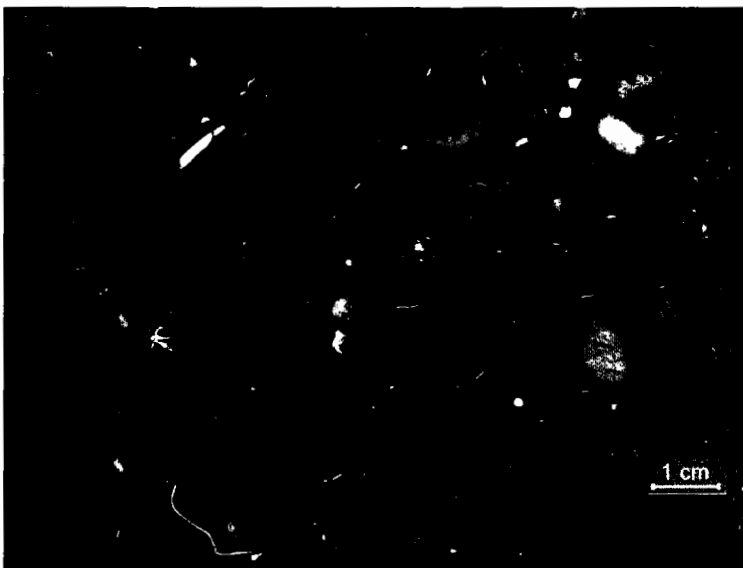
Bis 2003-12-31 wird vom Deponiebetreiber die Einhebung eines je nach Deponieausstattung gestaffelten „Altlastensanierungsbeitrages“ vorgeschrieben (ALSAG 1989/1996). Dieser Beitrag ist für den Fall einer eventuell nötigen zukünftigen Sanierung vorgesehen.

### 3 Die Methode der DIAGENETISCHEN INERTISIERUNG

Das Verfahren der DIAGENETISCHEN INERTISIERUNG wurde in Österreich für die Altlastensanierung entwickelt (G. RIEHL 1993). Sie läßt sich in sonst hydrogeologisch sensiblen Bereichen für alte, unzulänglich oder nicht abgedichtete Deponien anwenden.

Die Methode bietet sich als Alternative und Ergänzung zu den Verfahren der thermischen Abfallverwertung und der MBA an. Die nach diesem Verfahren errichtete DIAGENERT-Deponie zeichnet sich durch ihren nahezu nachsorgefreien Betrieb und ihre Endlagerstätten-Eigenschaft aus.

Die DIAGENETISCHE INERTISIERUNG ist ein patentrechtlich geschütztes Verfahren für die Bearbeitung und Ablagerung von mechanisch-biologisch vorbehandelten Siedlungsabfällen, von Sonderabfällen, MVA-Schlacke und Altlastenmaterial. Das Verfahren beruht auf dem Prinzip, die hohlraumreichen Abfälle mit mineralischem Feinkorn intensiv zu vermengen (Abb. 1) und dann mit sehr hoher Lagerungsdichte mittels schwerem Erdbaugerät einzubauen. Dabei entsteht ein Müllkörper von so geringer Durchlässigkeit, dass nahezu kein Niederschlagswasser eindringen und folglich nur Konsolidierungswasser, aber kein Sickerwasser



*Abb. 1: Aus verschiedenen Lysimetern bei Versuchen zur DIAGENETISCHEN INERTISIERUNG wurden Feststoffproben als Bohrkerne genommen (Beispiel: Altlastenmaterial, AL) und mit Gefriertrocknung und anschließender Tränkung mit Harzen stabilisiert (Ch. KISTEN, TU Berlin). Die Homogenität von mineralischer Matrix und Abfall ist sehr gut erkennbar. Schliffproben der Kerne konnten die Qualität der Vermengung im Mikroporenbereich bestätigen.*

entstehen kann, wenn die Methode nach den Regeln der Bodenmechanik und Erdbautechnik (Wassergehalt, Proctordichte, Einbau) optimal angewandt wird. Im Deponiekörper laufen über lange Zeiten geochemische Prozesse ab, die zu einer dauerhaften Festlegung, einem Einschluß und einem Umbau von Schadstoffen mit Gefährdungspotential für das Grundwasser – Inertisierung – führen. Dieses Prinzip ist dem in der Natur ablaufenden langfristigen Prozess der Diagenese (Gesteinsverfestigung) abgeschaut, aufgrund derer in der Natur, wie z. B. im Kupferschiefer (W. VORTISCH 1995), hochtoxische Stoffe in heute für die Umwelt völlig unschädlicher Form vorliegen

Die Sicherheit von Deponien mit nach der Methode der DIAGENETISCHEN INERTISIERUNG aufbereitetem Material beruht auf drei Säulen:

- 1) Ihre geringe Wasserdurchlässigkeit: Bei einem  $k_f$ -Wert deutlich unter  $10^{-9}$  m/s, findet nahezu keine Wasserbewegung im Müllkörper statt.
- 2) Die Bindung von Schwermetallen durch das Kationenaustauschvermögen der Tonminerale.
- 3) Die Fällung von Schwermetallen an Karbonaten und ähnlichen Verbindungen, so dass sie dann in schwer- bis unlöslicher Form vorliegen. Durch die homogene Verteilung der mineralischen Feinteile im Gemenge können diese in doppelter Hinsicht genutzt werden: Die Karbonate puffern das Milieu ab und sorgen so dafür, dass das Schadstoffbindevermögen der Tonminerale nicht geschädigt wird, die Tonminerale wiederum geben durch die Reduktion der Fließgeschwindigkeit im Müllkörper den Karbonaten für die Fällungsreaktionen Zeit (W. VORTISCH 1995).

Das Verfahren der DIAGENETISCHEN INERTISIERUNG wurde in langjährigen Versuchsreihen (Abb. 2) überprüft (G. RIEHL et al. 1996):

- Bislang neunjähriger Betrieb einer Versuchshalle mit 25 Großlysimetern in Katzelsdorf, Niederösterreich.
- Errichtung der ersten kommunalen Siedlungsabfalldeponie als DIAINERT-Deponie in Hehenberg, Oberösterreich, betrieben durch die Firma H. BURGSTALLER,

Haag am Hausruck, in den Jahren 1996 bis 2000. Diese Deponie wurde vollständig nach der Methode der DIAGENETISCHEN INERTISIERUNG aufgebaut. Sie enthält in erster Linie Altlastenmaterial der ungedichteten Vorläuferdeponie Taufkirchen. Außerdem konnte Material der Altlast Grubhof aus Rückständen der Lederindustrie nach dem Verfahren der DIAGENETISCHEN INERTISIERUNG bearbeitet und in Hehenberg wieder eingebaut werden.

- Von einer unabhängigen wissenschaftlichen Institution, dem Austrian Research Center Seibersdorf, Niederösterreich, werden seit 1999 Großlysimeter-Versuche mit nach dem Verfahren der DIAGENETISCHEN INERTISIERUNG behandeltem Material im Vergleich zu anderen in-situ - Sanierungsformen durchgeführt.

In naher Zukunft ist die Errichtung einer wissenschaftlichen Versuchsdeponie in Österreich und zweier gewerblich betriebener Referenzprojekte in Ost- und Südosteuropa in Vorbereitung.

### 3.1 Lysimeterversuche Katzelsdorf

In Katzelsdorf bei Wiener Neustadt, Österreich, wurden und werden Lysimeter-Langzeitversuche durchgeführt. Nullversuche an unbehandeltem Material werden dem nach der Methode der DIAGENETISCHEN INERTISIERUNG aufbereiteten Material gegenübergestellt, um die nötigen Feinteilzugaben mit mineralischen Rohstoffen verschiedener Herkunft und Zusammensetzung zu erproben und um die Grundlagen des Verfahrens zu erarbeiten.

Die Versuche wurden, obwohl die Methode in erster Linie für die Sanierung von Altlasten entwickelt worden ist, an verschiedenen Materialien mit je Lysimeter unterschiedlicher Feinteilzugabe ausgeführt, wobei von jeder Abfallart auch unvermengtes Ausgangsmaterial geprüft worden ist. Diese Nullversuchlysimeter erhielten generell die Bezeichnung „5“ und wurden mit der Menge des Niederschlagsäquivalentes des relativ trockenen südlichen Wiener Beckens (690 mm/a, d.s. für das Lysimeter 10 l/Woche) wöchentlich beaufschlagt (G. RIEHL et al. 1996).

Versuche / Ziele	Zeitraum	untersuchte Materialien	Bez.
<b>Vorprojekte</b>			
<i>Untersuchung über die Verwendung des Schlämmmaterials aus der Kieswäsche als Grundwasserschutz unter Deponien. (Untersuchungen an Kleinlysimitern - D 20cm, Freiluftlysimitern - D 100cm, und im Maßstab 1:1 in Breitenau - ca. 100.000 t Hausmüll)</i>			
<b>Acrylglaslysimeter Freiluftlysimeter</b>	1978 - 1982	Schlämmmaterial aus dem Wiener Becken Hausmüll aus Wien	
<b>Versuchsanlage Breitenau Maßstab 1:1</b>	1986 - 1995	Schlämmmaterial aus dem Wiener Becken Hausmüll aus Graz bzw. Wien	
<b>Lysimeter Katzelsdorf</b> ab 1992			
<i>Quantität und Qualität von Emissionen bei Wasserüberlagerung, Setzungen, Temperaturen (hydr.Gradient ca. 1,25 - Versuchsvolumen ca. 1,5 m<sup>3</sup> bzw 0,08 m<sup>3</sup>)</i>			
<b>1. Phase</b>	ab 12/92	Restmüll (Bez. Leoben) Vorerotteter Hausmüll Altlast (Fischer Deponie) ausgefaulter Klärschlamm (Wiener Neustadt) Rückstände der Rauchgaswäsche (EBS Wien, Schwechat)	<b>RM</b> <b>VH</b> <b>AL</b> <b>KS</b> <b>ES</b>
<b>2. Phase</b>	ab 1995	Verschiedene Feinteil/Abfall Mischungen. für die Mischungsoptimierung im Pilotversuch Hehenberg.	
<b>3. Phase</b>	ab 1996	Altlastmaterial Taufkirchen Haus-/Gewerbemüll ca. 30 Jahre alt  Altlastmaterial Grubhof Abfälle aus einer Lederfabrikation bis ca.40 Jahre alt	<b>HA</b> <b>WU</b>
Die Lysimeter stehen derzeit (2001) noch unter Beobachtung			
<b>Lysimeter Seibersdorf</b> 07/1999-07/2001			
<i>Vergleichende Untersuchungen an drei ausgewählten in-situ Sanierungsmethoden mit Nullversuch (Lysimetervolumen: 8 m<sup>3</sup>)</i>			
<b>Diagenetische Inertisierung</b>		Ausgangsmaterial für alle Varianten:	<b>Seib</b>
<b>Bio-Puster (Reakt.beschl. durch O<sub>2</sub>-Zufuhr)</b>		Altlastmaterial Taufkirchen	
<b>Flow-Monta (Basisdichtung: Montanwachs)</b>		(Haus-/Gewerbemüll)	
<b>Null-Versuch</b>		ca. 12 Jahre alt	
<b>Deponie Hehenberg</b> ab 1996			
<i>Quantität und Qualität von Emissionen, Temperaturen, Bodenmechanik unter realen Bedingungen im Großversuch mit verschiedenen Mischeinrichtungen (insges: 111.000 t)</i>			
<b>Vorversuche</b>		Abfallzwischenlager / frischer Hausmüll	<b>Drain 1</b>
<b>Mischgerät: Mehrfachwellenmischer</b>		Altlastmaterial Taufkirchen: Haus-/Gewerbemüll ca. 30 Jahre alt	<b>Drain 2</b>
<b>Mischgerät: gekapselter Zwangsmischer</b>		Altlastmaterial Grubhof: Abfälle aus einer Lederfabrikation bis ca.40 Jahre alt	<b>Drain 3</b>
Mengenaufeilung siehe Lageplan Abb. 4			

Abb. 2: Übersicht über die Versuchsphasen und die untersuchten Abfallarten

# LYSIMETERAUFBAU

## ACRYLGLASLYSIMETER

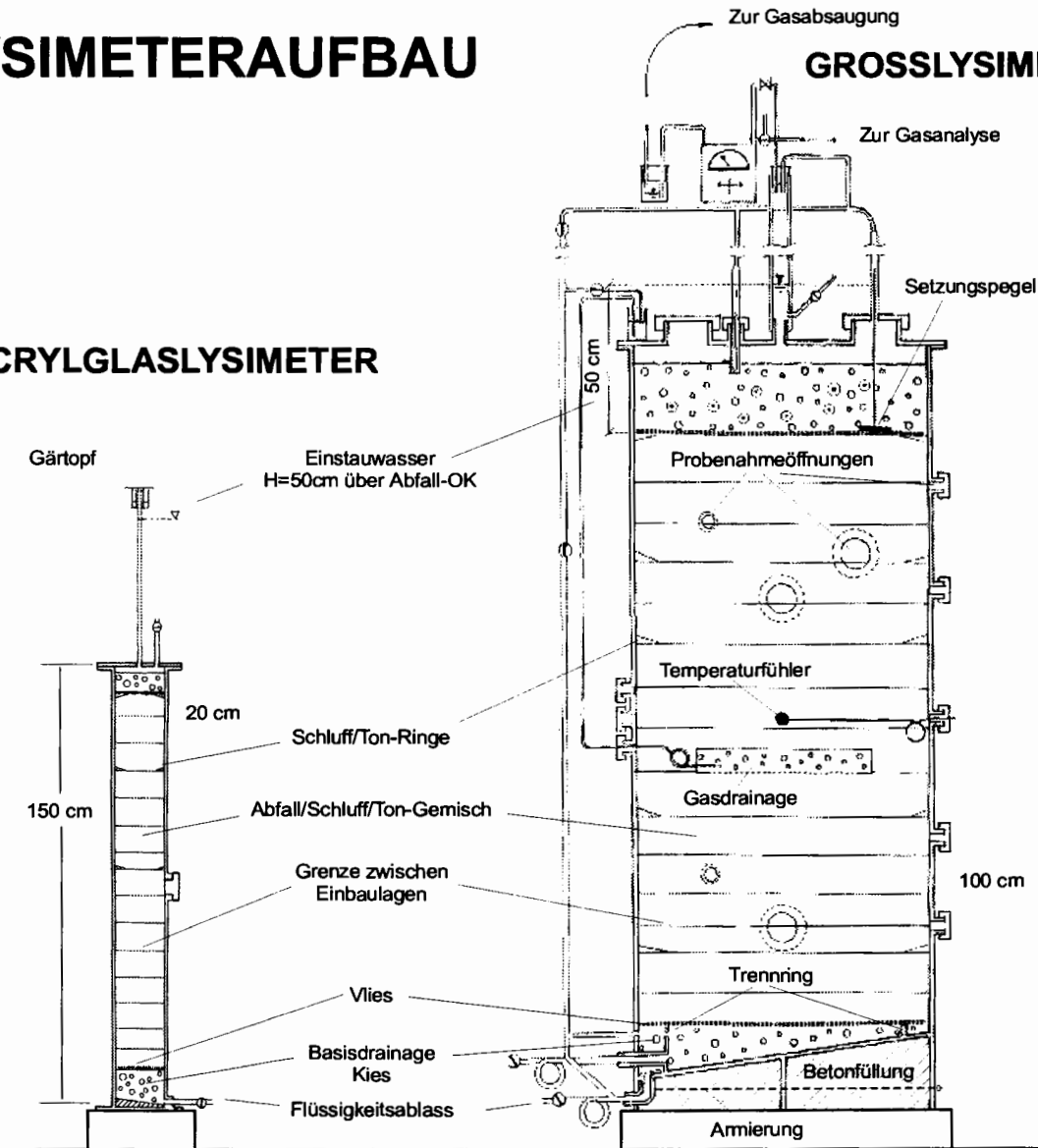


Abb. 3: Schema zum Aufbau der Versuchslysimeter

Die Großlysimeter bestehen aus einem zylindrischen Mantel aus Polypropylen von 250 cm Höhe und 100 cm Durchmesser mit einer zum unteren Auslaß hin schräg abfallenden Bodenplatte und einer luftdicht verschraubten Abdeckplatte. Auf die Bodenplatte wurde für die nach 1996 beginnenden Versuche ein Trennring aufgesetzt, um am Rand durchsickernde Wässer getrennt erfassen zu können, da sich bei Temperaturänderungen gezeigt hat, dass auf Grund unterschiedlicher Dehnungskoeffizienten von Untersuchungs- und Mantelmaterial randliche Wegsamkeiten entstehen können, durch die das Überlagerungswasser zur Basis abfließen kann. Über insgesamt 14 luftdicht verschließbare Öffnungen werden die austretenden Wässer und Gase abgeleitet, die Temperaturfühler und Pegel geführt und es können an verschiedensten Positionen verschiedene Materialproben genommen werden. Das schichtweise verdichtete Untersuchungsmaterial ist mit Kies sowie 50 cm Wasser überlagert.

Die Acrylglaslysimeter zur Sichtbarmachung der inneren Vorgänge weisen eine Höhe von 150 cm und einen Durchmesser von 20 cm auf. Das Material wird ebenfalls mit einer Wassersäule von 50 cm überlagert. Die Abb. 15 und 16 zeigen solche Lysimeter.

Mit den Materialien wurden zylindrische Großlysimeter von 2,5 m Höhe und 1 m Durchmesser verfüllt. Diese Lysimeter weisen entsprechende Öffnungen für Probenahme, Gas- und Sickerwasserableitung sowie Setzungspegel auf. Die Konstruktion der Lysimeter ist der Abb. 3 zu entnehmen. Eine Ergänzung an der Basisplatte stellt einen Innenring zur Abtrennung von Randumlaufwasser von der Kernzone dar. Der Ring wurde nachträglich eingebaut und hat sich sehr gut bewährt

Zusätzlich wurden die gleichen Materialien, die in die Großlysimeter verfüllt worden sind, auch in Acrylglaslysimeter mit 1,5 m Höhe und 20 cm Durchmesser zur Sichtbarmachung der Vorgänge eingebaut. Die Prüfmateriale sind permanent mit 50 cm Wasser (isotopisch markiert) überlagert, es wird also der „worst case“ einer ständig überfluteten Ablagerung simuliert (Unebenheiten und „Mulden“ auf der Deponieoberfläche, in denen längere Zeit Niederschlagswasser stehen bleibt).

Die erste Phase (Abb. 2) der Lysimeteruntersuchungen dauerte von 12/92 bis 12/95; zum Abschluß dieser Versuchreihe wurden einige Lysimeter geräumt und die Materialien nochmals eingehend untersucht. Die Ergebnisse der ersten Versuchsphase sind bereits veröffentlicht (G. RIEHL et al. 1996).

Eine zweite Phase (1995-1996) umfasste die Verfüllung von 13 Acrylglaslysimetern mit Müll/Feinteilmengen aus verschiedenen Mischungsvorgängen zur Festlegung der geeignetsten Mischmaschinenausstattung.

In einer dritten Phase wurden wiederum Groß- und Acrylglaslysimeter mit „Hehenberg-spezifischen“ Materialien zur Paralleluntersuchung zum Deponieeinbau verfüllt (Altlast Taufkirchen=HA, Altlast Grubhof=WU). Hierbei wurde auch der Einfluß der Aussortierung thermisch verwertbarer Kunststoffe auf die Endlagerqualität untersucht.

Parallel zu dieser dritten Phase sind vom Austrian Research Center (ARC) Seibersdorf Versuchslysimeter eingerichtet worden, mit deren Hilfe verschiedene in-situ-Methoden der Altlastensanierung überprüft werden.

Die Lysimeter der ersten Versuchsphase werden bis dato weiterhin betreut. Es stehen heute Untersuchungsergebnisse über eine Dauer von

nahezu neun Jahren zur Verfügung, so dass von einem „Langzeitversuch“ gesprochen werden kann.

### 3.2 DIAINERT-Deponie Hehenberg

In die Deponie Hehenberg des Abfallverbandes Grieskirchen (Abb. 4 und 5) konnten die nach der Methode der DIAGENETISCHEN INERTISIERUNG aufbereiteten Materialien der Altlast Taufkirchen und der Altlast Grubhof eingebracht werden; zusätzlich erfolgte während der Aufarbeitung dieser Materialien eine wechselnde, jedoch geringfügige Beimengung von Frischmüll, wobei vor allem zu Beginn kurz vorgerotteter und frischer Abfall eingebaut worden sind.

Die Altlast Taufkirchen enthielt gemischten unsortierten Hausmüll aus einem Gebiet mit landwirtschaftlicher Dominanz und war etwa 30 Jahre gelagert. Vor Einbringung des Materials wurde dieses nach einer optischen Kontrolle und Vorauslese von gefährlichen Anteilen und Metallkomponenten zerkleinert, gesiebt und die brennbaren Anteile für die thermische Verwertung ausgeschieden.

Die Altablagerung der ehemaligen Deponie Grubhof war durch die Produktionsabfälle einer Lederfabrik stark belastet, sie enthielt vor allem Lederreste, Haare, Filz und Produktionshilfsmittel, wobei polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe, vorrangig Naphthalin, Benzolhomologe, sowie vor allem Chrom den Untergrund belastet haben. Die Vermengung mit mineralischen Feinteilen fand direkt neben der Altlast statt. Der Abbau dieses Materials erfolgte unter einem Zelt mit Frischluftzufuhr und Abluftreinigung. Im Zelt wurde eine Vorauslese und Zerkleinerung des Materials mit anschließender Siebung vorgenommen. Der Abfall wurde in einem eingekapselten Zwangsmischer mit mineralischen Feinteilen vermengt, und das Gemenge zur Deponie Hehenberg gebracht.

Für den Bau der Deponie Hehenberg war amtlicherseits aus formaljuristischen Gründen die Konstruktion einer konventionellen Deponie mit voller Abdeckung vorgeschrieben, unabhängig von der Einlagerung des nach der Methode der DIAGENETISCHEN INERTISIERUNG aufbereiteten Materials.

# DIAINERT-DEPONIE HEHENBERG

## Schematischer Lageplan

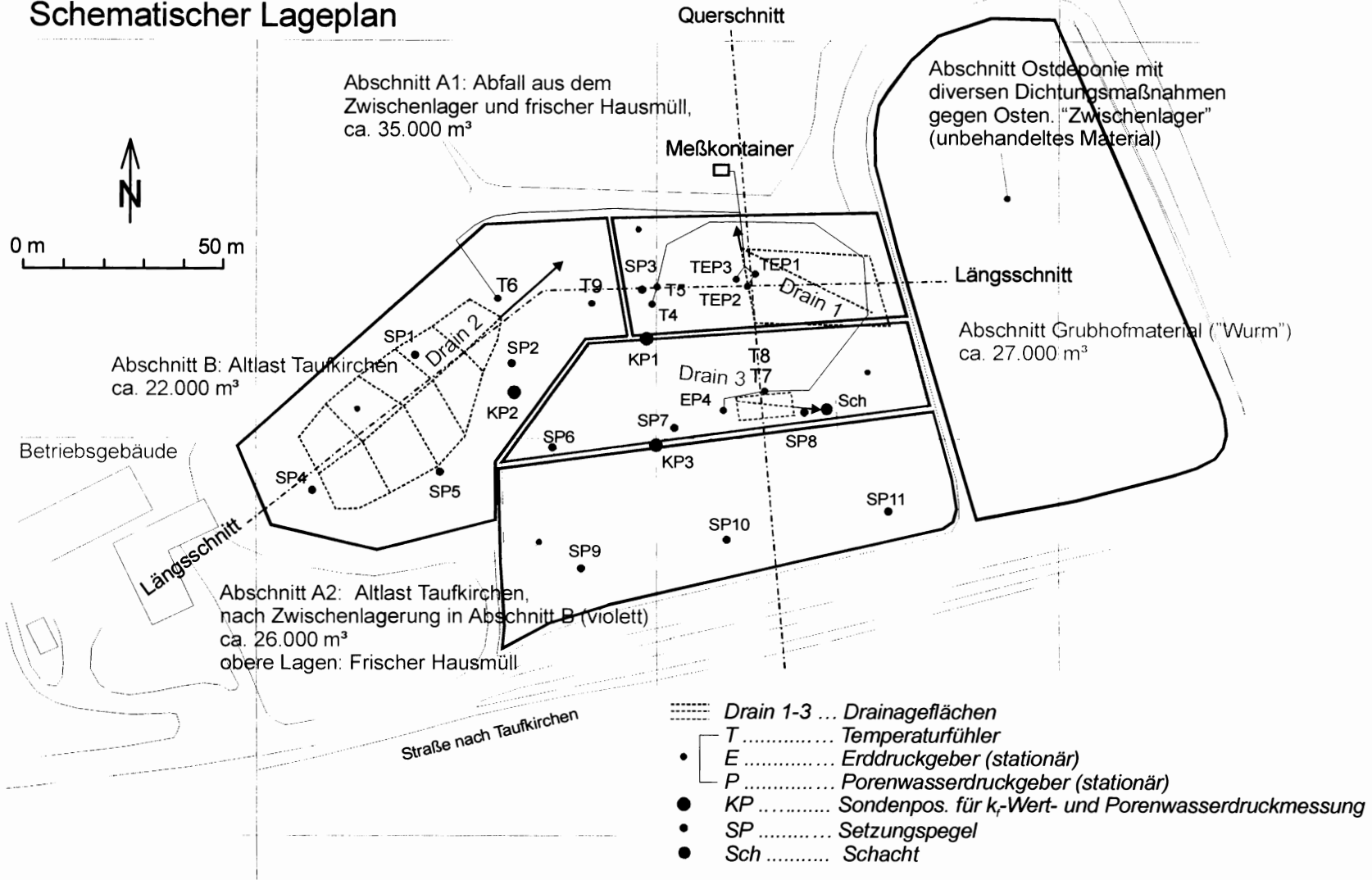


Abb. 4: Übersichtsplan der DIAINERT-Deponie Hehenberg mit den einzelnen Abschnitten, Messpositionen und Drainagen sowie der Position der in Abb. 5 gezeigten Schnitte.



# DIAINERT-DEPONIE HEHENBERG

## Schematische Schnitte

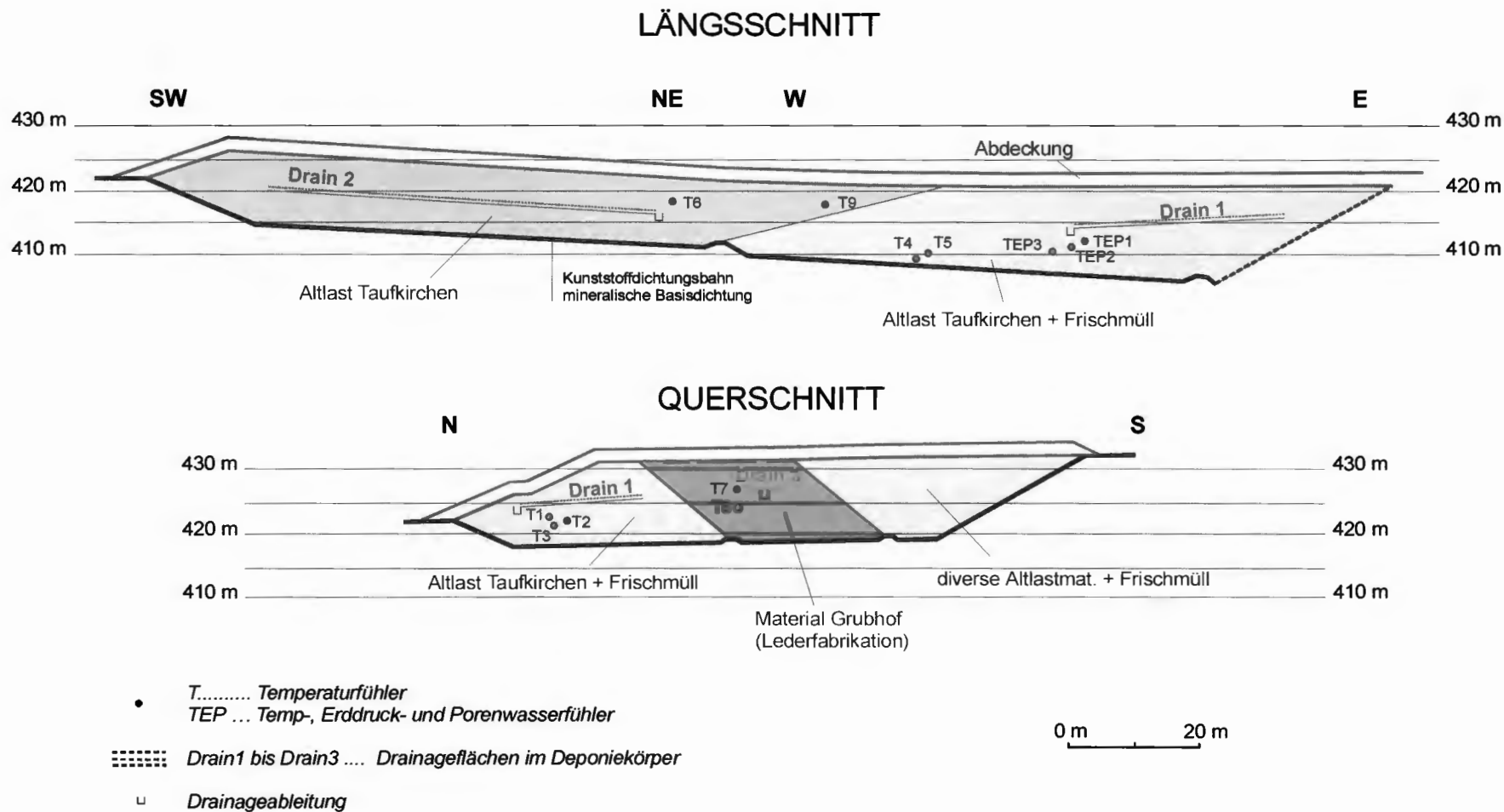


Abb. 5: Schematische Schnitte durch die DIAINERT-Deponie Hehenberg. Position der Drainagen und Messfühler.

Die Basisdichtung der Deponie Hehenberg besteht folglich aus einer mineralischen Dichtung auf der geotextilgeschützte verschweißte Kunststoffdichtungsbahnen bis zur Oberkante der Deponiewanne verlegt worden sind. Gegen die Ostdeponie hin, einem älteren Abschnitt, erfolgte keine Abdichtung, lediglich ein Lehm-schlag an der Basis trennt die beiden Abschnitte. Einen schematischer Schnitt durch die Deponie zeigt Abb. 5.

Die Verfüllung der Deponie begann im August 1996, wobei die Altlast Taufkirchen ab Februar 1998 und die Altlast Grubhof ab Dezember 1998 eingebracht worden sind. Die Einbringung beider Materialien endete mit September 1999. Bis September 2000 werden Finalarbeiten durchgeführt, die Schüttung geringer Abfallmengen vermengt mit mineralischen Feinteilen ist bis Juli 2001 vorgesehen.

In der Deponieanlage Hehenberg stehen drei Kompartimente (Abb. 4) für Untersuchungen zur Verfügung. In einer Höhe von ca. 6 m über der Basisdrainage sind Zwischendrainagen angeordnet, die der Erfassung von Emissionen dienen. Im Kompartiment mit Drain 1 wurde zwischengelagertes und vorgerottetes sowie frisches Material nach der Methode der DIAGENETISCHEN INERTISIERUNG aufbereitet und eingebracht, im Feld mit Drain 2 fast ausschließlich nach der Methode der DIAGENETISCHEN INERTISIERUNG aufbereitetes Altlastenmaterial Taufkirchen - bedingt durch den raschen Einbau nur sehr wenig Frischmüll - und im Bereich um Drain 3 Altlastenmaterial aus Grubhof. Parallel dazu erfolgten auch Lysimeteruntersuchungen (vgl. 3.1.).

### 3.3 Hausmüll Versuchsanlage Breitenau

Die Entwicklung der Methode der DIAGENETISCHEN INERTISIERUNG wurde begonnen, als sich abzeichnete, dass die konventionelle Reaktor - Deponie (R - Deponie) lediglich Sicherungseigenschaften auf Zeit und keine Endlagereigenschaften vorweist. Diese Erkenntnisse konnten insbesondere mit der großmaßstäblichen wissenschaftlichen Versuchsdeponie, der Hausmüll-Versuchsanlage Breitenau, erarbeitet werden. Aus diesem Grunde und weil die dort ermittelten Daten für Vergleichszwecke heran-

gezogen werden können, wird auf Breitenau nachfolgend ausführlicher eingegangen.

In Breitenau am Steinfeld, Bez. Neunkirchen, NÖ, wurde 1986-1988 von der TU Wien, Inst. f. Geologie (Inst.Vorst. F. MAKOVEC) und Inst. f. Wasserwirtschaft, Abt. Abfallwirtschaft (Inst.Vorst. W. KEMMERLING) eine Versuchsdeponie mit unsortiertem Hausmüll errichtet (Abb. 14).

Die Beobachtung dieser Ablagerung erfolgte permanent bis 1995. Da es keine kommerzielle Deponie dieser Dimension gibt, die eine so intensive und ununterbrochene Beobachtung erfahren hat (D. RANK et al. 1992; A. LAGERKVIST et al., 1997) und deren Müllzusammensetzung auch nur annähernd so genau bekannt ist (A. LAGERKVIST et al. 1995), wird die Hausmüllversuchsanlage als Beispiel einer konventionellen Deponie herangezogen.

Zum Schwerpunkt der Untersuchungen war das Thema des Einflusses von müllverfüllten Kiesgruben auf das Grundwasser gewählt worden, die Eignung von Schlämmrückständen aus der Kieswäsche als Grundwasserschutzschicht und der Einfluß von Deponieabdeckung und Oberflächengestaltung auf den Wasserhaushalt konnten zusätzlich einbezogen werden.

Die Errichtung dieser Versuchsdeponie war die letzte Stufe einer Untersuchungsfolge. Die Ergebnisse der ersten beiden Phasen (Lysimeterversuche an Schluffen - Modelldimension einige Liter, halbtechnischer Versuch in Großlysimeter - Modelldimension ein m<sup>3</sup>, sind veröffentlicht (G. RIEHL et al. 1983) ebenso die Ergebnisse der ersten fünf Jahre der Versuchsanlage (G. RIEHL & P. LECHNER 1995) sowie der Folgejahre (G. RIEHL et al. 1997).

Die Versuchsdeponie Breitenau ist in drei Felder mit z.T. unterschiedlicher Basisausführung und unterschiedlichen Oberflächenabdeckungen untergliedert.

Die Einbringung des befeuchteten und verdichteten Abfalles erfolgte von 1/87 bis 09/88, abschließende Abdeckungs- und Finalisierungsarbeiten waren mit 03/89 beendet.

An Hand der Schnittbilder zur Versuchsanlage Breitenau (Abb. 14) werden die wesentlichen Ergebnisse noch einmal zusammenfassend dargestellt.

## 4 Zusammenfassende Ergebnisdarstellung der wissenschaftlichen Arbeiten und betreuende Messüberwachung; Parameter-Erfassung

Es würde den Rahmen dieser Arbeit sprengen, die gesamten ermittelten Daten an dieser Stelle bekannt zu geben; es sind daher einzelne, charakteristische Werte bei unterschiedlichen Materialien herausgestellt, wobei bei den Lysimeterversuchen besonders vorgerotteter Hausmüll (VH) und Altlastenmaterial (AL) herangezogen werden, da diese für die Vergleichsbetrachtung zur DIAGENERT-Deponie Hehenberg und zur konventionellen Deponie, der Hausmüll-Versuchsanlage Breitenau, die meiste Relevanz besitzen.

### 4.1 Raumgewicht

Das Raumgewicht des nach der Methode der DIAGENETISCHEN INERTISIERUNG aufbereiteten Materials ist nicht nur von der Zugabe der Feinteile abhängig, sondern vor allem von der optimalen und fachgerechten Verdichtung beim Einbau. Diese ist technisch ohne Probleme durchführbar, da die gegenüber unbehandeltem Material wesentlich bessere Kornabstufung und Konsistenz des behandelten Materials die gute Kompaktion begünstigt. Abb. 6 zeigt dies anhand einiger ausgewählter Proctorkurven.

Für die Erreichung einer optimalen Einbaudichte spielt, wie aus dem Erdbau bekannt, beim Einbau gemischtkörniger bindiger Böden der Wassergehalt eine entscheidende Rolle. Die jeweils günstigsten Wassergehalte (Schnittsehn) sind dem nachstehenden Diagramm zu entnehmen (Abb. 6).

Es konnten in den Lysimetern Trockendichten zwischen  $1,2 \text{ t/m}^3$  und  $1,3 \text{ t/m}^3$ , bei geringen  $C_{\text{org}}$ -Gehalten von über  $1,5 \text{ t/m}^3$  erzielt werden. Messungen auf den Versuchsfeldern von Hehenberg mittels Sandersatzversuchen erbrachten ebenfalls Werte zwischen  $1,2 \text{ t/m}^3$  und  $1,3 \text{ t/m}^3$ . Diese Trockendichte entspricht einer Feuchtdichte von ca.  $1,5$  bis  $1,85 \text{ t/m}^3$ .

Die gute Kompaktierbarkeit und die hohen erzielbaren Dichten ermöglichen es, dass trotz der Zugabe von Feinteilen kein zusätzlicher Deponieraum benötigt wird. Bei manchen Abfallarten konnte sogar eine Volumersparnis von über 10 % erreicht werden.

### 4.2 Setzungsverhalten

Für eine eventuelle Nachnutzung von großem Interesse ist das Setzungsverhalten des Abfallkörpers. Bei konventionellen Deponien wie Breitenau treten Setzungen im Ausmaß von bis zu 20% der Einbauhöhe auf, die sich auch auf technische Einrichtungen (Drainageleitungen, Zwangsentgasung etc.) naturgemäß negativ auswirken.

In Hehenberg kann über Setzungen noch wenig ausgesagt werden; erste Messungen lassen jedoch den Schluß zu, dass sich das nach der Methode der DIAGENETISCHEN INERTISIERUNG aufbereitete Material auch in der Pilotdeponie so verhält wie in den Lysimetern. Auf Grund der guten Verdichtbarkeit sind bei korrektem Einbau Setzungsbeträge unter 2% zu erwarten, im Regelfall unter 1%.

### 4.3 Durchlässigkeit

Dem Parameter „Durchlässigkeit“ galt eines der Hauptaugenmerke der Untersuchungen. Die Durchlässigkeit wurde sowohl vor dem Einbau in das Lysimeter nach ÖNORM B2400 mit konstanter Druckhöhe ermittelt als auch in einer Auswertung als Großversuch mittels Umrechnung der Emissionsdaten auf die gegebenen Versuchsbedingungen. Probeweise gab es auch Feldmessungen mit BAT-Technologie (Permeameter): Mittels einer Rammsonde wird eine Filterspitze (*filter tip*) in die gewünschte Mess- bzw. Probenahmetiefe gebracht und über eine doppelendige Injektionskanüle eine hydraulische Verbindung zwischen dem Zielhorizont und der Mess-/Entnahmesonde hergestellt.

Außerdem sind die hydraulischen Daten der Versuchsfelder der Deponie Hehenberg ausgewertet und damit für Deponievolumina von  $8500 \text{ m}^3$  großräumige  $k_f$ -Werte bestimmt worden. In Abb. 8 sind die  $k_f$ -Werte aufgelistet und im untersten Teil als Diagramm dargestellt. Zusätzlich sind diese Werte denen der Basisdichtung einer konventionellen Deponie als Vergleich gegenübergestellt.

## Darstellung der Standard-Proctorversuche

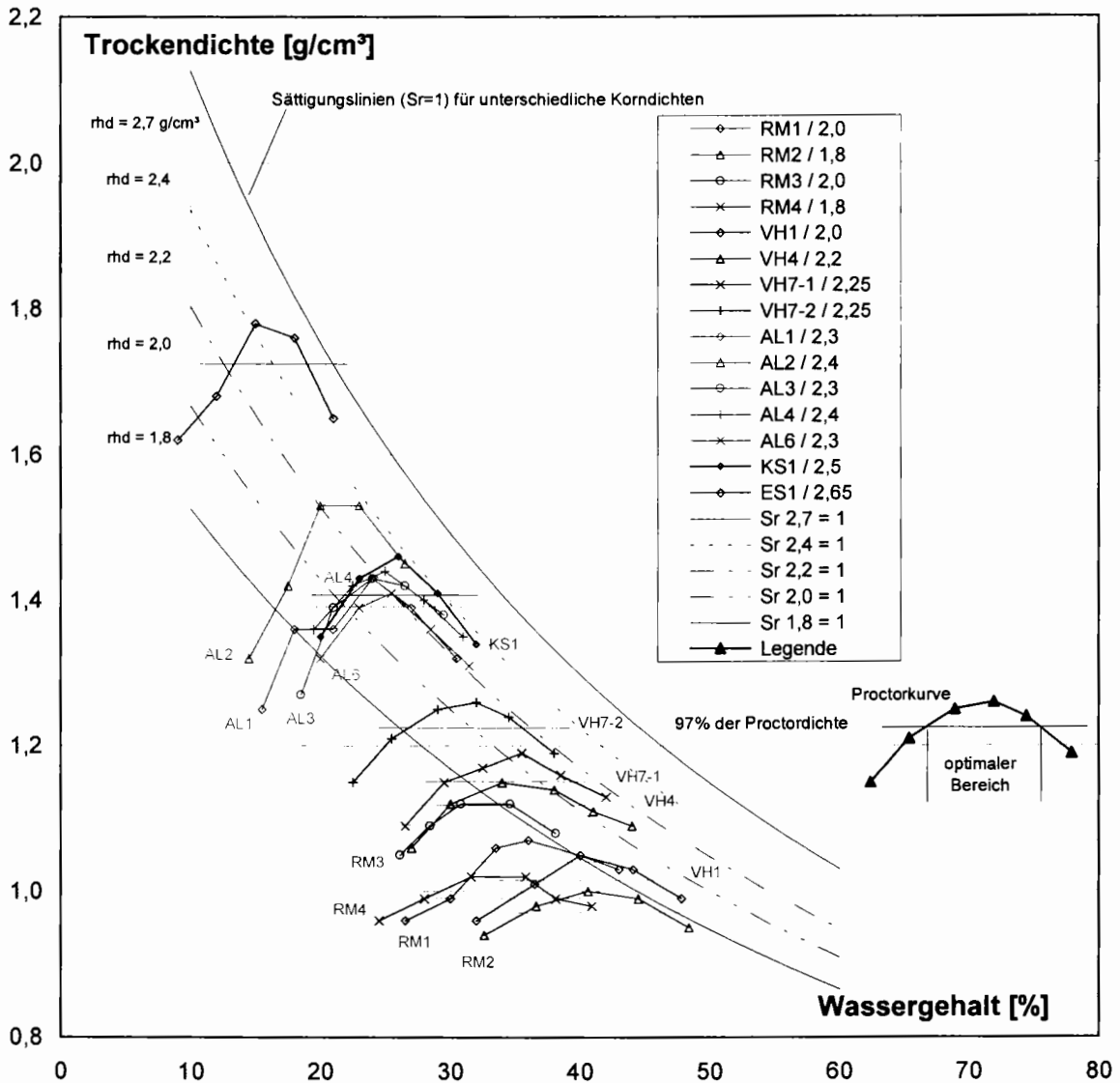
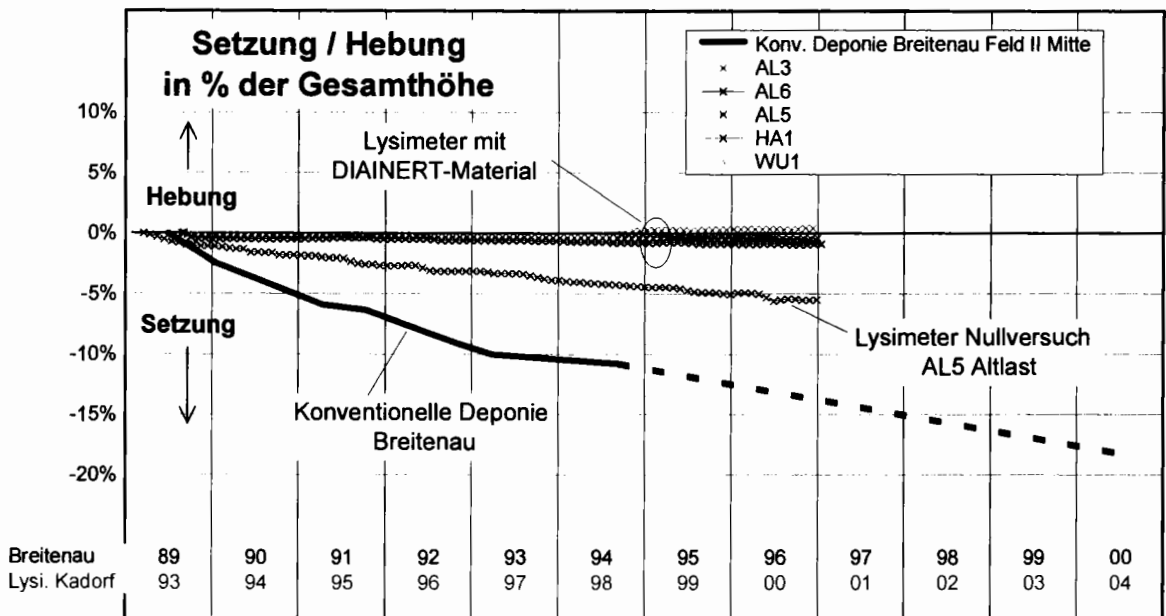


Abb. 6: An verschiedenen nach der Methode der DIAGENETISCHEN INERTISIERUNG aufbereiteten Untersuchungsmaterialien wurde die optimale Einbaudichte bestimmt. (RM = Restmüll, VH = vorgeroteter Hausmüll, AL = Altlastenmaterial, KS = Klärschlamm, ES = Rauchgasreinigungserzeugnis; die unterschiedlichen Nummern bezeichnen verschiedene Zusammensetzungen der Müll/Feinteilmengemische). Die Sättigungskurven in dieser Sammeldarstellung entsprechen der vollständigen Sättigung bei unterschiedlichen (geschätzten) Korndichten (in der Legende neben der Lysimeterbezeichnung, z.B. RM1/2,0), wobei der Heterogenität der Abfallmaterialien wegen (mit Ausnahme von ES und KS) nur bedingt von einem Korngefüge im bodenmechanischen Sinn gesprochen werden kann.

Die optimale Proctordichte nimmt mit der Abnahme des organischen Kohlenstoffes zu; dies liegt daran, dass mit zunehmender Fortdauer der Umsetzung auch mehr organische Feinteile als Rückstände mikrobieller Umsetzungen im Material vorliegen. Mit der Abnahme von Korngröße und Organik ist die optimale Dichte bei immer niedrigeren Wassergehalten zu erzielen. Der optimale Wassergehalt umfasst jeweils einen Bereich von ca. 10 % (Schnittsehne der Proctorkurve, rechts im Bild).

(Untersuchungen: BOKU-Wien, Inst. f. Geotechnik, Univ.Prof. Dipl.Ing. Dr. O. PREGL, in: G. RIEHL-H. et al. 1996)



**Abb. 7: Vergleich der Setzungen in den Lysimeterversuchen bei AL - Altlastenmaterial. Deutlich ist das Absinken der Oberkante des unbehandelten Materials (rot) zu erkennen, während das nach der Methode der DIAGENETISCHEN INERTISIERUNG aufbereitete Material kaum Setzungen zeigt. Zum Vergleich ist die Setzung auf der Hausmüll - Versuchsanlage Breitenau als Beispiel einer konventionellen Deponie angeführt (schwarz). Bei der Bewertung der Eigensetzungen zu berücksichtigen ist allerdings, dass die Lysimeter eine Höhe von lediglich 2 m aufweisen, während die Versuchsanlage Breitenau eine Ausgangsschütthöhe von etwa 12 m aufwies. Die Ergebnisse der Lysimeter sind alle direkt miteinander vergleichbar, bei den Breitenau-Werten muss die erhöhte Auflast auf die tieferen Schichten in Ansatz gebracht werden.**

Nahezu in allen Fällen ist der  $k_f$ -Wert besser als der für mineralische Basisdichtungen vorgeschriebene Wert von  $1 \cdot 10^{-9}$  m/s (In-situ-Messung). Mit Fortdauer der Lagerung nimmt diese Durchlässigkeit noch ab, da dank der Plastizität des nach der Methode der DIAGENETISCHEN INERTISIERUNG aufbereiteten Materials nach dem Austritt der Konsolidierungswässer dieses noch geringdurchlässiger wird.

#### 4.4 Sickerwasserentwicklung

Einer der großen Kostenfaktoren bei der Betriebsführung einer Abfalldeponie ist das Sickerwasser und seine Entsorgung (W. BAUMANN 1985). Wegen der Gefährdung des Grundwassers ist Deponiesickerwasser eines der gravierendsten ökologischen Risiken (P. BACCINI, et al., 1987). Besondere Bedeutung kommt dem Umstand zu, dass Schwer-

metalle nur durch das Wasser in die Biosphäre verfrachtet werden (L. SIGG, et al. 1996).

Eine Abfalldeponie setzt Wässer verschiedener Entstehung frei:

- Sickerwasser: Meteorische Wässer, die in den Abfallkörper eindringen, diesen durchströmen und auslaugen und an der Basis wieder austreten.
- Prozesswasser: Entsteht bei der Umsetzung organischer Materie; mengenmäßig fällt es bei konventionellen Deponien gegenüber dem Sickerwasser kaum ins Gewicht
- Porenwasser: In Mikroporen enthaltenes Wasser („Feuchtigkeit“, „Bergfeuchte“ etc.). Unter Druck (Kompaktion) kommt es zur gravitativen Entwässerung und es tritt ein Teil als „Konsolidierungswasser“ aus; ein Rest bleibt als „Bergfeuchte“ erhalten.

Durchlässigkeit $k_f$ [m/s]													
	Vor dem Einbau nach ONORM B2400			Während des Versuches berechnet aus Versuchsbedingungen									
	Schicht höhe [m]	hydr. Grad	$k_f$ -Wert	Schicht höhe [m]	hydr. Grad	$k_f$ -Wert							
						1	2	3	Versuchsjahr		6	7	8
<b>in-situ Versuche</b>													
<b>Mineralische Basisdichtung: Konvent. Deponie, Versuchsanlage Breitenau (siehe Kap. 3.3.)</b>													
Feld I				1.8	1.2	8,8E-10	7,0E-10	6,1E-10	5,4E-10				
Feld II				1.8	1.2	6,9E-10	1,1E-09	1,1E-09	9,8E-10				
<b>DIAINERT-Deponie Hehenberg</b>													
Drain 2 (Altlast Taufkirchen)				4.5	1	5,9E-09	5,4E-10						
P2 (Altlast Taufkirchen)							1,3E-10	... BAT-Permeameter (in 4m Tiefe)					
P3 (Material Grubhof)							9,1E-11	... BAT-Permeameter (in 7m Tiefe)					
<b>Lysimeterversuche (DIAINERT-Material)</b>													
(Vor dem Einbau: Schichthöhe 0.1-0.25 m, hydr. Gradient 10-20)													
<b>Restmüll: "Saubermacher", Bez. Leoben</b>													
RM2 (RM)				2.01	1.25	8,9E-10	2,0E-10	4,7E-10	1,9E-10	1,3E-10	1,1E-10	8,7E-11	7,7E-11
RM4				2.04	1.25	1,4E-09	3,8E-10	4,4E-10	2,6E-10	1,3E-10	1,6E-10	1,3E-10	1,3E-10
<b>Vorgerotteter Hausmüll: Deponie Hehenberg, Bezirk Grieskirchen</b>													
VH1 (VH)				1.98	1.25	9,6E-10	2,3E-10	1,3E-10	7,6E-11	8,5E-11	1,1E-10	8,4E-11	1,0E-10
VH4				2.04	1.25	7,3E-10	1,0E-10	4,9E-11	5,5E-11	4,9E-11	6,3E-11	5,4E-11	
VH7				2.02	1.25	1,5E-10	4,7E-11	5,0E-11	5,8E-11	4,3E-11	4,6E-11		
<b>Altlast: "Fischerdeponie", NÖ, ca. 25a</b>													
AL3 (AL)				1.92	1.26	1,4E-11	3,9E-11	1,1E-10	8,1E-11	6,4E-11	7,1E-11	6,6E-11	
AL4				1.83	1.27	3,0E-10	1,6E-10	2,0E-10	1,1E-10	8,1E-11	8,9E-11	7,8E-11	
AL6				1.87	1.27	4,7E-10	3,2E-10	1,7E-10	9,0E-11	1,1E-10	9,0E-11	8,4E-11	
<b>Klärschlamm (ausgefäult): Kläranlage Wiener Neustadt</b>													
KS2 (KS)				2.03	1.25	5,0E-10	2,0E-10	1,6E-10	1,5E-10	9,8E-11	1,3E-10		
KS5				2.04	1.25	3,2E-09	2,4E-09	5,3E-09	4,6E-09	7,4E-09	7,2E-09	1,0E-08	
<b>Altlast Taufkirchen: Deponie Hehenberg, ca. 40a</b>													
HA1 (Altlast 40a)				1.80	1.28	4,2E-10	3,2E-10						
HA2 (Altlast 12a)				1.93	1.26	6,1E-10							
HA3 (Altlast 12a)				1.99	1.25	5,8E-10							

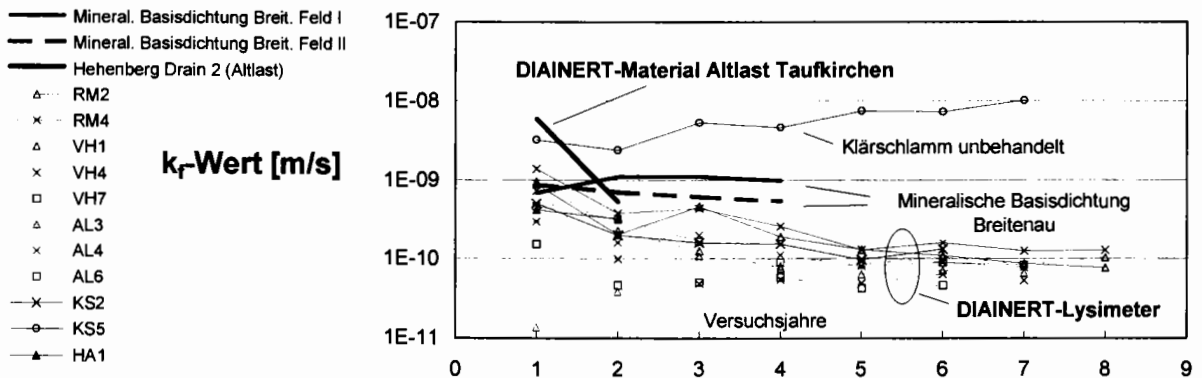
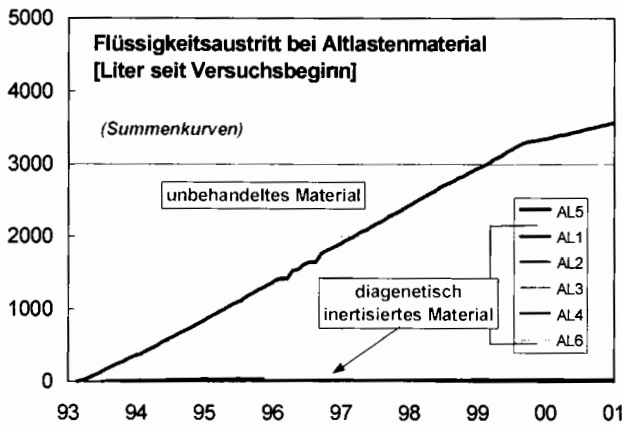


Abb. 8: Die  $k_f$ -Werte der nach der Methode der DIAGENETISCHEN INERTISIERUNG aufbereiteten Materialien wurden vor dem Einbau in Normversuchen bestimmt. Während der Langzeitbeobachtung der Großlysimeter erfolgte die Ableitung aus den Versuchsbedingungen und den austretenden Flüssigkeitsmengen. Bei fast allen Materialien zeigt sich eine Tendenz zu weiterer Verbesserung der Werte. (Laborwerte vor dem Einbau: Univ.Prof. Dipl.Ing. Dr. O. PREGL, Inst. f. Geotechnik, BOKU-Wien, in: G. RIEHL-H. et al. 1996)

## Lysimeterversuche

Bereits in der ersten Versuchsphase hat sich gezeigt, dass die nach der Methode der DIAGENETISCHEN INERTISIERUNG aufbereiteten Mischungen trotz dauernder Überlagerung mit einer 50 cm Wassersäule nur wenig Flüssigkeit abgeben. Das Überlagerungswasser wurde isotopisch markiert und Untersuchungen an den austretenden Wässern haben bewiesen, dass es sich hierbei ausschließlich um durch Eigenkompaktion ausgepresstes Konsolidierungswasser handelt. Die  $k_f$ -Werte betragen  $10^{-9}$  m/s bis  $10^{-11}$  m/s. Das nicht behandelte Material der Nullversuche wird vom Wasser sofort durchströmt (Abb. 9).



**Abb. 9:** *Summe der austretenden Flüssigkeiten am Beispiel AL - Altlastenmaterial; während die aufgegebene Wassermenge das unbehandelte Material zur Gänze durchsickert, ist die Menge des austretenden Porenwassers der diagenetisch inertisierten Abfälle (Konsolidierungswasser) so gering, dass es im Mengenvergleich bei linearem Maßstab kaum darstellbar ist.*

## Deponie Hehenberg

Die aus der Drainage 2 austretenden Flüssigkeitsmengen lagen anfangs auf Grund der Einbaubedingungen (ursprünglicher Wassergehalt, Niederschläge während der Verarbeitung) sehr hoch; sie fielen jedoch unerwartet schnell ab und gelangten ein Jahr nach dem Einbau sogar noch unter den ohnedies niedrigen Mengenbereich der Lysimeter (Abb. 11-12). Die gute

Qualität der Verarbeitung und Verdichtung in diesem Bereich der Deponie ist nicht zuletzt darauf zurück zu führen, dass eine kontinuierliche fachliche Betreuung und gesonderte Bauaufsicht (R. PERNITZ) erfolgt ist.

Etwas anders gelagert ist die Situation bei Drain 1, da durch den Bau einer Verarbeitungshalle auf der Deponie bei der Fundierung der Abfall/Feinteilkörper durchstoßen und so die Drainageschicht direkt von der Oberfläche her alimentiert worden ist. Die niederschlagsbedingten Schwankungen sind sehr gut der Abb. 11-12 zu entnehmen. Außerdem steht die Drainage 1 mit der Außenseite und damit dem angrenzenden alten Ostabschnitt (Abb. 4) der Deponie in Verbindung, was infolge eines Unfalles wegen ausgetretenen Benzins, das als „Tracer“ in Drainage 1 wiedergefunden werden konnte, nachgewiesen worden ist. Die Daten dieses Feldes müssen daher für eine Bewertung der Sickerwasserproduktion vernachlässigt werden.

Drain 3 entwässert das Grubhof-Material. Leider ist dieses Material vor dem Einbau längere Zeit ohne wirkungsvolle Abdeckung „auf Zwischenlager“ gelegt worden. Das niederschlagsreiche Wetter 1999 sorgte für völlige Durchnässung des locker geschütteten Gemenges. Daher ergeben sich hier sehr hohe Wassermengen, die jedoch zwischenzeitlich stark zurückgehen (ca. Faktor 10).

Für die Praxis ergibt sich daraus, dass nicht nur der angelieferte Abfall kontrolliert und dokumentiert werden muss, wie es gesetzlich vorgeschrieben ist, auch Bearbeitung und Einbau bedürfen einer kontinuierlichen fachlichen Betreuung, um eine Minimierung technischen und menschlichen Versagens zu erreichen.

## Frachten in austretenden Flüssigkeiten

Von den Schadstoffkonzentrationen her - insbesondere die Organik betreffend - sind sich die aus den unterschiedlichen Deponietypen austretenden Flüssigkeiten sehr ähnlich. Für die Umweltbelastung sind allerdings nur die Schadstofffrachten insgesamt relevant. Diese belegen eindeutig die Überlegenheit der DIAGENETISCHEN INERTISIERUNG. Als Beispiel sei hier Quecksilber als besonders kritisches

Schwermetall in Rückständen aus der Rauchgaswäsche nach der thermischen Behandlung von Abfällen herausgegriffen (Abb. 10).

Da die Schadstoffkonzentrationen, wie oben angeführt, sich nicht wesentlich unterscheiden, bewirkt die sehr viel geringere Durchströmungsrate beim nach der Methode der DIAGENETISCHEN INERTISIERUNG aufbereiteten Material in allen Parametern sehr viel günstigere Frachten, die in der Größenordnung von 1-3 Zehnerpotenzen kleiner als beim unbehandelten Material sind.

## 4.5 Gasproduktion

### 4.5.1 Quantitäten

Um allen Versuchsbedingungen gerecht zu werden, wurde die Gasproduktion für alle zu vergleichenden Quellen auf  $\text{m}^3$  pro T  $C_{\text{org}}$  und Tag berechnet.

#### Lysimeterversuch

Im Lysimeterversuch ist die Umgebungstemperatur während der ersten zwei Jahre konstant auf  $10^\circ\text{C}$  gehalten worden (Abb. 11 Mitte), im dritten Jahr sind die Kühl/Heizaggregate in der Versuchshalle abgeschaltet worden und die Hallentemperatur verläuft parallel zur Außentemperatur. Die Gasproduktion in den Lysimetern zeigt einen temperaturabhängigen Verlauf.

Unabhängig von diesem Jahresgang zeigt das Lysimeter VH 4 mit nach der Methode der DIAGENETISCHEN INERTISIERUNG aufbereitetem vorgerottetem Hausmüll nach etwa 2 Jahren geringer Produktion einen starken Rückgang und liefert im 4., 5. u. 6. Jahr de facto kein Gas mehr. Im siebenten Jahr lässt sich wieder eine marginale Gasproduktion feststellen.

Das Altlastenmaterial AL4, ebenfalls nach der Methode der DIAGENETISCHEN INERTISIERUNG behandelt, zeigt einen etwas konstanteren Verlauf mit extrem geringer Gasproduktion.

Einzig der frische Restmüll hat auch in den Lysimetern eine anhaltende höhere Gasproduktion, die aber noch immer unter den Vergleichswerten des unbehandelten Materials und weit unter der Produktion von Breitenau liegt (G. RIEHL & P. LECHNER 1995). Hier müssen allerdings die anfangs niedrigen Versuchstemperaturen berücksichtigt werden.

Stellt man die Relation zwischen den „Gaspendern“ prozentuell dar und nimmt die Emissionen der Hausmülldeponie-Versuchsanlage Breitenau als Beispiel einer konventionellen Deponie mit 100 an, so treten die großen Differenzen deutlich hervor, wobei sie sich etwa wie folgt zueinander verhalten:

konventionelle Deponie (Frischmüll)	100
Hehenberg Drain 1 (+Frischmüll)	10
Hehenberg Drain 2, (Altlast)	5
Lysimeter RM4 (frischer Restmüll)	5
Lysimeter VH4 (vorger. Hausmüll)	0,05
Lysimeter AL4 (Altlast)	0,01 - 0,001

Bei den beiden letzten Lysimetern ist auf Grund der geringen Mengen eine gewisse Messungenauigkeit gegeben. Die angegebenen Relationen beziehen sich auf die Gesamtemission während der ersten vier Jahre, wobei Drain 2 nach den bisherigen Werten (2,5 Jahre) hochgerechnet worden ist.

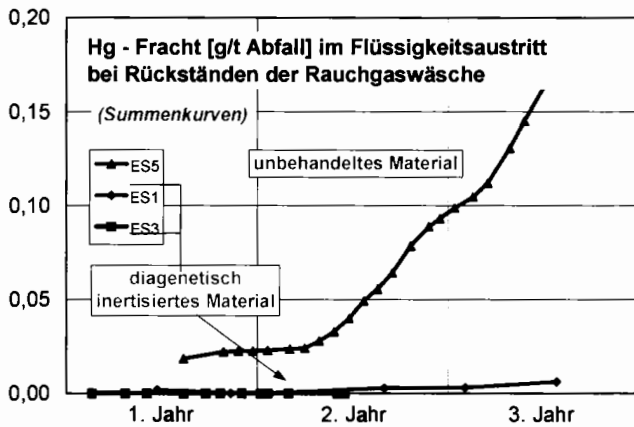
Überdies hat sich im Lysimeterversuch bei den Acrylglaslysimetern, die parallel zu den Großlysimetern zur Sichtbarmachung der Vorgänge verfüllt worden sind, durchaus nicht überraschend gezeigt, dass bei unbehandeltem Abfallmaterial Entgasungskanäle im Müllkörper entstehen (Abb. 15, 16), die bei vermindertem Gasdruck zum Ende der Gasbildungsphase von meteorischen Wässern als bevorzugte Eindringstellen genutzt werden (G. RIEHL. et. al. 1997).

#### Hehenberg

Die Gasproduktion in Hehenberg (Abb. 11, 12) stieg in Drain 1 unerwartet hoch an; es stellte sich heraus, dass die Ursache dafür unter das Altlastenmaterial gemengter Frischmüll gewesen ist. Binnen kürzester Zeit fiel aber die produzierte Gasmenge unter den für eine Zwangsabsaugung vorgeschriebenen Wert und war nach 13 Monaten ab Juni 1998 nicht mehr im Bereich des Messbaren. Mit August 2000 war eine minimale Produktion eben noch festzustellen.

Bei dem mit inertisiertem Altlastenmaterial ohne Frischmüllzumengung verfüllten Feldabschnitt (Drain 2) zeigt sich eine stetige Abnahme der schon zu Beginn nur geringen Gasproduktion zur Grenze des messbaren Bereiches hin.





**Abb. 10:** Die Quecksilberfracht in diagenetisch inertisiertem und in unbehandeltem Material. Während Hg mit dem Beginn des 2. Jahres im unbehandeltem Material mobilisiert wird, ist der Quecksilberausstrag des diagenetisch inertisierten Materials unbedeutend.

#### 4.5.2 Konzentrationen

Deponiegaszusammensetzungen hängen vom Entwicklungsstadium einer Deponie ab (G. RETTENBERGER 1992). Es beginnt mit der aeroben Phase, sodann folgen die anaeroben Phasen mit saurer Gärung, mit instabiler Methangärung und mit stabiler Methangärung. Bei Altlastenmaterial ist anzunehmen, dass letztere Phase erreicht ist (G. RETTENBERGER 1997), bei vorgerottetem Material ist mit der Möglichkeit zu rechnen, dass der Abfall erst in die instabile Methanphase eintritt.

In der stabilen Methanphase wird mit einem Verhältnis  $\text{CH}_4 : \text{CO}_2$  von etwa 60 : 40 gerechnet (R. STEGMANN 1990).

Die Methanphase geht in die Langzeitphase über, wobei auch nach 75 Jahren noch Gasbildungen bekannt sind (G. RETTENBERGER 1994). Geologisch gesehen sind Methangasbildungen in der Kohle auch noch mehrere Zehnermillionen Jahre lang möglich (Abb. 17). Dies liegt u.a. daran, dass nicht sämtlicher Kohlenstoff umgesetzt wird, so dass die Idealformel, dass 1 kg C ein Gasvolumen von 1,868  $\text{m}^3$  ergibt, bei Abfallablagerungen nur sehr bedingt angewandt werden kann (S. BAUER 1996). Die tatsächliche Gasproduktion wird im wesentlichen beeinflusst:

- vom aeroben Abbau beim Einbau und unmittelbar danach
- vom Sickerwasseraustrag organischer Substanzen
- von der Umsetzung zu stabileren Phasen,
- von unvollständigem Gesamtabbau.

Vor allem der zuletzt angeführte Punkt, der eine Einschränkung der Umsetzungsvorgänge durch ungünstige Wassergehalte, Nährstoffsituationen und anderen, für die Methanbildner kontraproduktiven Milieubedingungen inkludiert, führt dazu, dass eine konventionelle, wasserwegig abgelagerte Deponie immer wieder schein-inerte Bereiche aufweist, in denen etwa auch nach 40 Jahren noch Zeitungsartikel zu lesen sind. Ein Deponiekörper, der keine Gasproduktion aufweist, muss nicht notwendigerweise vollständig mineralisiert sein (LAGA, 1991)

In dieser Langzeitphase beginnt sich allmählich das Verhältnis  $\text{CH}_4 : \text{CO}_2$  nach ca. 65:25 hin zu verschieben, wobei ein zunehmender Stickstoffanteil festzustellen sein wird. Dieser ist das erste Zeichen der „Luft eindringphase“ (G. RETTENBERGER 1994), in der der Methangehalt auf ca. 30% absinkt, und der die Methanoxidationsphase folgt mit starkem Absinken der Methanbildung, erneuter Erhöhung der  $\text{CO}_2$ -Bildung und zunehmender Anpassung des Deponiemilieus an die atmosphärischen Bedingungen, die nach der Kohlendioxidphase letztendlich erreicht werden.

Anders zu bewerten ist der Weg der DIAINERT-Deponie, der naturgemäß infolge anderer geologischer Randbedingungen wie z.B., in einem Sedimentationsraum durch höhere Überlagerungen in Richtung Diagenese verläuft.

Im Lysimeterversuch verläuft die Deponiegasbildung etwas anders. Während Gas aus dem Frischmüll etwa die beschriebene Zusammensetzung 60%  $\text{CH}_4$  : 40%  $\text{CO}_2$  aufweist, tritt beim vorgerotteten Hausmüll und beim Altlastenmaterial das Phänomen auf, dass sehr hohe Methankonzentrationen (80 - 90%) gemessen werden können. Wegen der äußerst geringen bis nicht mehr messbaren Gasproduktion und der sehr gleichmäßigen Temperatur wird das

Deponiegas über längere Zeit hinweg nicht durchbewegt, weder infolge Durchströmung noch durch Konvektion. Dadurch könnte es zu einer Entmischung kommen; das schwerere  $\text{CO}_2$  sinkt ab und nur das leichtere  $\text{CH}_4$  wird an der Probeöffnung, die sich am Top des Lysimeters befindet, gemessen.

Auf der Deponie Hehenberg konnten Methankonzentrationen zwischen 60 - 75% und die entsprechenden  $\text{CO}_2$ -Konzentrationen gemessen werden. Die Methangehalte zeigen leicht steigende, die Kohlendioxidgehalte leicht fallende Tendenz.

#### 4.5.3 Gasfrachten

Es gilt festzustellen, inwieweit die im Lysimeterversuch erhöhten  $\text{CH}_4$ -Konzentrationen umweltrelevant sind, da alleine die Schadstofffrachten, nicht die Konzentrationen dafür von Bedeutung sind.

Sechs Jahre nach Versuchsbeginn sind bei vorgerottetem Hausmüll im Lysimeterversuch bei unbehandeltem Material ca.  $20 \text{ m}^3 \text{ CH}_4$  und ca.  $9 \text{ m}^3 \text{ CO}_2$  pro Tonne organischem C freigesetzt worden; dies entspricht ca. 2% des gesamten Gasbildungspotentials. Trotz der o.a. höheren  $\text{CH}_4$ -Konzentrationen betragen aber die bei dem nach der Methode der DIAGENETISCHEN INERTISIERUNG aufbereitetem Material emittierten Mengen nur ca.  $0,5 \text{ m}^3/\text{t C}_{\text{org}}$ . Das unbehandelte Material produziert nach wie vor Gas, während das aufbereitete Material die Produktion nahezu eingestellt hat. Somit ist es durch die Methode der DIAGENETISCHEN INERTISIERUNG möglich, bei dieser Abfallart im angegebenen Zeitraum den  $\text{CH}_4$ -Ausstoß auf 1/40 zu minimieren. Wie der Verlauf der Kurven zeigt, ist in Zukunft mit einem noch wesentlich günstigeren Ergebnis zu rechnen.

Bei Altlastenmaterial sieht das Ergebnis des Lysimeterversuches noch etwas günstiger aus. Der Produktion von ca.  $12 \text{ m}^3 \text{ CH}_4$  beim unbehandelten Material stehen  $0,2 \text{ m}^3$  beim nach der Methode der DIAGENETISCHEN INERTISIERUNG aufbereiteten Material gegenüber, also eine Reduktion auf 1/60.

## 4.6 Temperaturentwicklung im Abfallkörper

Die Temperaturentwicklung im Müllkörper kann für die Kuststoffdichtungsbahn der Basisdichtung ein wesentliches Problem sein, da diese sich bei hohen Temperaturen leichter verformen kann und sich so Schwachstellen entwickeln können. In konventionellen Deponien entstehen auf Grund der Umsetzungsvorgänge und des „Kochkisteneffektes“ Temperaturen bis  $70^\circ\text{C}$ , in der Versuchsanlage Breitenau sind über längere Zeit (Abb. 11) Temperaturen nahe  $50^\circ\text{C}$  nachgewiesen.

Der Lysimeterversuch kann für die Temperaturentwicklung nur bedingt herangezogen werden: das Volumen und die Versuchsmenge sind zu gering um den Temperaturstau hervorzurufen; dementsprechend folgen die Temperaturen im Versuchskörper dem Temperaturverlauf in der Versuchshalle.

Auf der Pilotanlage in Hehenberg stiegen die Temperaturen im Müllkörper zunächst auf knapp unter  $30^\circ\text{C}$  an, also wesentlich niedriger als in konventionellen Deponien, und sinken derzeit langsam ab. Einen derart zu beobachtenden kontinuierlichen Temperaturabfall unter  $25^\circ\text{C}$  zeigt Abb. 11-12. Das Material bei Drain 3 (Grubhofmaterial), das auf Grund von Oxidationsvorgängen unmittelbar nach der Vermengung, vor allem aber auf Grund von Reaktionen mit  $\text{CaO}$  vor und während des Einbaues sehr hohe Temperaturen aufgewiesen hat (bis  $70^\circ\text{C}$ ), hat sich sehr schnell abgekühlt und liegt nun unter  $20^\circ\text{C}$ .

An dieser Stelle sei noch erwähnt, dass bei diagenetisch inertisiertem Material auf Grund der Zusammensetzung und Struktur eine Selbstentzündung und damit ein Deponiebrand ausgeschlossen werden kann.

## 4.7 Chemische und mikrobiologische Entwicklung

### Schwermetalle

RM (Restmüll): In den Sickerwässern des Nullversuches konnten  $\text{Cu}$ ,  $\text{Pb}$ ,  $\text{Zn}$ ,  $\text{Cd}$  und  $\text{Cr}$  festgestellt werden. In den Konsolidierungswässern des nach der Methode der DIAGE-

NETISCHEN INERTISIERUNG aufbereiteten Materials konnten nur bei zwei von vier Lysimetern Zn und Cr festgestellt werden, Zn um 1 - 3 Zehnerpotenzen unter den Konzentrationen des Nullversuches. Andere Schwermetalle lagen unter der Nachweisgrenze.

VH (vorgerotteter Hausmüll): Der Nullversuch ergab Gehalte von Cu, Pb, Zn, Cd, Cr. Bei 2 von 5 Lysimetern mit behandeltem Material konnten Spuren von Cu, Pb und Zn festgestellt werden, jedoch um 1-2 Zehnerpotenzen unter denen des Nullversuches.

AL (Altlastenmaterial): Im Nullversuch wurde Cu, Pb, Zn gemessen, die Werte des Feinteil/Abfall-Gemenges (5 Lysimeter) lagen unter der Nachweisgrenze.

KS (Klärschlamm): Die Wässer des Nullversuches enthielten Cu, Ni, Zn, Cr. Im behandelten Material war lediglich noch Zn nachzuweisen.

ES (Rauchgasreinigungsprodukt): An Schwermetallen wurden im Sickerwasser des Ausgangsmaterial nachgewiesen: Cu, Ni, Zn, Cd, Hg. Cu trat in den Lysimetern mit nach der Methode der DIAGENETISCHEN INERTISIERUNG aufbereitetem Material einmal in Spuren auf, Cd knapp an der Nachweisgrenze, ebenso Hg (siehe Abb. 7).

HA (Altlast Taufkirchen): In den Sickerwässern des Ausgangsmaterials wurden Cr, Cu, Ni, und Zn nachgewiesen. Ein Lysimeter mit behandeltem Material zeigt ähnliche Werte wie das Ausgangsmaterial, in zwei weiteren konnten Cu und Ni nicht nachgewiesen werden, Cr und Ni waren um 25 - 75 % gegenüber den Ausgangswerten reduziert.

### **Organische Belastung**

Die Konzentrationen an organischer Belastung sind in den Wässern des nach der Methode der DIAGENETISCHEN INERTISIERUNG aufbereiteten Materials im allgemeinen mit denen eines

Sickerwassers einer Deponie mit Material aus der mechanisch - biologischen Abfallbehandlung vergleichbar. Relevant sind allerdings sehr wohl die unterschiedlichen Frachten.

### **Frachten - Flüssigkeiten**

Die sich bei Berücksichtigung der austretenden Wassermengen ergebenden Frachten liegen bei behandeltem Material um etwa 1-2 Zehnerpotenzen unter denen des unbehandelten Materials. Dies betrifft sowohl die Schwermetalle als auch die organische Belastung. Die Emissionen einer DIAINERT-Deponie sind daher ungleich umweltverträglicher als die einer konventionellen Deponie

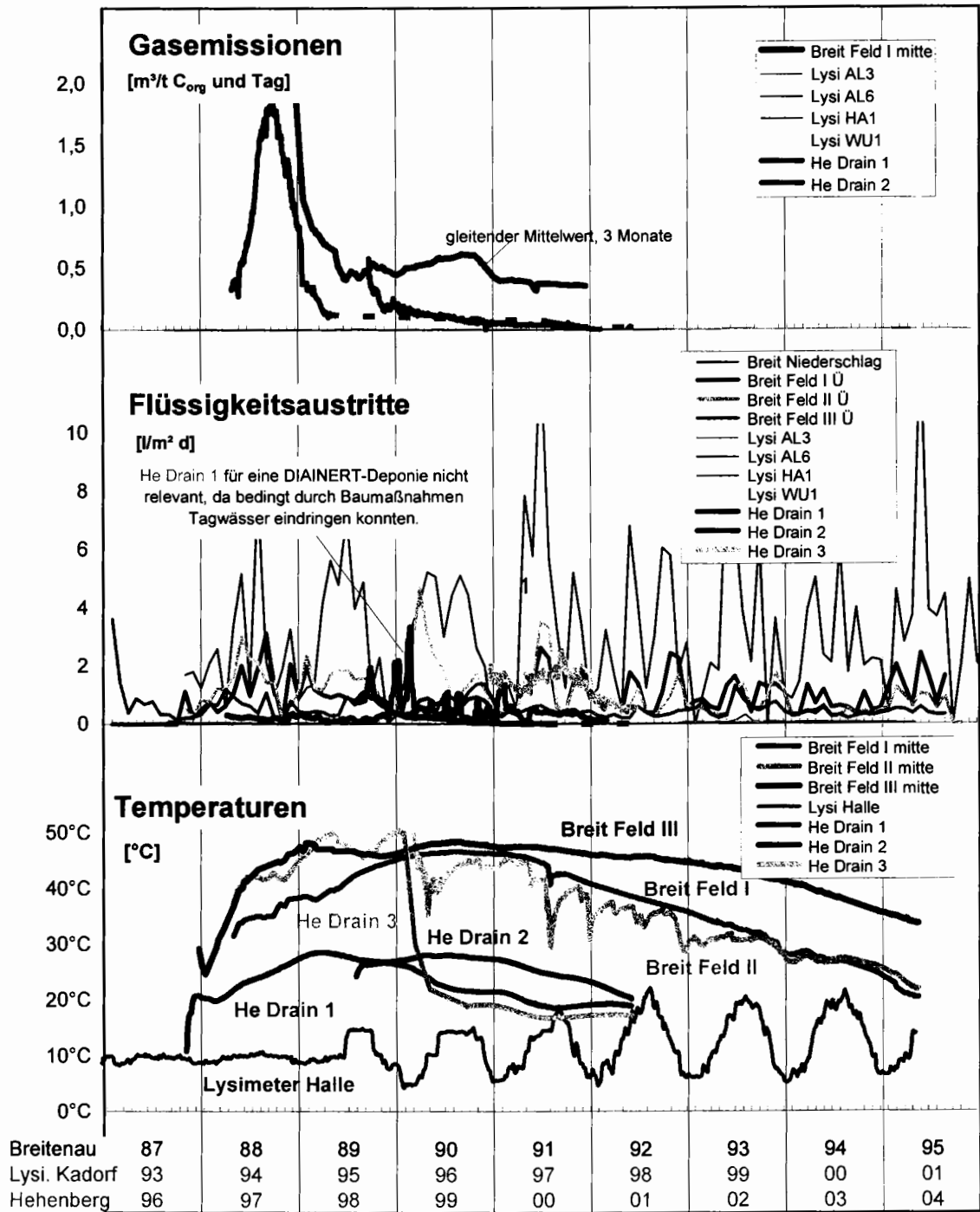
### **Mikrobiologie, Biotoxizität**

Gegenüber den Nullversuchen war im Lysimeterversuch mit nach der Methode der DIAGENETISCHEN INERTISIERUNG aufbereitetem Material eine Abnahme der Esterasenaktivität zu bemerken. Das Abklingen der Gasproduktion führt P. LECHNER im Endbericht zu den Untersuchungen (G. RIEHL - H. et al., 1996) darauf zurück, dass auf Grund der Dichtigkeit des Körpers (die Größe der Porenräume liegt z.T. unter der eines Bakteriums) und der daraus resultierenden mangelnden Durchströmung keine ausreichende Nahrungszufuhr erfolgen kann, gleichzeitig aber die Stoffwechselprodukte nicht abgeführt werden („Propionsäuretod“).

Die Ausbildung bakterieller Schleime führt zu einer weiteren internen Abdichtung etwaiger Porenräume (F. ZIBUSCHKA in G. RIEHL - H. et al., 1996)

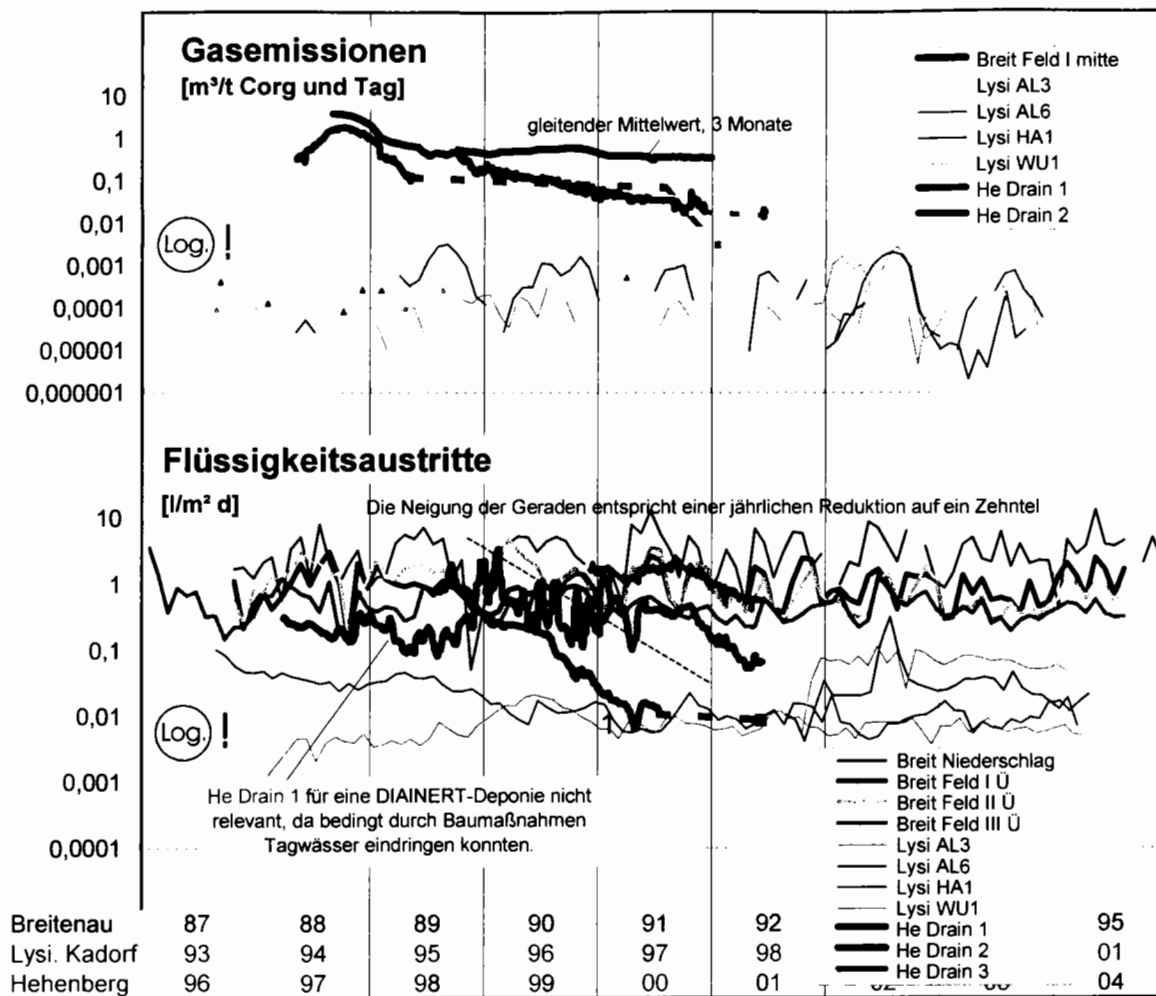
Biotoxizitätstests (H30) mit *vibrio fischeri* ergaben bei allen Abfallarten durchwegs günstigere Werte für die DIAGENETISCHE INERTISIERUNG als im Nullversuch.

**Abb. 11** lineare Maßstäbe



**Abb. 11, 12, 13:** In einer Gegenüberstellung der konventionelle R-Deponie Breitenau, der DIANERT-Deponie Hehenberg und entsprechenden Lysimeterversuchen gibt Abbild 11 die Gas- und Flüssigkeitsaustritte im linearen, Abb. 12 im logarithmischen Maßstab wieder. Abb. 13 zeigt die entsprechenden Summenkurven im linearen Maßstab. Abb. 11 enthält zusätzlich noch die für alle Diagramme gleichmäßig geltenden Temperaturabläufe. Bei den Diagrammen wurde für alle Versuchsphasen als Nullpunkt der Zeitachse der Beginn des ersten Versuchsjahres gesetzt; die tatsächliche kalendarische Reihe ergibt sich aus den in verschiedene Farben gehaltenen Jahreszahlen. Um die verschiedenen Mengen miteinander vergleichen zu können, wurden die Gasemissionen auf den Gehalt an organischem Kohlenstoff, die Flüssigkeitsaustritte auf die Größe der Drainageflächen bezogen.

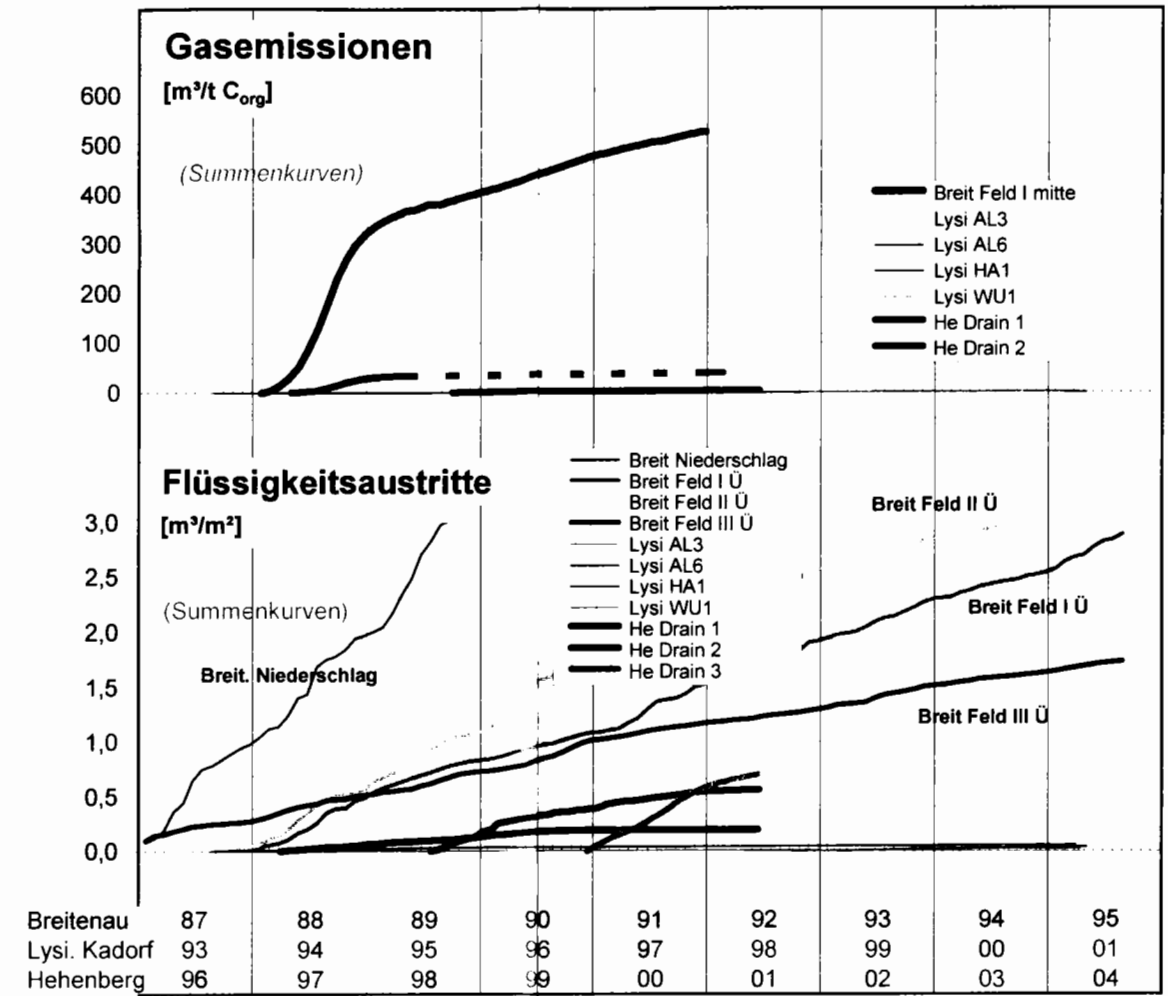
**Abb. 12** logarithmische Maßstäbe



**Gasemissionen:** Da die Gasemission in Breitenau während der Schüttung begonnen hat und zu diesem Zeitpunkt noch keine Messeinrichtung vorhanden war, stehen für den Beginn der spontanen Umsetzungsreaktionen keine Werte zur Verfügung. Aus der Tendenz der Gasentwicklung ist erkennbar, dass noch lange Zeit mit - wenn auch gegenüber dem Beginn stark geminderter - Gasproduktion zu rechnen ist. Im Gegensatz dazu geht durch die Hintanhaltung mikrobieller Umsetzung bei der DIAGENETISCHEN INERTISIERUNG die Gasproduktion rasch zurück und tendiert gegen Null. Der hohe Peak des Drain 1 in Hehenberg ist auf die Beigabe von Frischmüll zurückzuführen. Sehr rasch nimmt die Gasproduktion bei Drain 2 ab. Die Emissionen der Lysimeter sind im linearen Maßstab nicht mehr darstellbar, im logarithmischen Maßstab erkennt man die Abhängigkeit der überaus geringen Produktion von der Temperatur in der Versuchshalle.

**Temperaturwerte:** Grau und schwarz sind die Temperaturen der Breitenauer Versuchsfelder abgebildet (konventionelle Hausmülldeponie), in rot, violett und blau die Temperaturentwicklung in der DIAINERT-Deponie Hehenberg, gelb dargestellt ist die Temperatur in der Halle der Lysimeterversuche (ident mit der Temperatur in den Lysimetern). In den Feldern der konventionellen Deponie wurden weit höhere Temperaturen und diese über einen weitaus längeren Zeitraum gemessen als in der DIAINERT-Deponie. Die anfänglich hohe Temperatur des Drain 3 ist auf die behördlicherseits vorgeschriebene Zumengung von CaO und dessen Reaktion zurückzuführen. Der unregelmäßige Verlauf der Temperatur in Feld II von Breitenau ist darauf zurückzuführen, dass eindringendes Wasser nach Niederschlagsereignissen entlang der Wasserwege kleinräumige Abkühlungen bewirkt hat.

**Abb. 13** lineare Maßstäbe Summenkurven



**Flüssigkeitsaustritte:** In linearer Darstellung sind die geringen Mengen austretender Flüssigkeiten beim Lysimeterversuch zur DIAGENETISCHEN INERTISIERUNG nicht differenzierbar. Bei den Sickerwässern von Breitenau ist die Abhängigkeit der Sickerwasseremission von den Niederschlägen sehr gut nachvollziehbar. Die hohen und schwankenden Werte des Drain 1 der DIAINERT-Deponie Hehenberg sind auf die im Text angeführte Durchörterung (Gründungspfähle) des Deponiekörpers bis zur Drainageschicht auf Grund des Baues einer Maschinenhalle zurückzuführen sowie auf eine nachgewiesene Verbindung der Drainage zum nebengelegenen, nicht abgedeckten und konventionell abgelagerten Ostfeld (Abb.4, vgl. Abschn. 4.4.). Somit ist dieser Drain zwei Jahre lang von meteorischen Wässern alimentiert worden, zeigt aber nun nach Reparatur der Leckagen und der Abdeckung des Ostfeldes wieder abnehmende Tendenz. Bei Drain 2 ist mit kontinuierlicher fachlicher Betreuung sowohl beim Misch- als auch beim Einbauvorgang eingebaut worden. Entsprechend günstig sind auch die Emissionswerte und die Abnahme der Menge des Konsolidierungswassers. Das Material im Bereich um Drain 3 war vor dem Einbau während einer Zwischenlagerung unverdichtet wochenlang dem Niederschlag ausgesetzt gewesen (Abschn. 4.4.) und daher beim Einbau wassergesättigt (Wassergehalte bis ca. 80% TS). So kann das hohe Entwässerungsniveau erklärt werden. Der anfängliche Anstieg hängt mit Abdeckungsarbeiten zusammen, die eine höhere Auflast ergeben haben. Die sich zuletzt einstellende Mengenabnahme entspricht dem Verhalten einer DIAINERT-Deponie, bei der nach den ersten Erfahrungen mit einer Reduzierung um etwa einen Faktor 10 innerhalb eines Jahres gerechnet werden kann. Fehlende Zwischendaten bei Drain 2 sind durch bauliche Veränderungen im Bereich des Flüssigkeitsableitungssystem bedingt.

## 5 DIAGENETISCHE INERTISIERUNG im Vergleich mit anderen Arten der Abfallbehandlung

Abschließend wird eine DIAINERT-Deponie mit anderen Methoden der Abfallentsorgung verglichen. Dabei kann nur generalisierend und nicht auf Einzelheiten und Spezialverfahren eingegangen werden.

Für diesen Vergleich wurden ausgewählt:

- Die konventionelle Deponie, in Österreich und Deutschland nur noch bis 2004/2005 zulässig, in der EU insgesamt jedoch noch über viele Übergangsjahre geduldet und in den meisten übrigen Ländern der Welt die Standardabfallentsorgung.
- Die mechanisch-biologische Abfallbehandlung mit anschließender Ablagerung auf gedichteten Deponien.
- Die thermische Abfallbehandlung mit anschließender Deponierung der Aschen und Schlacken auf Monodeponien und der Filterstäube auf Sondermülldeponien.

### 5.1 Vergleichskriterien

Aufgrund der im Vergleich zur Gesamtlebensdauer einer Deponie bislang zur Verfügung stehenden sehr geringen Beobachtungszeit (ENTENMANN 2001 im selben Band) zur Beurteilung von Abfallablagerungen ist eine Gesamtbilanzierung in der Art einer „Ökobilanz“ von vornherein ausgeschlossen. Es werden daher nachfolgend die derzeit als signifikant zu bezeichnenden Kriterien zusammengestellt und eine Abschätzung vorgenommen:

- Welches Endprodukt entsteht im Resultat der gewählten Entsorgungsform und wie ist dieses hinsichtlich seiner Langzeitsicherheit zu bewerten?
- Welche Emissionen sind auf dem Weg zum Endprodukt zu bilanzieren?
- Welche natürlichen Ressourcen sind aufzuwenden?
- Welche finanziellen Mittel sind aufzuwenden?

### 5.2 Kurzcharakterisierung der Methoden

Beim Vergleich der Methoden wird vorausgesetzt, dass bei allen vier nachstehend angeführten Methoden vorab dieselbe möglichst weitgehende Schadstoffentfrachtung durch Aussortierung stattgefunden hat, während die Vorbehandlung als Teil der jeweiligen Methode mit zu vergleichen ist.

#### Konventionelle Deponie (R - Deponie)

Die konventionelle Deponie ist eine Reaktor-deponie (H.J. COLLINS & P. SPILLMANN 1986), nachfolgend R-Deponie bezeichnet, bei der die organischen Anteile des Mülls durch anfangs aerobe, überwiegend jedoch anaerobe Vorgänge in einem derzeit noch unüberschaubar langen Zeitraum zersetzt werden. Dabei entstehen im wesentlichen ein voraussichtlich reaktionsträger Restmüll sowie große Mengen Sickerwasser, Kohlendioxid und Methan. Dem Stand der Technik entsprechend wird der Deponiekörper rundum von Dichtungselementen eingeschlossen und mittels einer Basisdrainage entwässert und über ein Gassammelsystem entgast.

#### MBA – Deponie

Die MBA-Deponie unterscheidet sich von der konventionellen Deponie lediglich durch die zusätzliche mechanisch-biologische Vorbehandlung, bei der die Hauptmasse organischer Substanz in der Vorbehandlung zu Kohlendioxid, Wasser, Methan und Resten umgesetzt wird. Im eingekapselten Deponiekörper finden dann dieselben Reaktionsmechanismen wie in der konventionellen Deponie statt, nur sehr viel weniger heftig und kürzer.

#### DIAINERT-Deponie

Die DIAINERT-Deponie unterscheidet sich grundsätzlich in ihrem Prinzip von den oben beschriebenen Deponien. Sie setzt zum einen auf einen nahezu wasserdichten Müllkörper und nicht auf eine wasserdichte Hülle, auf die in letzter Konsequenz – die Zustimmung der Prüfbehörde vorausgesetzt – aus technischer Sicht ganz verzichtet werden kann.

Wie auch bei der MBA-Deponie wird eine mechanisch-biologische Vorbehandlung durchgeführt, die jedoch erheblich verkürzt sein kann, denn es geht lediglich darum, die sehr leicht abbaubaren Stoffe erst gar nicht zur Ablagerung kommen zu lassen. Nach dem Einbau in die Deponie wird jedoch ein ganz anderer Reaktionsmechanismus verfolgt:

Es werden die Rahmenbedingungen für einen Inkohlungsprozess geschaffen, d.h. der schwer abbaubaren organischen Substanz wird die Möglichkeit gegeben, durch Abspaltung von Sauerstoff und Wasserstoff immer kohlenstoffreicher zu werden (Abb. 17), während bei den anderen Methoden der Deponierung eine Aufoxidation zum Kohlendioxid, gegebenenfalls über den Umweg des Methans, stattfindet. Erreicht wird dieser völlig andere Mechanismus durch die extreme Verlangsamung der Reaktionen im Deponiekörper hin zu geochemischen, diagenetischen Mechanismen.

Daneben verfügt die DIAINERT-Deponie in konsequenter Anwendung des Multibarrierenkonzeptes über die beiden inneren Barrieren „Dichtigkeit“ und „Reaktionsmechanismus“ hin zu immer unschädlicheren und immobileren Stoffen hinaus zwei weitere innere Barrieren: Zum einen werden Schadstoffe über langandauernde, „diagenetische“ Prozesse an Tonminerale adsorbiert und zum anderen Schwermetalle mittels Reaktionen mit Karbonaten und anderen schwerlöslichen Verbindungen festgehalten.

### Thermische Abfallverwertung

Die thermische Abfallverwertung unterscheidet sich gar nicht so sehr von den übrigen Methoden, denn auch dabei wird nach einer Vorbehandlung deponiert. Der organische Anteil des Mülls wird jedoch, anders als bei der konventionellen und der MBA-Deponie, direkt oxidiert und nicht über den Zwischenschritt des Methans. Der gesamte Kohlenstoff wird als  $\text{CO}_2$  (explosionsähnlich in seiner Wirkung) an die Atmosphäre abgegeben.

Die unerwünschten Stäube in den gasförmigen Produkten werden größtenteils mittels Rauchgasreinigung separiert und dann der Sondermüllentsorgung zugeführt. Die entstehenden Schlacken und Aschen sind zunächst heftigen,

im wesentlichen als mineralogisch anzusehenden Reaktionen unterworfen und werden nach Abklingen der stark exothermen Reaktionen in Monodeponien abgelagert, wo belastete Sickerwässer anfallen (L. JOHNSON 1993). Deponien mit vorgeschalteter thermischer Behandlung werden nachfolgend als MVA-Deponie bezeichnet.

## 5.3 Endprodukt der Entsorgungsmethoden

### Aufbau

Der Aufbau einer Deponie hat ganz entscheidenden Einfluss auf sein Emissionsverhalten. Da aufgrund fehlender Daten in vielen Fällen von Laborversuchen auf die Verhältnisse in situ extrapoliert wird, resultieren häufig unzutreffende Bewertungen des Emissionsverhaltens. Für die **R-Deponie** müssten dann aufgrund des Maßstabsproblems homogene Verhältnisse angenommen werden. Im Zuge der Arbeiten bei der Errichtung der Hausmüll-Versuchsanlage Breitenau konnte bestätigt werden, dass es diesen homogenen Körper nicht gibt. Schon bei der Anlieferungskontrolle waren nicht nur verschiedenste Inhalte, sondern auch unterschiedlich befeuchtete Tranchen zu bemerken. Bedenkt man noch dazu die in der Praxis wohl nicht zu verhindernde unterschiedliche Verdichtung einzelner Bereiche, so ist klar, dass die Umsetzungsvorgänge auch nicht gleichmäßig ablaufen können. Dies wird im einzelnen bei G. RIEHL & P. LECHNER. 1995 analysiert.

Abb. 14 zeigt als Schnittbild die Verhältnisse einer sachgerecht geschütteten und verdichteten Deponie. Zahlreiche Wegsamkeiten dienen den Oberflächenwässern als Durchflußkanäle. Dichtere Körper werden umflossen, zum Teil kommt es zur Ausbildung virtueller Wasserspiegel größeren Ausmaßes, aber auch zur Ausbildung von trockenen Bereichen, die aber später bei Änderung der Durchflußbedingungen durch Resedimentation und Verschlammung dieser Durchflußkanäle aktiviert werden können (Abb. 15). Selektive Lösung und Auswaschung sind das Resultat.

Die Inhomogenität des abgelagerten Materials und die damit zusammenhängenden negativen

Einflüsse auf die Emission sind bei der **MBA-Deponie** aufgrund der Vorbehandlung geringer, jedoch ebenso vorhanden. Anders dagegen verhält sich das Material der **MVA-Deponie**, das aufgrund des vorgeschalteten thermischen Prozesses sehr viel homogener und gleichkörniger ausfällt. Aufgrund der Zwangsmischung vor der Deponierung ist die **DIANERT-Deponie** wiederum sehr homogen aufgebaut, unterscheidet sich jedoch in ihrem weiten Korngrößenspektrum vom zugegebenen Tonkorn bis zum Größtkorn von etwa 100 mm, das von der Vorabsiebung der Leichtfraktion vorgegeben ist, von den anderen Deponien.

### Dichte, Dichtigkeit

Für die **R-Deponie** kann erfahrungsgemäß bei guter Verdichtung von einer Trocken-Dichte von etwa  $0,8 \text{ t/m}^3$  ausgegangen werden. Dieser Wert kann von der **MBA-Deponie** aufgrund des günstigeren Kornaufbaus übertroffen werden. H. DOEDENS & A. GRIESSE (1998) geben Feucht-Dichten von  $1,3 \text{ t/m}^3$  an, was realistisch etwas höhere Trocken-Dichten als bei der **R-Deponie** bedeutet. Die von R. STEGMANN et al. (1999) angegebenen, noch wesentlich höheren Werte an Trockendichten bis  $1,25 \text{ t/m}^3$  dürften in der Praxis nur in Ausnahmen erzielbar sein, insbesondere da nach Aussagen der Betreiber bei Niederschlägen eine breiige Konsistenz des Materials den Einbau sehr erschwert. Dagegen können bei der **MVA-Deponie** und der **DIANERT-Deponie** vergleichbare, sehr viel höhere Dichten erzielt werden. Bei der **DIANERT-Deponie** wurden Einzelwerte der Trockendichte bis  $1,53 \text{ t/m}^3$  gemessen.

Für die **R-Deponie** können großräumig in-situ bestimmte Durchlässigkeitsbeiwerte im Mittel um  $5 \cdot 10^{-6} \text{ m/s}$  angegeben werden (W. ENTENMANN 1998). Bei der **MBA-Deponie** wird von einigen Autoren (z.B. UBA 1999, R. STEGMANN et al. 1999) angenommen, dass sehr geringe Durchlässigkeiten unter  $1 \cdot 10^{-8} \text{ m/s}$  erzielt werden können. Diese Annahme beruht im wesentlichen auf Lysimeterversuchen oder gar Oedometerversuchen und widerspricht der Praxis, in der ein schwammartiges Verhalten beobachtet wird, das sich schwerlich mittels  $k_f$ -Wert beschreiben lässt. Für die **MVA-Deponie** lassen sich entsprechend des gemischtkörnigen Kornaufbaus Werte um  $1 \cdot 10^{-6} \text{ m/s}$  abschätzen.

Für die **DIANERT-Deponie** dagegen liegen großräumig in-situ ermittelte Versuchswerte vor, die generell besser sind als  $1 \cdot 10^{-9} \text{ m/s}$ .

### Mechanische Stabilität

Das abgelagerte Material der **R-Deponie** hat eine geringe Stabilität, es treten daher große Setzungen auf. Betreiber der **MBA-Deponien** berichten von einer sehr hohen Sensibilität der Konsistenz des Materials in Abhängigkeit von Wassergehaltsänderungen. Das Material der **MVA-Deponie** dagegen ist nicht kornstabil, die Einzelkörner als poröse Aggregate zerbrechen leicht und sind sehr verwitterungsanfällig (C. ZEVENBERGEN et al. 1995, T. MARZI et al. 1998). Die **DIANERT-Deponie** zeichnet sich, wie oben beschrieben, durch sehr stabile Lagerungsbedingungen aus.

### Mineralogische, chemische Stabilität, Umsetzungsvorgänge

Die **R-Deponie** ist aufgrund der in ihrem Inneren über sehr lange Zeiträume ablaufenden Reaktionen hochgradig instabil, ebenso die **MBA-Deponie**, bei der die Zeitdauer der Reaktivität lediglich reduziert aber keineswegs beseitigt ist. Allerdings kann angenommen werden, dass die Stoffgefährlichkeit abnimmt. Die in **MVA-Deponien** abgelagerten Müllschlacken sind sehr reaktiv (L. JOHNSON 1993). Es muss auch nach der stark exothermen Anfangsphase insbesondere auch neueren mineralogischen Untersuchungen zufolge (C. SPEISER et al. 1998) von sehr lang anhaltenden Emissionen vorzugsweise schwermetallbelasteter und aggressiver Sickerwässer ausgegangen werden. Zwar werden auch Immobilisierungsreaktionen beschrieben (C. SCHMITT-RIEGRAF et al. 1998), deren Langzeitsicherheit ist jedoch nur bei hohem pH-Wert gegeben. Diesen Ergebnissen zufolge scheint die Intention der deutschen Bundesregierung (BMU 1999) MVA-Schlacken bis 2020 vollständig in den Wirtschaftskreislauf zurückzuführen bislang lediglich eine Option auf eine gegebenenfalls so weit verbesserbare Technik der Verbrennung zu sein. Die **DIANERT-Deponie** dagegen setzt auf einen inneren Aufbau des Deponiekörpers, der nur extrem langsame Reaktionen zulässt, sowie auf die Festlegung von Schadstoffen über sehr lange Zeiträume.



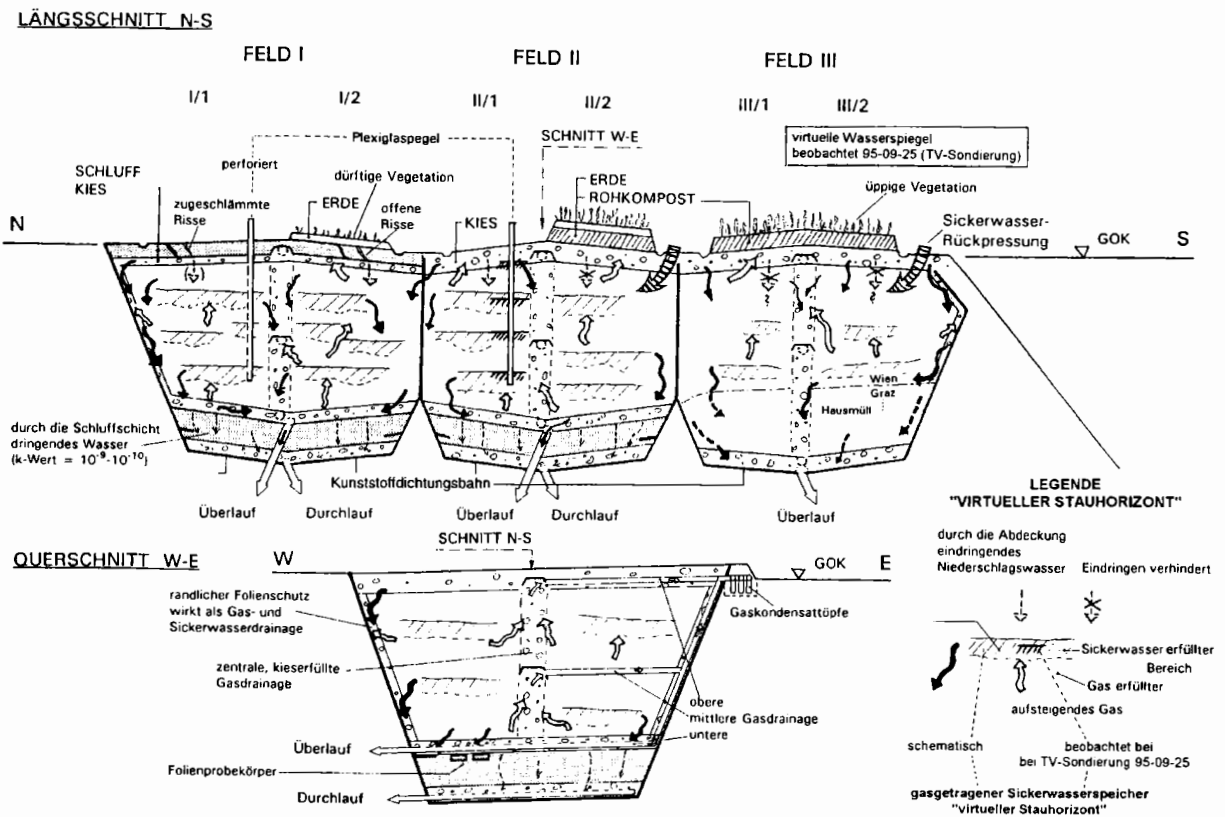
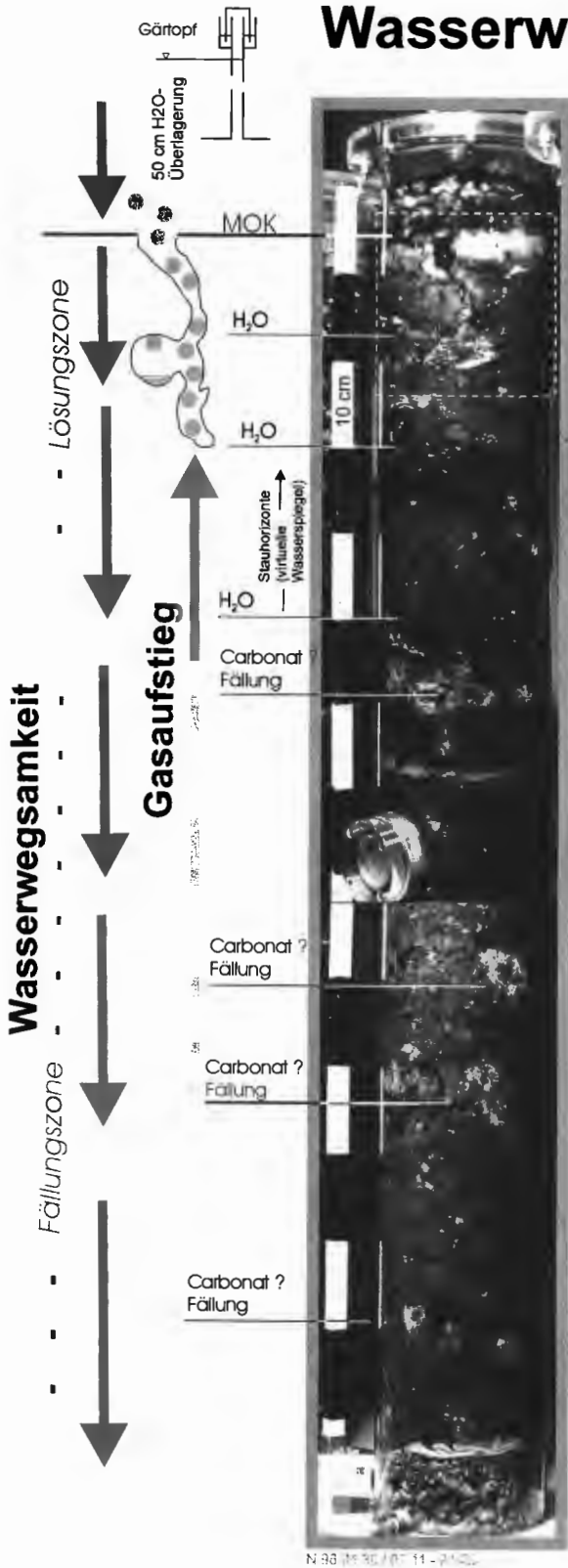


Abb.14: Schema zum Vorstellungsmodell der Gas- und Wasserwegsamkeit in der Hausmüll Versuchsanlage Breitenau (nach G. RIEHL & P. LECHNER 1995, RIEHL et al. 1997).

Die Versuchsdeponie Breitenau ist in drei Felder geteilt. In Feld III wurde an der Basis oberhalb der Kunststoffdichtungsbahn nur eine Dränageschicht eingebaut und es diente als „Nullversuch“. In den Feldern I und II war eine mineralische Dichtschicht mit Schluff/Tonen aus der Kieswäsche eingebaut worden, deren Wirksamkeit es zu überprüfen galt. Die Sickerwässer wurden nach der Mülleinbringung über dieser Dichtschicht (Überlauf - Ü) und unterhalb (Durchlauf - D) erfaßt. Die Felder waren mit unterschiedlichen Abdeckungen versehen: Auf Feld III Kies und Rohkompost, auf Feld II/1 Kies (mit Mulchung zur Förderung der natürlichen Sukzession), auf Feld II/2 Kies, Rohkompost und Erde der Umgebung, auf Feld I/1 Schluff/Ton-Abdeckung, auf Feld I/2 Schluff/Ton-Abdeckung mit Erde überlagert. Im zweiten Betriebsjahr wurde die Abdeckung des Feldes I durch randliche Senkungsrisse undicht und es kam zu sprunghaft ansteigenden Sickerwassermengen, wobei sich jedes Niederschlagsereignis sofort durchgeprägt hat (siehe Leporello - Darstellung G. RIEHL & P. LECHNER 1995).

Es ist grundsätzlich nicht möglich, Abfallkörper vollständig und dauerhaft mittels technischer Systeme einzukapseln. Zu irgendeinem, dann meist unerwarteten Zeitpunkt, wird die „Kapsel“ durchlässig und karstähnliche Wegsamkeiten entstehen. Gas (aufsteigend) und Wasser (durchfließend) nutzen sowohl Großformen wie Risse als auch klein dimensionierte Gasaufstiegskanäle sowie Mikroporen. Das Sickerwasser kann wie im hochalpinen Karst durch Verlegungen, undurchlässige Schichten (Kunststofffolien, befristete virtuelle Wasserspiegel) und morphologische Veränderungen plötzlich gänzlich andere Wege nehmen und so den Reaktionsstart in bisher nicht umgesetzten Teilen der Deponie bewirken. Ähnlich wechselnde Intensitäten des Schadstoffanfalles im räumlich - zeitlichen Wechselspiel werden auch in Schadensbildern der „Fischerdeponie“, Theresienfeld, Niederösterreich festgestellt, dort aber erwiesenermaßen vor allem durch das „Durchkrosten“ von Faßgebinden mit kritischen Inhalten.

# Wasserwegige Lagerung AL5P



Unbehandeltes Altlastenmaterial

Nullversuch

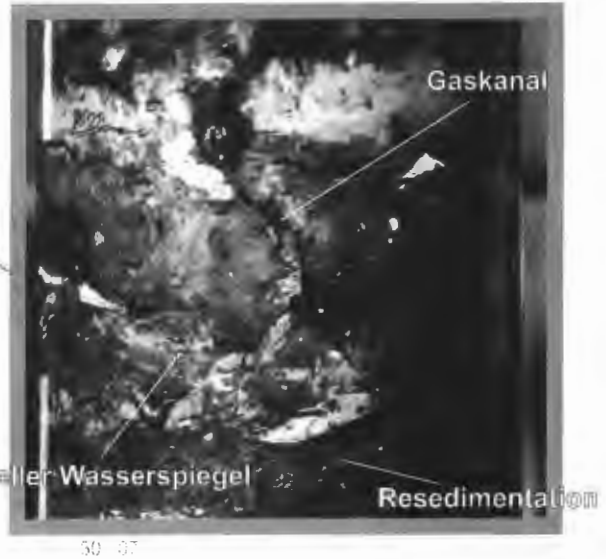
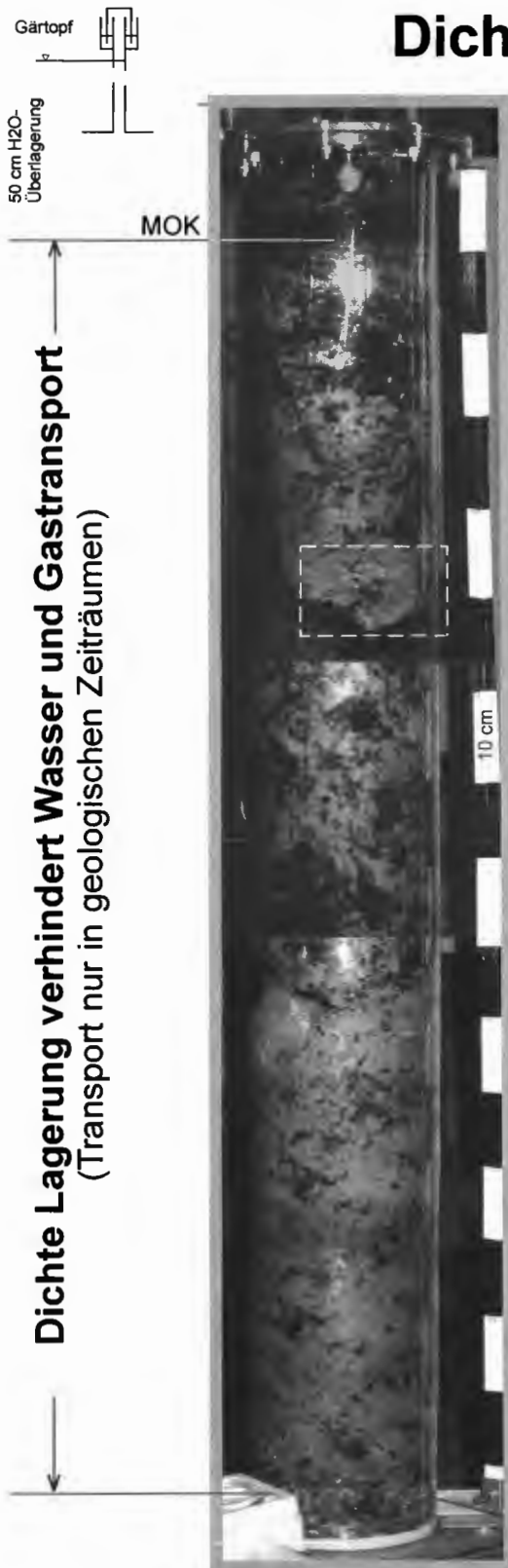


Abb. 15 (links): Das Acrylglaslysimeter mit purem unbehandeltem Material zeigt mehrere Stauhori-zonte ("virtuelle Wasserspiegel"); bei Öffnen des Entlastungshahnes am Lysimeter-deckel beginnt das im Wasser gehaltene Gas aufzuperlen und im Abfallkörper aufzusteigen. Die Aufwärtsbewegung der Gasblasen beginnt ca. 80 - 100 cm unter der Müll-oberkante (ca. 1,5 m H<sub>2</sub>O-Überlagerung. Diese Aufstiegswege werden descendent vom Überlagerungswasser genutzt. Aus dem Müll-körper werden lösliche Stoffe durch das Was-ser in die tieferen Schichten transportiert. In diesem Lysimeter ist zu beobachten, wie die Ausfällungen im Sinne von RAMKE (1990) an der Oberfläche von Bakterien erfolgen oder auch lagig um Zonen besonderer Weg-samkeiten ausfallen und dort zu Zementation-en führen. Dieses Lysimeter gibt im Gegen-satz zu den Großlysimetern nur wenig Sicker-wasser ab, da das Durchsickern des Wassers im geringen Durchmesser von 20 cm durch Folienreste etc. ("Größtkorn" bei der Zerklei-nerung 10 cm) stark behindert wird. Bei den dazugehörigen Großlysimetern (D: 100 cm) bewegt sich das gesamte Aufschlagwasser durch den Müllkörper, desgleichen wohl auch bei allen wasserwegig gelagerten "konventio-nellen" Deponien.

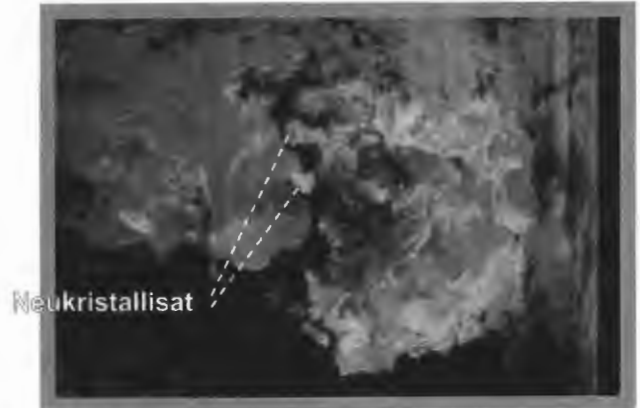
Abb. 15 (oben rechts): "Entgasungskanal" im obersten Bereich des AL5P; diese Gaskanäle sind in der oberen Hälfte des Lysimeters erkennbar. In ihrem Bereich findet Auswaschung, Umlagerung und Resedimentation von Feinteilen statt.

# Dichte Lagerung RM1P

Diagenetisch inertisiertes Restmüllmaterial



P 96 06 14 / 23 - 21 bis 25



P 96 05 30 / 07 11 - 29

**Abb. 16 (oben):** Die Kristallisate auf der linken Seite befinden sich im oberen Drittel des Lysimeters, sie sind in situ entstanden

**Abb. 16 (links):** Auf Grund der Dichte findet keine beobachtbare Wasserbewegung statt. Vorhanden ist nur Porenwasser, das nicht zur Bildung virtueller Wasserspiegel führen kann. An mehreren Stellen können feinnadelig verfilzte, bzw. randständige Neukristallisate beobachtet werden, vereinzelt "offene Strukturen" bzw. Hohlräume wachsen zu. Bei den Aggregaten handelt es sich vermutlich um ein Carbonat, (Calcit, ev. geringe SM-Einlagerungen?). Die Schwarzfärbung des Überlagerungswassers am Kontakt zum Abfall/Feinteilmengende sowie der organischen Abfallkomponenten im Gemisch ist auf die Wirkung von sulfatreduzierenden Bakterien zurückzuführen. Im inertisierten Müllkörper liegt Calcium als Bicarbonat oder Gips vor. Unter den vorherrschenden Bedingungen wird aus Calciumsulfat Calciumcarbonat ausgefällt, wenn Sulfat mit Acetat durch die Sulfatreduzierer zu Schwefelwasserstoff reduziert wird. Außerdem entsteht Calcit durch pH-Änderung, wobei das Bicarbonat zum schwer löslichen Carbonat reduziert wird.

### Langfristige Auslaugbarkeit

Die langfristige Auslaugbarkeit ist das Resultat der oben beschriebenen Eigenschaften des Deponiekörpers. Bei allen beschriebenen Deponietypen bis auf die **DIAINERT-Deponie** ist sie hoch aufgrund der langandauernden Reaktionen und der mehr oder weniger großen Durchlässigkeit des Deponiekörpers.

## 5.4 Emissionen

### Sickerwasser

Die Gesamtbilanz der Sickerwasseremissionen ist abhängig von der Sickerwasserqualität, von der Sickerwasserabflussrate und von der Gesamtzeitdauer der Emission. Diese wiederum sind abhängig vom Niederschlag, von der Oberflächengestaltung und von der Durchlässigkeit des Abfallkörpers.

### Sickerwasserqualität

Die Sickerwässer der **R-Deponien** sind anorganisch wie organisch hoch belastet. Vor allem während der sauren Phase sind die Belastungen sehr hoch. Etwa 10% des organischen Kohlenstoffes wird über das Wasser ausgetragen. Diese Belastung nimmt zwar im Verlaufe von Jahren ab (jedoch, wie zuvor beschrieben, wechselnd), die Gesamtfracht ist aber auf Grund der abgegebenen Mengen nicht umweltverträglich. Die Biotoxizität zeigt ebenfalls sehr schwankende Werte (je nach Neumobilisation in Deponiezonen, die zuvor nicht von den Umsetzungen erfaßt gewesen sind) und liegt in den Bereichen der starken bis sehr starken Hemmung von Leuchtbakterien.

Die Sickerwässer der **MBA-Deponie** sind auf Grund des vorangegangenen Abbaues geringer belastet als die einer konventionellen Deponie, dennoch ist noch ein erheblicher Anteil an organischem Kohlenstoff vorhanden. Schwermetalle können mit dem Wasser ausgetragen werden. Biotoxische Untersuchungen zeigen ambivalente Ergebnisse beim Leuchtbakterientest.

Sickerwasser aus deponierten Verbrennungsrückständen in **MVA-Deponien** ist nahezu frei von organischer Belastung; indessen können beachtliche Schwermetallmengen mobilisiert

werden (Abb. 10). Biotoxizitätsuntersuchungen zeigen bei der Freisetzung der Schwermetalle eine Totalschädigung der Leuchtbakterien.

Bei **DIAINERT-Deponien** ist das austretende Wasser in der Qualität dem der **MBA** vergleichbar. Der Leuchtbakterientest zeigte bei der Diagenetischen Inertisierung allerdings eine geringere Hemmung (Bereich „mäßig“). Sickerwasser von ausgereiften Produkten der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung ist von den organischen Parametern her günstiger einzustufen, das der Diagenetischen Inertisierung bei der Schwermetallfraktion. Selbst Konsolidierungswasser aus dem nach der Methode der **DIAGENETISCHEN INERTISIERUNG** aufbereiteten Material der Rauchgaswäsche einer thermischen Behandlung zeigt im völligen Gegensatz zum Sickerwasser des unbehandelten Ausgangsmaterials nur eine unbedeutende Hemmung der Leuchtbakterien.

### Sickerwasserquantität

Sickerwasser entsteht in den verschiedenen Deponien in unterschiedlichem Umfang und wird, solange die Sicherungseinrichtungen, die Dichtungsschichten und insbesondere die Drainagen (vgl. W. ENTENMANN 2001 im selben Band) funktionieren, in der Kläranlage behandelt. Nach dem Versagen dieser Sicherungselemente gelangt es ins Grund- oder Oberflächenwasser. Es muss davon ausgegangen werden, dass der Zeitraum der Entstehung von Sickerwasser sehr viel länger ist als die Lebensdauer der Sicherungseinrichtungen, wie K. KRUSE (1995) anhand von Extrapolationen von Laborversuchen ableitet. Diese Ergebnisse werden durch Untersuchungen alter Deponien und Altlasten bestätigt (W. ENTENMANN 1998, W. ENTENMANN & SCHWINN 1997, W. ENTENMANN & J. RAPPERT 1998). Die Emissionen ergeben sich für alle Deponien dann aus der Wasserbilanz (W. ENTENMANN 1999). Eine Verringerung der Sickerwasseremission tritt keineswegs automatisch bei einer Reduktion der Durchlässigkeit des Müllkörpers oder dessen Sicherungseinrichtungen auf, sondern erst ab einem Schwellenwertbereich, der bei sehr geringen Durchlässigkeitsbeiwerten liegt (W. ENTENMANN 1998). Nachweislich erzielt nur die **DIAINERT-Deponie** diese Werte: Der nahezu undurchlässige Depo-

niekörper (Abb. 1, 16) lässt kein Sickerwasser zu. Das Konsolidierungswasser (durch gravitative Kompaktion ausgepresstes Porenwasser) tendiert gegen Null und beträgt ca. 1 % des Sickerwassers der **R-Deponie**.

#### Gesamtzeitdauer der Sickerwasseremission

Bei keiner anderen als der **DIAINERT-Deponie** ist beim derzeitigen Stand des Wissens die Zeitdauer der Sickerwasserproduktion auch nur annähernd absehbar. Vorliegende Prognosen (K. KRUSE 1995) sind lediglich Extrapolationen aus Lysimeterversuchen oder noch einfacheren Säulenversuchen. Die **DIAINERT-Deponie** dagegen lässt Sickerwasser schon von Beginn an nicht entstehen und wird nachweislich während der bislang versuchstechnisch belegten Zeiträume immer wasserundurchlässiger und zusätzlich von ihrem geochemischen Gefüge her immer günstiger.

#### Gesamtbilanz

Von der Gesamtbilanz her ist die **R-Deponie** am ungünstigsten, denn sie liefert am längsten mit organischem Material, Salzen und Schwermetallen belastetes Sickerwasser. Bei der **MBA-Deponie** ist ein großer Anteil an Sickerwasser-Bildungspotential vorweggenommen, so dass die Sickerwasserproduktion insbesondere in dem Zeitraum nach Versagen der Entwässerungseinrichtungen und künstlichen Dichtungen erheblich günstiger ausfällt. Über das Langzeitverhalten der **MVA-Deponie** ist derzeit noch zu wenig bekannt um einen echten Vergleich anzustellen. Insbesondere die hohe Toxizität in Verbindung mit den Aussagen aus der Literatur, die auf einen sehr langandauernden Verwitterungsprozess im Inneren der durch eine vorläufige Verwitterungsrinde geschützten Deponien (MARZI et al. 1998) und auf eine sehr lange Emissionszeit schließen lassen, lang anhaltende mineralische Umwandlungen und pH-Wert-Verschiebungen, auch Karbonatlösungen, geben Anlass für eine ungünstige Prognose. Insbesondere sind die Auswirkungen des sehr ungünstigen Sickerwasserchemismus auf die Entwässerungsschicht (K.U. HEYER & R. STEGMANN 1997) zu berücksichtigen, die deren Lebensdauer einschränkt.

Die übrigen Barrieren, wie Basisdichtung und technische Barriere sind nach einem kompletten Versagen der Entwässerung unwirksam, wie W. ENTENMANN (2001, im selben Band) anhand von Beispielen sogar schon aus der Betriebszeit von Deponien aufzeigen konnte. Die **DIAINERT-Deponie** dagegen schneidet ungleich günstiger ab, da sie darauf basiert, die Schadstofffrachten über die gesamte Ablagerungszeit gering zu halten.

Zieht man nur die derzeit messbaren Frachtraten zur Bewertung heran, dann ist der Vorteil der Diagenetischen Inertisierung gegenüber den anderen Methoden sehr deutlich.

#### Deponiegas

Bei der **R-Deponie** findet spontane heftige Gasbildung noch während der Schüttung und dann eine lang anhaltende Produktion von CO<sub>2</sub> und Methan statt. Eine Zwangsentgasung ist erforderlich.

Bei der **MBA-Deponie** wird das nach der Schüttung verbleibende Methanbildungspotential durch den vorweggenommenen Abbau der organischen Substanz in der aeroben Rotte (K. LEIKAM & R. STEGMANN 1995) eingeschränkt. Nach Abklingen der spontanen Reaktionen und Ablagerung in einem Deponieraum besteht weiterhin die Möglichkeit von Deponiegasbildung (H.-J. EHRIG, 1991), wenn auch in gemäßigttem Ausmaß. Aus diesem Grunde sind derzeit in Deutschland aktive Entgasungsmaßnahmen noch vorgeschrieben.

Bei der **MVA-Deponie** ist von keinem wesentlichen Gasbildungspotential auszugehen. Das organische Material wird vorab nahezu vollständig zu Kohlendioxid umgesetzt.

Prinzipiell ist das Gasbildungspotential in der **DIAINERT-Deponie** dem der **MBA** gleichzusetzen; dem Vorteil des Abbaues organischer Substanz im Rotteprozeß steht hier die weitgehende Unterbindung von Luft- und Wasserzutritten gegenüber.

Bei der nahezu dichten Umhüllung der Abfallpartikel ist davon auszugehen, dass biologische Prozesse zum Erliegen kommen.

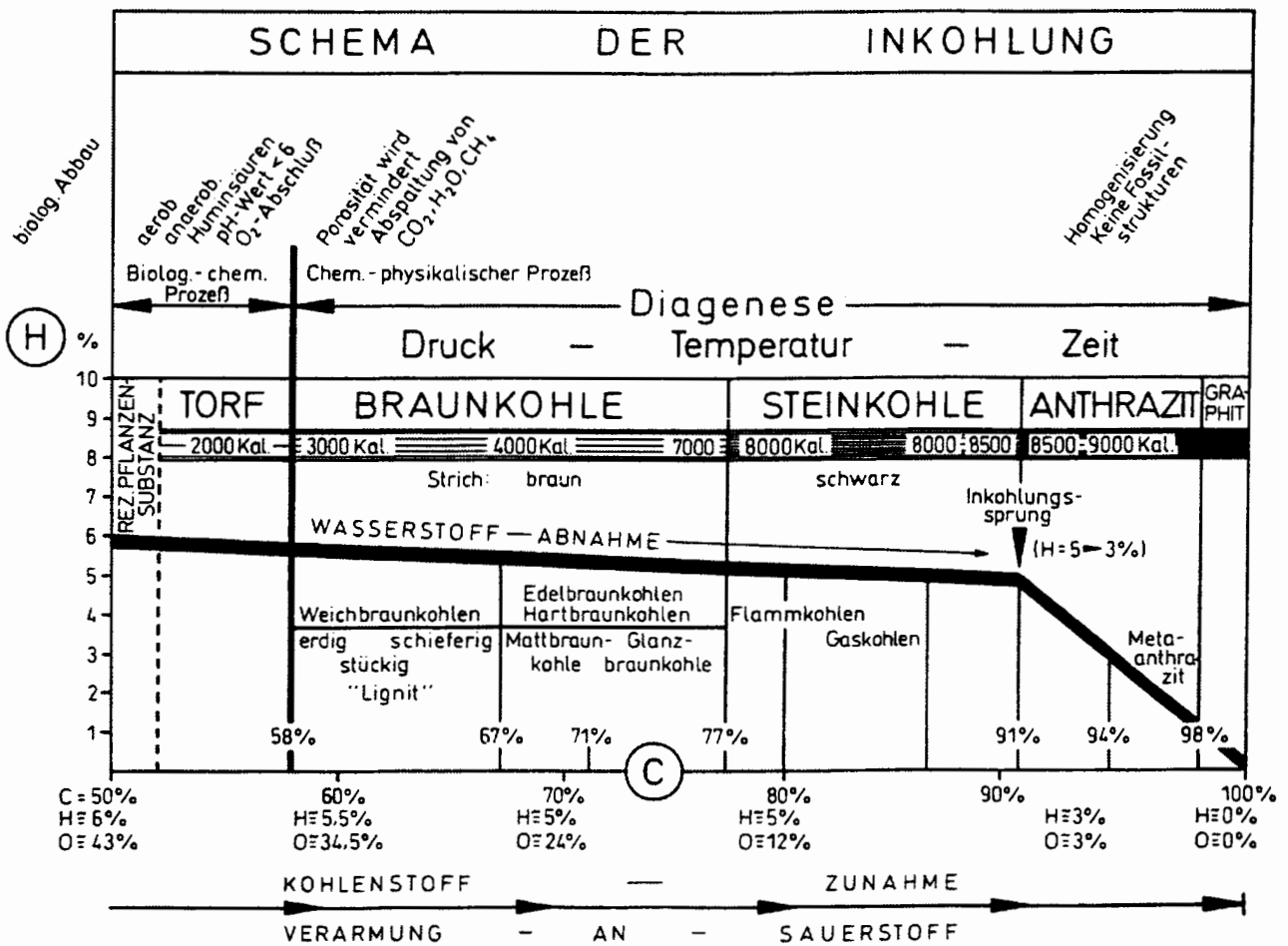


Abb. 17: Wasserstoffabgabe und Kohlenstoffanreicherung beim Vorgang der Kohlenbildung nach E. THENIUS & N. VAVRA 1996 nach W. KLAUS 1987

Am Beispiel der Inkohlung läßt sich der Beweis erbringen, dass es absolut nicht notwendig ist, den gesamten organischen Kohlenstoff von Abfällen in Form von CO<sub>2</sub> in die Atmosphäre zu entlassen. Die organische Masse selbst ist die beste Kohlen(dioxid)senke.

Der organische Kohlenstoff läßt sich aufgliedern

- a) in leicht umsetzbare Anteile, die z. T. spontan unter Bildung von CH<sub>4</sub> und CO<sub>2</sub> reagieren; dieser Teil der Organik wird in der Abfalltechnik bei der MBA oder einer sonstigen Art von Vorrotte reduziert.
- b) in mäßig schwer umsetzbare Anteile, die zum Teil nicht mehr auf bakterieller Basis, sondern auch z.B. über Pilze, abgebaut werden.
- c) in schwer umsetzbare Anteile, bei denen der Kohlenstoff vor allem in Form von Huminsäuren und Lignin vorliegt und die kein Umweltrisiko bergen. Ihre Umsetzung geht unter anaeroben Bedingungen und unter dem Einfluß von Druck und Temperatur sehr langsam weiter, bis der letzte Wasserstoff verbraucht ist (Inkohlungs-sprung, Anthrazit).

Bei der ersten Inkohlungsstufe, dem Torf, liegen bei entsprechenden pH-Werten nur mehr mäßig schwer umsetzbare und schwer umsetzbare Kohlenstoffanteile vor.

Der Abbau des Wasserstoffs läßt sich in einer **DIAINERT-Deponie** parallelisieren mit den Vorgängen der Inkohlung (Abb. 17). In geologischen Zeiträumen wird er sukzessive an die Umwelt abgegeben, die rasche Abgabe des Restwasserstoffes beim Inkohlungssprung zum Anthrazit ist erst in einigen Zehnermillionen Jahren zu erwarten. Die bisherigen Ergebnisse zeigen aber, dass die Gasproduktion durch Mikroorganismen nahezu zum Erliegen kommt. Geringe etwaig entstehende und aus der Deponie austretende Restmengen können problemlos durch die Wahl einer geeigneten Abdeckung (B. STEINERT et al. 1996) oder durch methanreduzierende Bakterien „entschärft“ werden (M. HUMER et al. 1997, 2001 i. gl. Bd.)

Hinsichtlich der Bewertung der Emissionen ist daher zusammenzufassen: Prinzipiell muss bei den Emissionen unterschieden werden zwischen dem klimaschädlichen CO<sub>2</sub> und dem schädlicheren Methan. Die R-Deponie ist am

ungünstigsten, es entsteht am meisten Methan. Bei der Verbrennung wird nahezu der gesamte Kohlenstoff vorab in CO<sub>2</sub> umgesetzt. Dies ist nur dann positiv zu werten, wenn die thermische Nutzung dazu in Relation steht. Bei zunehmender Vorsortierung des Mülls ist dies immer weniger gegeben; im Gegenteil müssen fossile Energieträger mit eingesetzt werden. Die **MVA-Deponie** ist dann jedoch nahezu emissionsfrei. Bei der **MBA-Deponie** entsteht mehr Methan, dieses wird jedoch zu einem Großteil gefasst und dann in CO<sub>2</sub> umgesetzt. Sicherlich wird auf Dauer ein Teil des Kohlenstoffs in der Deponie festgelegt und aus der Atmosphäre ferngehalten. Die **DIAINERT-Deponie** dagegen setzt vorrangig auf dieses Prinzip, nämlich nach der Vorbehandlung so wenig wie möglich klimaschädliche Gase entstehen zu lassen und auch einen Großteil des mittel- und schwer abbaubaren Kohlenstoffes in der Deponie zu stabilisieren.

## 6 Schlußbemerkung

Die **DIAGENETISCHE INERTISIERUNG** ist nicht als Konkurrenz zur thermischen Abfallverwertung oder zur mechanisch - biologischen Abfallbehandlung gedacht, sondern als Ergänzung beider Methoden.

Die thermische Abfallbehandlung hat ihre Berechtigung, wenn tatsächlich brennbare Materialien verwertet werden können, so dass nicht zusätzlich Brennstoff zugeführt werden muss und wenn die thermische Energie sinnvoll genutzt werden kann, etwa

- in Industrieanlagen
- durch Wärmenutzung
- durch Verstromung.

Die **DIAGENETISCHE INERTISIERUNG** sorgt durch die der Behandlung vorausgehende Absiebung der brennbaren Fraktion dafür, dass den Verbrennungsanlagen qualitativ hochwertiger Brennstoff zur Verfügung steht. Die restierenden Schlacken und Filterstoffe können durch die **DIAGENETISCHE INERTISIERUNG** sicher eingebunden und umweltneutral wieder deponiert werden.

Die **MBA** wieder hat ihre Vorzüge vor allem in landwirtschaftlich dominierten Gebieten, in denen bedeutende Mengen organischen Mülls anfallen. Aber auch sie hinterläßt ein Produkt, das einer sicheren Deponierung bedarf.

Der konventionellen Deponie gegenüber hat die **DIAGENETISCHE INERTISIERUNG** zahlreiche Vorzüge:

### Auf dem Sektor Sicherheit:

**Deponiegas** wird nur zu Beginn, und da in vernachlässigbaren Mengen gebildet: keine Geruchsbelästigung, keine Brandgefahr. (Hier liegen sehr gute Erfahrungen vom Bau der **DIAINERT-Deponie Hehenberg** vor)

**Sickerwasser** gibt es nicht. Durch Überlagerungsdruck austretende Porenwässer machen nur einen geringen Teil der Menge des Sickerwassers einer konventionellen Deponie aus und tendieren bei sachgerechtem Einbau gegen Null.

**Schadstoffausträge** sind durch die Dichte des Abfallkörpers auf die Größenordnung natürlicher Lagerstätten reduziert: ohne durchströmendes Wasser kein Transport; Schwermetalle sind an Tonminerale gebunden oder durch Karbonate gefällt.

Auf dem Sektor Kosten:

Den gegenüber einer konventionellen Deponie um ca. 10% höheren Behandlungskosten stehen mannigfaltige Ersparnisse bei der Nachsorge gegenüber:

**Keine Zwangsentgasung**, die aufwendig und wenig wirksam ist

**Keine Sickerwasserentsorgung**, die auch die nächsten Generationen belastet.

**Kein Mehrbedarf an Deponievolumen:** trotz Feinteilzugabe wird durch das Erreichen hoher Einbaudichten Deponievolumen gespart.

Auf dem Sektor Umweltverträglichkeit:

Durch die **Gasminimierung** werden sowohl die Methanemissionen konventioneller Deponien als auch die Kohlendioxidemissionen thermischer Abfallbehandlung vermieden; die DIAINERT-Deponie ist damit auf dem Gebiet der Abfallwirtschaft ein ideales Instrument der Durchsetzung der Kyoto-Protokolle.

Durch die **Ausscheidung von Kunststoffen** und anderen brennbaren Materialien vor dem eigentlichen Vermengungsprozeß wird hochwertiges Heizmaterial für die kalorische Verwertung gesichert.

Durch den **Einsatz mobiler Maschineneinheiten** können auch kleine Deponieeinheiten vor Ort bearbeitet werden.

Geringe, vor allem zu Beginn der Ablagerung auftretende Emissionen werden problem- und schadlos in den **Kreislauf der Natur** eingebunden.



## Förderungen und Kooperationen



Die Untersuchungen wurden finanziell unterstützt von der Österreichischen Kommunalkredit (Betreuung: Dipl.Ing Th. STEIRER), die zur Verfügung gestellten Mittel werden bei der Anwendung aus Lizenzgebühren refundiert und belasten nicht den Steuerzahler!

Die Umsetzung des Verfahrens in die praktische Anwendung ist durch die Unterstützung (Förderungsbeginn 10/97) des Bundesministeriums für Wirtschaft und Arbeit (vorm. Bundesministerium für wirtschaftliche Angelegenheiten) unter Bundesminister Dr. J. FARNLEITNER, Abt. IX/A/7, Technik und Innovation, sowie des Forschungsförderungsfonds FFF (gefördertes Projekt abgeschlossen) ermöglicht worden.

### Folgende Stellen waren am Untersuchungsprojekt (Lysimeter) beteiligt :

Koordination u. Leitung: Dr.G. RIEHL- H.

BOKU Wien: Abt. Abfallwirtschaft,  
Univ.Prof. Dr. P. LECHNER  
Inst. f. Wasservorsorge, Gewässerökologie u. Abfallwirtschaft, Dr. F. ZIBUSCHKA  
Inst. f. Geotechnik u. Verkehrswegebau, Univ.Prof. Dr. O. PREGL

TU Wien: Inst. f. Erdölchemie, Univ.Prof. Dipl.Ing. H. SCHINDLBAUER

Montanuniv. Leoben: Inst. f Sedimentologie, Univ.Prof. Dr. W. VORTISCH

ÖFPZ Arsenal GmbH, Bereich Umwelt, Univ.Prof. Dipl.Ing. Dr. RANK

TU Berlin: Inst. f. Geologie  
Univ.Prof. Dr. H. KALLENBACH

Dipl.Geol. Dr. Chr. KISTEN

Fa. Geoseis: Ing. P. CARNIEL;  
M. HACKENBERG

**Untersuchungen ARC Seibersdorf:**  
Dipl.Ing. A. KRENN

### Folgende Stellen waren bei der Umsetzung der Methode in die Praxis beteiligt:

Wiss. Leitung: Dr. G. RIEHL- H.

Betreiber: Abfallverband Grieskirchen, OÖ, Österreich

Baubeauftrag: H. BURGSTALLER GmbH, Haag

ztw. Bauleitung: Ing. R. PERNITZ

Analytik: Dipl.Ing. K. SCHEIDL

Montanuniv. Leoben: Inst. f Sedimentologie, Univ.Prof. Dr. W. VORTISCH

Fa. Geoinert: Ing. P. CARNIEL;  
M. HACKENBERG

## Literatur

ANONYMUS 1997

Erste Ausnahmen von der TAsi. EP-Journal 9/1997, S. 4., 1997

ALSAG 1989/1996

Altlastensanierungsgesetz BGBl Nr. 299/1989 i.d. Fassung Art. 87 Strukturanpassungsgesetz BGBl. Nr. 201/1996, Wien 1996

AWG 1990/2000

Abfallwirtschaftsgesetz BGBl Nr. 325/1990 in der Fassung BGBl I Nr. 90/2000, Wien 2000

P. BACCINI, et al., 1987

"Water and Element Balances of Municipale Solid Waste Landfills". In: Waste Management and Research (1987), 5, pp 483 - 499, 1987

P. BACCINI, 1992

"Die Deponie in einer ökologisch orientierten Volkswirtschaft." In: GAIA no. 1. 1992, Zürich 1992

E. BINNER, 1995

Inkubationsversuche zur Beurteilung der Reaktivität von Abfällen; In: Waste Reports No. 02 "Emissionsverhalten von Restmüll", Dokumentation eines Arbeitsgespräches, P. LECHNER (Hrsg.), ABF-BOKU Wien, 1995

- S. BAUER, 1996  
Messung der Methanemission von Deponien, unv. Dipl.Arb. BOKU Wien 1996
- W. BAUMANN, 1985  
"Minimierung und langfristige Abschätzung von Sickerwasseremissionen aus Hausmülldeponien" INFU Werkstattreihe Heft 15, Institut für Umweltschutz der Universität Dortmund, 1985
- K. BERGER & V. SOKOLLEK, 1997  
Sind qualifizierte Abdeckungen von Altdeponien unter den gegebenen klimatischen Voraussetzungen der BRD sinnvoll bzw. möglich? - In: Egloffstein/Burkhardt: Oberflächenabdichtungen von Deponien und Altlasten – Abfallwirtschaft in Forschung und Praxis 103: 15-39; Berlin 1997
- B. BERGFELDT,  
E. DÄUBER & J. VEHLow, 1998  
Norm und Wirklichkeit – zur Aussagekraft standardisierter Elutionstests. Geo-Berlin 98 V 27 Terra Nostra 98/3; Berlin 1998
- E. BINNER & Th. LAHNER, 1997  
Wasserhaushalt und Emissionssituation am Beispiel der Hausmüllversuchsanlage Breitenau, Barbaragespräche 1995, Wien 1997
- BMU, 1999  
Stärkung von Wettbewerb, Vielfalt und Innovation in der Abfallwirtschaft. Fachgespräch des Bundesumweltministeriums zur Einbeziehung mechanisch-biologischer Verfahren in die Abfallentsorgung. Materialienband 24.09.1999; Berlin 1999
- P.H. BRUNNER, 1994  
Abfall als Langzeitrisiko, Barbaragespräche 1993 „Grenzen der Geotechnik“, pg 103-106, Wien 1994
- H.J. COLLINS & P. SPILLMANN, 1986  
Wasser- und Schadstoffhaushalt von Abfalldeponien und deren Wirkungen auf Gewässer, 337 S., 104 Abb., 63 Tab.; Forschungsbericht - Deutsche Forschungsgemeinschaft Weinheim, Berlin 1986
- DEPONIEVERORDNUNG, 1996  
Verordnung des Bundesministers für Umwelt über die Ablagerung von Abfällen (Deponieverordnung), 164. Verordnung, Wien 1996
- H. DOEDENS & A. GRIESSE, 1998  
Nachweis der Gleichwertigkeit gemäß den Schutzziele der TASI. 2. Niedersächsische Abfalltage 02.-04.03.98 Seite 49-60, 1998
- H.-J. EHRIG, 1991  
Gasprognosen bei Restmülldeponien. In: Deponiegasnutzung, Trier Berichte zur Abfallwirtschaft Bd. 2, Rettenberger/Stegmann (Hrsg.), Economica Verlag, Bonn 1991
- EU RICHTLINIE, 1999  
Richtlinie 1999/31/EG des Rates über Abfalldeponien, Brüssel 1999
- W. ENTENMANN, & K. H. SCHWINN, 1997  
Emission of pollutants from different contaminated sites into groundwater - a comparative study from Northern German quaternary sediments. Proc. Int. Conf. IAEG Athen: 1817-1822, 3 Abb., 2 Tab.; Balkema, Rotterdam 1997
- W. ENTENMANN, 1998  
Hydrogeologische Untersuchungsmethoden von Altlasten, 152 Abb., 49 Tab., 373 S., Springer, Berlin-Heidelberg-New York, 1998
- W. ENTENMANN & J. RAPPERT 1998  
Estimation of seepage discharge from polluted sites and landfills. - Proc. 8th. International IAEG Congress Vancouver IV: 2299-2305, 4 Abb., 1 Tab.; Balkema, Rotterdam 1998
- W. ENTENMANN, 1999  
Wasser- und Stoffbilanzen bei der Gefährdungsabschätzung von Altlasten und Deponien. - Geowissenschaften & Umwelt 3: Ressourcen-Umwelt-Management: 37-54, 6 Abb., 5 Tab.; Springer, Berlin 1999.
- W. ENTENMANN, 2001  
Untersuchungen zur Wirksamkeit von Deponieabdichtungssystemen im Hinblick auf den Grundwasserschutz,, 33 S., Barbaragespräche 1998, Bd. 5, Payerbach 2001
- FGSV, 1995  
Technische Lieferbedingungen für Hausmüllverbrennungsgasche im Straßenbau TL HMVA-StB 95, Forschungsgesellschaft für Straßen- und Verkehrswesen 10 S.; Köln 1995

- K. U. HEYER & R. STEGMANN, 1997  
Landfilling of bottom ashes from incineration of municipal solid waste: a general survey. Proc. Sardinia 97: 521- 533; Cagliari 1997
- G. HIRSCHMANN, U. FÖRSTNER, 1997  
Langfristiges Deponieverhalten von Müllverbrennungsschlacken, BMBF-Verbundvorhaben Deponiekörper - Inerte Abfälle, Technische Universität Hamburg-Harburg, Arbeitsbereich Umweltschutz, Hamburg 1997
- H. HUBER, M. JAROŠ, 1997  
Emissionsverhalten von MVA-Schlacke nach forcierter Alterung, Waste Reports 6/97, Hrsg. P. Lechner, Abteilung Abfallwirtschaft, Universität für Bodenkultur Wien 1997
- M. HUMER, P. LECHNER, 1997  
Grundlagen der biologischen Methanoxidation; Waste-Reports Nr. 05, August 1997, Abteilung Abfallwirtschaft, Universität für Bodenkultur Wien 1997
- C.A. JOHNSON, 1992  
Alterungsprozesse in der Schlacke, In: Belevi, H., Johnson, A., Lichtensteiger, T., Zeltner, C., Emissionsabschätzung für Kehrichtschlacke - Projekt EKESA 1992, Seite 104-109, Dübendorf 1992
- L. JOHNSON, 1993  
Chemische Eigenschaften der Müllschlacke. - In: BACCINI & GAMPER: Deponierung fester Rückstände aus der Abfallwirtschaft: 35 - 51; Dübendorf - Zürich 1993
- K. KRUSE, 1995  
Sickerwasseremissionen bei alten Deponien - wie lange problematisch? UTECH Berlin 43. Seminar S.31-52; Berlin 1995
- LAGA, 1991  
(Länderarbeitsgemeinschaft Abfall), Informationsschrift Altablagerungen und Altlasten, Erich Schmidt Verlag, Berlin 1991
- A. LAGERKVIST, H. ECKE, 1995  
„Data base of landfill test cells“ (Manuskript) IEA Expert Working Group on Landfill Gas, Lulea 1995
- A. LAGERKVIST; H. ECKE, 1997  
Deponierungsstrategien, Versuchsfelder und die Zukunft, Barbaragespräche 1995, Wien 1997
- P. LECHNER, 1997  
Emissionen von Deponien - derzeit und in Zukunft, Barbara-Gespräche 1995, Bd. 4, 10 S., Wien 1997
- K. LEIKAM & R. STEGMANN 1995  
Emissionsverhalten von mechanisch-biologisch vorbehandelten Restabfällen; In: Waste Reports No. 02 "Emissionsverhalten von Restmüll", Dokumentation eines Arbeitsgespräches, Lechner (Hrsg.), ABF-BOKU Wien, 1995
- T. MARZI, S. PALITZSCH, R. BECKMANN, R. KÜMMEL, A. BEARD & K. KELDENICHS, 1998  
Wirkungsmechanismen bei der Alterung von Müllverbrennungsschlacken. - Müll und Abfall 1990 (5): 316 - 322, Oberhausen 1998
- S. MELCHIOR, 1996  
Die Austrocknungsgefährdung von bindigen mineralischen Dichtungen und Bentonitmatten in der Oberflächenabdichtung - Ergebnisse der mehrjährigen In-situ-Versuche und Aufgrabungen auf der Altdeponie Hamburg-Georgswerder, in: U. MAIER-HARTH (Hrsg.): Geologische Barriere, Basisabdichtung, Oberflächenabdichtung - Möglichkeiten zur standortbezogenen Optimierung, 3. Deponie-Seminar in Bingen-Büdesheim, 40 S, Mainz 1996
- S. MELCHIOR, 2001  
In-situ-Untersuchungen zur Wirksamkeit von Oberflächenabdichtungen, Barbara-Gespräche 1998, Bd. 5, 15 S., Payerbach 2001
- F. PETERSEN, 1998  
Die Pflichten der Länder zur Umsetzung der TA Siedlungsabfall. Müll und Abfall 9/1998 S. 560 - 567; Berlin 1998
- G. PFRANG-STOTZ & J. REICHEL, 1998  
Kann man aus Müll Strassen bauen? Der Einsatz von Müllverbrennungsschlacken im Strassenbau aus mineralogischer Sicht. Geo-Berlin 98 V 262 Terra Nostra 98/3; Berlin 1998

- C.-A. RADDE, 1999  
Siedlungsabfallentsorgung in Deutschland vor dem Hintergrund der TA Siedlungsabfall und der europäischen Deponierichtlinie. – In: Egloffstein/Burkhardt/Czurda: Oberflächenabdichtungen von Deponien und Altlasten '99 – Abfallwirtschaft in Forschung und Praxis 116: 1-19; Berlin 1999
- H.-G. RAMKE, M. BRUNE, 1990  
Untersuchungen zur Funktionsfähigkeit von Entwässerungsschichten in Deponiebasisdichtungssystemen, Abschlußbericht Forschungsvorhaben FK BMFT 1450457 3; Braunschweig 1990
- D. RANK, W. PAPESCH, V. RAJNER, G. RIEHL-HERWIRSCH, 1992  
Environmental isotopes study at the Breitenau Experimental Landfill (Lower Austria). In: H. HÖTZL & A. WERNER (Hrsg.) Proc. of the 6. Int. Symp. on Water Tracing, Karlsruhe, 1992, A.A. Balkema, Rotterdam, 1992
- G. RETTENBERG, H. METZGER, 1992  
Der Deponiegashaushalt in Altablagerungen - Vorgehensweise und Technik zu seiner Erkundung und Bewertung (Leitfaden Deponiegas), Handbuch Altlasten, Bd. 10, Hrsg. Landesanstalt für Umweltschutz Baden - Württemberg, Karlsruhe 1992
- G. RETTENBERGER, 1994 a  
Deponierückbau auf der Deponie Burghof - wissenschaftliche Begleitung, Konzeption und erste Ergebnisse des Meßprogramms, in: Abfallwirtschaft in Forschung und Praxis Bd 70: Fortschritte der Deponietechnik 1994, Stief/Fehlau (Hrsg.), Erich Schmid Verlag, Berlin 1994
- G. RETTENBERGER, 1994 b  
Der Deponiegashaushalt von Altablagerungen, in. Müllhandbuch KZ 4355, Lfg. 2/94, Erich Schmidt-Verlag, Berlin 1994
- G. RETTENBERGER, 1997  
Emissionsverhalten hochverdichteter Abfälle - Erfahrungen aus der Deponie „Burghof“, in.. Verbundvorhaben Deponiekörper, bmb+f, Wuppertal 1997
- G. RIEHL-HERWIRSCH, P. LECHNER, 1983  
Untersuchung über die Verwendung des Schlämmmaterials aus der Kieswäsche als Grundwasserschutzschicht, 66 S., In: Wasserwirtschaft Wasservorsorge Hrsg.: BMLuF, Wasserwirtschaftskataster, Wien 1983
- G. RIEHL-HERWIRSCH, 1993  
Die "Diagenetische Inertisierung" - eine umweltneutrale Rückeinbindung von Abfall in den natürlichen Stoffkreislauf, Restmüll Enquete, Informationsreihe Abfallwirtschaft des Landes Steiermark, Band 1, p69-72, Graz 1993
- G. RIEHL-HERWIRSCH & P. LECHNER, E. BINNER, P. CARNIEL, M. HACKENBERG, Th. LAHNER, G. RANK, E. RITTER, E. VITEK, J. WALTER, 1995  
Hausmüllversuchsanlage Breitenau, Abschlußbericht zum Beobachtungszeitraum 1986 - 1991, pg. 1-199 BMLuF (Hrsg.), Wasserwirtschaftskataster, Wien 1995
- G. RIEHL-HERWIRSCH, P. CARNIEL, M. HACKENBERG, 1996  
Diagenetische Inertisierung - ein Immobilisierungsverfahren, Lysimeterversuche Katzelsdorf, NÖ, 1992-1996, Kurzfassung des Endberichtes, pg. 1-23, Hrsg. H. HOLZER (BMfUJF), Th STEIRER (Österr. Kommunalkredit AG), Wr. Neustadt 1996
- G. RIEHL-HERWIRSCH, P. CARNIEL, M. HACKENBERG, 1997  
Die Versuchsanlage Breitenau - Aufbau und Wasserwegsamkeit, Ergebnisse und Fragen Barbara-Gespräche 1995, Bd. 2, p 191-226, Wien 1997
- G. RIEHL-H., St. PUXKANDL, M. HACKENBERG, 2000  
New technology for old waste treatment. Diagenetic Inertization - ecological security for geological times, Consoil 2000, Conference Proceedings, Leipzig 2000
- C. SCHNITT-RIEGRAF, H. U. BAMBAUER & M. DÜLMER, 1998  
Verfestigungsprodukte aus Müllverbrennungssaschen als inneres Barriersystem von Deponien, Geo-Berlin 98 V 310 Terra Nostra 98/3; Berlin, 1998

- L. SIGG, W. STUMM, 1996  
Aquatische Chemie - Eine Einführung in die Chemie wässriger Lösungen und natürlicher Gewässer, 4., durchges. Aufl. - Zürich: vdf, Hochschulverl. an der ETH Zürich; Teubner, Stuttgart 1996
- B. SINGER & K. T. FEHR, 1998  
Bestimmung des Phasenbestands in Kesselaschen aus Müllverbrennungsanlagen. Geo-Berlin 98 V 337 Terra Nostra 98/3; Berlin 1998
- C. SPEISER, TH. BAUMANN & R. NIESSNER, 1998  
Änderung des Massenbestandes bei der Ablagerung von MVA-Schlacken, Geo-Berlin 98 V 343 Terra Nostra 98/3; Berlin 1998
- R. STEGMANN, 1990  
Landfill Gas Extraction, in: Sanitary Landfill-Process, Technology and Environmental Impact; Academic Press, London, 1990
- R. STEGMANN, 1995  
Thermische oder mechanisch-biologische Restabfallvorbehandlung. UTA 1/1995 S. 41-42; Berlin 1995
- R. STEGMANN, 1997  
Oberflächenabdichtung nach TASI treibt Kosten. EP Journal 09/1997 Seite 1 und 4, 1997
- R. STEGMANN & K. HUPE, 1997  
Anpassung der Deponietechnik an die MBV-Reststoffe. In: Stegmann/Rettenberger: Entwicklungstendenzen in der Deponietechnik, Hamburger Berichte Abfallwirtschaft 12 S. 345-359; Hamburg 1997
- B. STEINERT, S. MELCHIOR, K. BURGER K. BERGER, M. TÜRK, 1996  
Dimensionierung von Kapillarsperren zur Oberflächenabdichtung von Deponien und Altlasten, in: Verbundvorhaben Weiterentwicklung von Deponieabdichtungssystemen Teil- BMBF -Vorhaben 39, Kurzfassung, Hamburg 1996
- K. STIEF, 1986  
Das Multibarrierenkonzept als Grundlage von Bau, Betrieb und Nutzung von Deponien, Müll und Abfall 18 (1):15-20; Berlin 1986
- TA SIEDLUNGSABFALL, 1993  
Technische Anleitung zur Verwertung, Behandlung und sonstigen Entsorgung von Siedlungsabfällen. Dritte allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Abfallgesetz. - Bundesanzeiger Hensfelder - Ludwig (Bearb.); 117 S., 3 Tab., Köln 1993
- E. THENIUS & N. VAVRA, 1996  
Fossilien im Volksglauben und im Alltag, 179 S., 197 Abb., Senckenbergband 71, Kramer, Frankfurt/M. 1996
- UBA, 2000  
Eckpunktepapier zur Änderung der TA Siedlungsabfall. Umwelt 5/2000, S. 265 - 266; Berlin 2000
- W. VORTISCH, 1995  
Diagenetische Inertisierung - Geologisch-mineralogische Grundlagen und Beispiele aus der Natur; In: Waste Reports No. 01 "Immobilisierung schadstoffhaltiger Abfälle", Dokumentation eines Arbeitsgespräches, P. LECHNER (Hrsg.), ABF-BOKU Wien, 1995
- C. ZEVENBERGEN, L. VAN REEUWIJK, J. BRADLEY, J. KEIJZER & R. KROES, 1995  
Leaching of heavy metals from MSUD-Incineration bottom ash in a disposal environment. - Proc. Sardinia '95: 369 - 377; Cagliari 1995

